NINA Rapport 49

Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms

Hans Tømmervik
Lars Erikstad
Karl-Otto Jacobsen
Karl-Birger Strann
Vegard Bakkestuen
Per Arild Aarrestad
Nigel Yoccoz
Dagmar Hagen
Trond V. Johnsen

Bernt Johansen (Norut IT)
Kjell Arild Høgda (Norut IT)
Said Hassan Ahmed (Norut IT)

Rolv Dahl (NGU)
Terje H. Bargel (NGU)
Lars Olsen (NGU)

LAGSPILL ENTUSIASME INTEGRITET KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NINAs publikasjoner

NINA Rapport
Dette er en ny, 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.

Norsk institutt for naturforskning

Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms

Hans Tømmervik
Lars Erikstad
Karl-Otto Jacobsen
Karl-Birger Strann
Vegard Bakkestuen
Per Arild Aarrestad
Nigel Yoccoz
Dagmar Hagen
Trond V. Johnsen

Bernt Johansen (Norut IT)
Kjell Arild Høgda (Norut IT)
Said Hassan Ahmed (Norut IT)

Rolv Dahl (NGU)
Terje H. Bargel (NGU)
Lars Olsen (NGU)

Tømmervik, H., Erikstad, L., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Yoccoz, N., Hagen, D., Johnsen, T.V., Johansen, B., Høgda, K.A., Ahmed, S.H. Dahl, R., Bargel, T.H., Olsen, L.. 2005. Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms - NINA Rapport 49. 230 pp.

Tromsø, juni 2005

ISSN: 1504-3312
ISBN: 82-426-1579-9 (Digital utgave)

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

REDAKSJON
Karl-Otto Jacobsen

KVALITETSSIKRET AV
Bjørn Arne Rukke, Rune Søyland, Øyvind Andreassen (Forsvarsbygg), Erik Framstad og Sidsel Grønvik (NINA)

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Forsvarsbygg

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Bjørn Arne Rukke (Prosjektleder) og Rune Søyland

NØKKELORD
Forsvarsbygg, Forsvaret, Troms, naturmiljø, langtidsvirkninger, skader, terrengslitasje, geologi, fjernmåling, botanikk, vegetasjon, zoologi, biologisk mangfold, avbøtende tiltak, forebyggende tiltak

KEY WORDS
Forsvarsbygg, Military, Troms county, nature environment, long-term effects, damage, terrain damage, geology, remote sensing, botany, vegetation, zoologi, biodiversity, remedial actions, preventive actions

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø
Polarmiljøsenteret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkelgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

http://www.nina.no

Sammendrag

Tømmervik, H., Erikstad, L., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Yoccoz, N., Hagen, D., Johnsen, T.V., Johansen, B., Høgda, K.A., Ahmed, S.H. Dahl, R., Bargel, T.H., Olsen, L.. 2005. Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms - NINA Rapport 49. 230 pp.

Terrengslitasje kan, som følge av blant annet kjøring og posisjonering med belte- og hjulgående kjøretøy i sårbare områder, føre til store langtidsskader på naturen. Den overordnete målsetningen med dette prosjektet har vært å dokumentere i hvilken grad Forsvarets øvingsvirksomhet i Troms og noen tilstøtende områder i Nordland, har gitt langtidsvirkninger som påvirker naturmiljøet i forhold til terrengslitasje og biologisk mangfold. Arealet innenfor undersøkelsesområdet er på 9380 km^2. Rapporten består av 8 delkapitler som omfatter (1) geologi (løsmasser) og teknisk sårbarhet, (2) intensive vegetasjonsundersøkelser innenfor skyte- og øvingsfelter, (3) kartlegging av terrengskader innenfor skyte- og øvingsfelter, (4) kartlegging av terrengskader utenfor skyte- og øvingsfelter, (5) effektstudier på fuglefaunaen, (6) effektstudier på småpattedyrfaunaen, (7) vurderinger av effekter på biologisk mangfold og (8) forebyggende og avbøtende tiltak.

Totalomfanget av skader og influensområder er kartlagt og dokumentert ved hjelp av feltarbeid og fjernmåling (satellitt- og flybilder). Kartleggingen av kjørespor med influenssoner innenfor hovedskytefeltene Blåtind, Mauken og Setermoen viste at lengden av de kartlagte kjørespor er beregnet til litt i overkant av 1000 km, og med en influenssone på 50 m så utgjorde dette til sammen et areal på 55,7 km^2 (16,8 %) av et totalareal på 334 km^2. Områder med registrert infrastruktur (skytebaner og andre tilsvarende anlegg) utgjorde ca. 2,5 km^2, mens veier utgjorde 5,9 km^2. Dette betyr at andelen skadete/influerte områder (influenssone 50 m) og infrastrukturområder samlet utgjør 19 % av totalarealet.

Skadeeffekten relatert til vegetasjon ble beregnet ved hjelp av satellittbaserte vegetasjonskart. Undersøkelsene viste at myrarealene var den kategorien som er relativt mest berørt av denne type skader (fra i overkant av 13% av totalarealet når man regner en influenssone på 10 m til i underkant av 40 % med en influenssone på 50 m), mens fjell og skog var mindre påvirket. De arealmessig største skadene på myr ble registrert innenfor Mauken og Setermoen skyte- og øvingsfelter, mens myrene i Blåtind var mindre skadd. I myr er det registrert tilbakegang av arter i forbindelse med kjøresporene (hovedsakelig moser). Kjøringen fører til en overgang fra fastmattevegetasjon til vegetasjon preget av høyere vannstand og generelt våtere miljø.

De regionale undersøkelsene viste også et omfattende nett av kjørespor i naturtypene rabber, heier og koller, dog viste resultatene at skadeomfanget på vegetasjonen var mindre her enn på myr. På fastmark ble det ikke registrert endringer i artsantall, men en reduksjon i reinlavarter og skogsmoser har funnet sted. Her reduseres klimaksarter og de erstattes med pionérarter av gras og moser. Ved stor terrengslitasje i terreng med tynt jordsmonn er effektene på det biologiske mangfoldet stort. Dette er også områder med omfattende visuelt skadeomfang. For rikere skogtyper som høgstaude- og lågurtskoger som har høyt biologisk mangfold, lå 25 % av totalarealet for høgstaudeskog og 13 % av totalarealet for lågurtskog innenfor 50 m influenssone.

Innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene Elvegårdsmoen, Ramnes, Trondenes, Åsegarden og Sørlimarka, utgjør kjørespor og infrastruktur (veier, standplasser etc.) henholdsvis 0,3 km^2 og 1,5 km^2 som er 10% av totalarealet. Når det gjelder fordelingen av skadene innenfor de små skyte- og øvingsfeltene utgjorde infrastruktur og kjøresporskader ca. 40 % av arealet innenfor Elvegårdsmoen, mens det for Ramnes var mindre skader. Totalt utgjør de skadede og influerte arealene innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene 66 km^2.

Totalt ble ca. 245 km med terrengakser, traséer opp til oppstillingsplasser og i nærøvingsområder og andre kjøretraséer utenfor skyte- og øvingsfeltene analysert og befart i felt og med helikopter. Arealet med store skader (5 m bredde) langs med kjøresporene ble beregnet til ca 1,2 km^2. Det ble ikke registrert store skader på naturtyper med høyt biologisk mangfold (bl.a. rikere myrtyper og rikere skog) og den totale belastningen av Forsvarets aktivitet vurderes som liten. Innenfor nærøvingsområder tilknyttet Setermoen, Heggelia og Skjold garnison ble de totalt skadde og ødelagte områder beregnet til ca. 3 km^2. Totalt så utgjør terrengskader og infrastruktur langs med terrengakser, oppstillingsplasser og i nærøvingsområder ca. 4,2 km^2, noe som må sies å være lite i forhold til totalarealet av undersøkelsesområdet så vel som totalarealet av nærøvingsområdene.

Totalt utgjør de ødelagte, skadde og influerte områdene ca. 70 km^2 av totalarealet på 9380 km^2 innenfor undersøkelsesområdet.

De to kapitlene som omhandler dyreliv viste påvisbare forskjeller med hensyn til tetthet av hekkende vadefugl innenfor naturtypen myr mellom arealer med kjørespor og kontrollarealer utenfor skytefeltene. Det er sannsynlig at disse forskjellene delvis kan tilskrives kjøreløypene/sporene og forstyrrelsene dette medfører. Når det gjelder smågnagere har ikke bestandssituasjonen i prosjektperioden vært stor nok til å vurdere eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunnet. Forsvarets aktiviteter kan imidlertid ha hatt negative effekter lokalt, spesielt i myr- og fjellhabitater. Effekter på smågnagerdynamikken på en større, regional skala er imidlertid ikke sannsynlig på grunn av det relativt begrensete arealet som er påvirket.

Effektene av infrastruktur og barmarkskjøring på biologisk mangfold er vurdert til å være moderat i hovedskytefeltene, mens de for de små skyte- og øvingsfeltene og nærøvingsfelter vurderes som variable fra små effekter i Ramnes til større effekter på Elvegårdsmoen.

Undersøkelsene viste at de revegeteringstiltak som Forsvaret har gjennomført har hatt god effekt mht. rehabilitering av kjørespor. For eksempel viste resultatene at kjørespor av CV-90 (panservogn) som ikke var reparerte hadde en vegetasjonsandel på 45%, mens de reparerte sporene hadde en vegetasjonsandel på over 80%. Flesteparten av de reparerte sporene var registrert i områder med stor terrengslitasjesårbarhet, det vil si i fuktige naturtyper som myr. Det viser trolig en bevisst prioritering fra Forsvarets side som synes å ha god effekt.

Kanalisering av virksomhet bort fra noen områder og over til andre er det viktigste forebyggende tiltaket. Bruk av kart med inntegnet informasjon om biologisk mangfold (BM-kartleggingen i regi av Forsvaret og i regi av kommunene) og spesielt sårbare områder bør være sentrale i planlegging av all øvingsvirksomhet. Det bør utarbeides detaljerte sårbarhetskart som kan brukes som grunnlag for planlegging av fremtidig øvingsvirksomhet. Ellers er det blitt foreslått en rekke forvaltningsråd og enkelte avbøtende tiltak som vil kunne være nyttig for å bedre miljøprofilen knyttet til kjørespor og terrengslitasje.

Den overordnede konklusjonen fra Tromsundersøkelsen basert på resultatene fra dette prosjekter er at Forsvarets aktivitet i Troms stedvis har hatt stor betydning på naturen i et begrenset antall områder, men at skadene på mange måter kan betraktes som lokale og ikke er av stor betydning for det biologiske mangfoldet innenfor det samlede undersøkelsesområdet.

En helhetlig oversikt av den typen som er presentert i denne undersøkelsen gir grunnlag for å kunne uttale seg om skadeomfanget av Forsvarets virksomhet, og den vil bidra til å synliggjøre behovet for ulike typer av forebyggende arbeid og avbøtende tiltak. Oversikten er også et godt utgangspunkt for på detaljert nivå å kunne følge den militære aktivitetens påvirkning på naturmiljøet innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene i tiden framover.

Abstract

Tømmervik, H., Erikstad, L., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Yoccoz, N., Hagen, D., Johnsen, T.V., Johansen, B., Høgda, K.A., Ahmed, S.H. Dahl, R., Bargel, T.H., Olsen, L.. 2005. Long-term effects of military training on the nature environment in Troms county- NINA Report 49. 230 pp.

Use of heavy all-terrain vehicles in vulnerable environments may cause damage that will last for a long time. The main objective of this project has been to document and assess the long-term effects of military training on the environment and biodiversity within Troms county and northern parts of Nordland county. The size of the study area is approximately 9380 km^2. The report consists of 8 chapters comprising of (1) geology and technical vulnerability, (2) intensive vegetation investigations in military shooting ranges, (3) mapping of terrain damage in military shooting ranges, (4) mapping of terrain damage outside the military shooting ranges, (5) studies of the effects of terrain damage on the bird fauna, (6) studies of the effect of terrain damage on the small mammal fauna, (7) assessment of the effects on biodiversity, and finally (8) recommendations for preventive and remedial (restoration) actions for further training activities.

The total amount of damage, infrastructure areas and zones of influence has been mapped and documented by use of field work and remote sensing. The length of the all-terrain vehicle tracks with zones of influence in the three main military shooting ranges, Blåtind, Mauken and Setermoen, were estimated to more than 1000 km including a zone of influence of 50 meters . The area was estimated to cover 55,7 km^2 (16,8 %) of a total area of 334 km^2. Infrastructure elements like artillery- and gun stands, buildings etc. were estimated to 2,5 km^2, while the area of roads was estimated to 5,9 km^2 meaning that the damaged and influenced area was 19 % of the area within the main training areas.

The effects to the vegetation were assessed using satellite based vegetation cover maps. These investigations showed that the mire vegetation was the category which was most damaged or influenced by a large network of all-terrain vehicle tracks. The damage and influence within the mire vegetation were estimated to 13 % within a 10 m zone of influence to 40 % within a 50 m zone of influence. Mountain vegetation and forests were less influenced by the all-terrain traffic. The largest damage on mire vegetation was registered in Mauken and Setermoen, while the mires in Blåtind were less damaged. In mire vegetation a decrease of especially moss species was observed within the all-terrain tracks. The traffic with the all-terrain vehicles has led to a transformation from typical mire and fen vegetation (drier conditions) to a carpet/mud bottom vegetation influenced by high water levels.

The regional investigation revealed a network of all-terrain tracks in mountain heaths and ridges, but the damage was not as distinct as in the mires. In other environments there was not change in the number of species, but a decrease in lichen species followed by an increase of moss species. The number of typical climax species was reduced and pioneer species of grasses and mosses dominated within the tracks and damaged areas. The effect on the biodiversity was large in areas with thin soils above the bedrock, and the tracks and wear in these areas like these areas also were clearly visible. For richer forest types with high biological diversity 25 % of the tall herb forests and 13 % of the low herb forests were found within the 50 m zone of influence.

Concerning the minor military shooting ranges in Elvegårdsmoen, Ramnes, Trondenes, Åsegarden and Sørlimarka, the damaged areas of all-terrain tracks and infrastructure (roads, buildings, stands etc) were estimated to 0,3 km^2 and 1,5 km^2 , respectively, equalling 10 % of the total area of these training fields. The damage within these areas was variable from 40 % within Elvegårdsmoen to minor damage in Ramnes.

A total of 245 km of all-terrain tracks and traces within the whole study area comprising areas for military communication and intelligence have been mapped, analysed in field and by helicopter. The area within a zone of 5 m (total damage) along the tracks was 1,2 km^2. No large damage was found for areas with high biodiversity as for example rich mires and rich forests and the total impact was assessed to be minor.

Within small exercise areas around the garrisons of Setermoen, Heggelia and Skjold the total damaged area was estimated to 3 km^2. In total the damage and infrastructure registered within the small exercise fields and all-terrain tracks and traces cover an area of 4,2 km^2, which is assessed to be small compared to the whole study area.

The total amount of damage by all-terrain vehicles, infrastructure areas and zones of influence within the area of the study area has been estimated to c. 70 km^2.

The two chapters dealing with the fauna showed detectable dissimilarities concerning the density of nesting waders due to all-terrain tracks in mire and wet areas within the military shooting ranges compared to control areas outside. It is likely that these dissimilarities are effects of the all-terrain tracks and the disturbances this traffic may have caused for the waders during the breeding season. The population of the small mammals was after a crash on a low level during the project period and therefore possible effects of the military activity could not be assessed. The military activities could, however, have led to negative effects on the small mammal populations locally, especially in mire- and mountain habitats. Effects on the small mammal population on a larger and regional scale are not likely because of the limited area which is influenced.

The effects of military constructed infrastructure and damage by all-terrain traffic are evaluated to have moderate influence on biodiversity in the main military shooting ranges while a variable pattern was shown in the small shooting ranges from minor effects in Ramnes to larger effects in Elvegårdsmoen.

An evaluation of the effects of remedial actions by the military showed that these actions had a good effect on the environment. Remedial actions carried out in tracks set by heavy armoured all-terrain vehicles like CV-90 showed good results compared to un-repaired tracks. The restored tracks showed after two years a vegetation fraction of 80 % while the un-repaired tracks only had a vegetation fraction of 45 %. Most of the remedial actions were done in wet areas like mires, and this shows that the military already has a well functioning remedial action plan.

Canalization or directing of the traffic from more sensitive areas to less sensitive areas is the most important preventive action recommended. Use of biodiversity maps and technical sensitivity maps in terms of all-terrain traffic are good tools in planning exercises as well as in the management plans for the military shooting ranges and exercise fields. This report also present advices due to management, preventive and remedial actions for further training activities.

The main conclusion in this project is that military activities in parts of the training areas have had significant influences on the environment and the biodiversity in Troms, but the damage is local and is considered to be of less importance for the whole study area.

The overview and the results presented in this investigation give a good background for assessing and concluding on the effects of the military activities within the study area. The investigation has contributed in visualising the needs for various preventive and remedial actions. The design and the results obtained in this investigation is also a good starting point for a detailed monitoring of the military activity effects on the environment within the military shooting ranges and exercise areas in the future.

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Innhold **7**

Forord NINA **11**

Forord Forsvarsbygg **12**

Innledning **13**

GEOLOGISK KARTLEGGING SOM UTGANGSPUNKT FOR VURDERING AV TERRENGETS SÅRBARHET FOR TERRENGSLITASJE **17**
1.1 Innledning 18
1.2 Materiale og kartinformasjon 20
1.2.1 Kvartærgeologiske kart 20
1.2.2 Litologiske kart 21
1.2.3 Markslagskart, terrengkart og naturtypekart 22
1.2.4 Regionale vegetasjonskart 22
1.2.5 Avledete (tematiske) kart 22
1.2.6 Oversiktskart 1:250.000-sårbarhetskodet 22
1.3 Metode 24
1.4 Resultater 25
1.4.1 Gjennomføring 25
1.4.2 Delområde A. Eldhusmyra, Setermoen skyte- og øvingsfelt 25
1.4.2.1 Sammenligning mellom ulike typer data 30
1.4.3 Delområde B. Varden, Setermoen skyte- og øvingsfelt 34
1.4.4 Delområde C. Akkasætra, Blåtind skyte- og øvingsfelt 36
1.4.5 Delområde D. Stormyrane ved Gåsfjell, Blåtind skyte- og øvingsfelt 40
1.4.6 Delområde E. Mauken skyte- og øvingsfelt 41
1.5 Diskusjon og konklusjon 42

TERRENGSKADERS EFFEKT PÅ VEGETASJON I UTVALGTE DELOMRÅDER **45**
2.1. Innledning 46
2.2 Beskrivelse av naturkarakter 49
2.2.1 Setermoen - Eldhushaugen 49
2.2.2 Setermoen - Varden 54
2.2.3 Mauken 54
2.2.4 Blåtind 54
2.3 Materiale og metoder 55
2.3.1 Landskapsanalysen 55
2.3.2 Intensive botaniske undersøkelser 56
2.3.3 Studiedesign Eldhushaugen, Varden og Mauken 56
2.3.3.1 Storruter 56
2.3.3.2 Mesoruter 57
2.3.4 Studiedesign Blåtind- transektanalyse 57
2.3.5 Ordinasjon og statistikk 58
2.4 Resultater og diskusjon 59
2.4.1 Landskapsanalysen 59
2.4.2 Intensive botaniske undersøkelser - Effekter på flora og vegetasjon 60
2.4.2.1 Myr 62
2.4.2.2 Kolle/rabbe 67
2.4.3 Underliggende mekanismer som påvirker flora og vegetasjon 73
2.5. Konklusjon 75

KARTLEGGING AV TERRENGSKADER INNENFOR DE FASTE SKYTE- OG ØVINGSFELTENE 77
3.1 Innledning 78
3.2 Materiale og metoder 78
3.2.1 Digitale datakilder 78
3.2.1.1 Digitale topografiske kart, temakart og stedfestede økologiske data 79
3.2.1.2 Eksisterende digitale vegetasjonskart basert på satellittbilder (Landsat 5 TM) 79
3.2.1.3 Eksisterende stedfestede data fra Forsvaret (Forsvarsbygg og miljøvernoffiserer) 79
3.2.1.4 Digitale flyfoto over Troms/Nordland (FMGT og Forsvarsbygg) 79
3.2.1.5 Satellittbilder 79
3.2.2 Metodikk bildebehandling av satellitt- og flybilder 80
3.2.2.1 Automatiserte metoder 80
3.2.2.2 Deteksjon av slitasje og kjørespor 80
3.2.2.3 Geometrisk oppretting og preprosessering 80
3.2.2.4 Valgt metode for deteksjon av kjørespor 81
3.2.2.5 Analyse av influenssoner i forhold til biologisk mangfold 82
3.2.3 Validering og supplerende datainnsamling 85
3.3 Resultater 86
3.3.1 Mauken skyte- og øvingsfelt 86
3.3.2 Blåtind skyte- og øvingsfelt 91
3.3.3 Setermoen skyte- og øvingsfelt 97
3.4 Skader og influensområder for hovedskytefeltene totalt 102
3.4.1 Terrengskader i områder spesielt viktige for biologisk mangfold 105
3.4.2 Frekvensen av kjørespor relatert til geologiske sårbarhetsklasser i hovedskytefeltene 109
3.5 Skader og influensområder for de mindre skyte- og øvingsfeltene 110
3.6 Diskusjon og konklusjon 116
3.6.1 Kobling mellom påviste skader og vegetasjonstyper 116
3.6.2 Influensområder 117
3.6.3 Skadenes betydning for biologisk mangfold 117
3.6.4 Bruk av høyoppløselige satellitt- og flybilder for deteksjon av kjørespor 118
3.6.5 Avsluttende diskusjon og konklusjoner 119

KARTLEGGING AV TERRENGSKADER UTENFOR SKYTE- OG ØVINGSFELTENE 121
4.1 Innledning 122
4.2 Materiale og metoder 122
4.3 Resultater 124
4.3.1 Skader i kjøreløyper til oppstillingsplasser og terrengakser 124
4.3.2 Skader i nærøvingsområder. 129
4.3.3 De totale skader i nærøvingsområder, oppstillingsplasser og langs terrengakser 132
4.3.4 Kjøresporskader relatert til sårbarhetsklasser 132
4.3.5 Skader relatert til type kjøretøy 132
4.3.6 Revegetering og reparasjonstiltak 135
4.4 Diskusjon og konklusjon 137

EFFEKTSTUDIER PÅ FUGL 139
5.1 Innledning 140
5.2 Metoder 141
5.3 Resultater 142
5.3.1 Ilandstigningsområdene 142
5.3.2 Spurvefugl/våtmarksfugl i skyte- og øvingsfeltene 144
5.3.3 Rovfugl 149
5.4 Resultater 150
5.4.1 Ilandstigningsområdene 150
5.4.2 Punkttellingene 170
5.5 Diskusjon 176
5.5.1 Ilandstigningsområdene 176
5.5.2 Punkttellingene 176
5.6 Konklusjon 179

EFFEKTSTUDIER PÅ SMÅPATTEDYR 180
6.1 Innledning 181
6.2 Metoder 182
6.2.1 Dynamikk i smågnagerbestander 182
6.2.1.1 Fangst-gjenfangst 183
6.2.1.2 Terrestrisk Naturovervåking (TOV) av smågnagere i Dividalen 184
6.2.1.3 Vinterspor 184
6.2.1.4 Snøsporing 184
6.3 Resultater 185
6.3.1 Dynamikk i smågnagerbestander utenfor skytefeltene 185
6.3.1.1 Fangst-gjenfangst ved Rundhaug 185
6.3.1.2 Terrestrisk naturovervåking i Dividalen (Framstad 2004) 185
6.3.2 Sporing innenfor skytefeltene 186
6.3.2.1 Vinterspor i skytefeltene 186
6.3.2.2 Snøsporing i Heia og Eldhusmyra 186
6.4 Diskusjon og konklusjon 187
6.4.1 Direkte og indirekte effekter av Forsvarets aktiviteter 187
6.4.2 Habitatvalg, næringsbehov og mulige konsekvenser av arealmessige endringer 188
6.4.3 Konklusjon 188

PÅVIRKNING PÅ SÅRBART BIOLOGISK MANGFOLD 189
7.1 Innledning 190
7.2 Terrengskaders påvirkning av biologisk mangfold 191
7.3 Skader relatert til natur- og vegetasjonstyper 191
7.3.1 Skader på myr 191
7.3.2 Skader på skog 192
7.3.3 Skader på fjellvegetasjon 193
7.3.4 Skader på vegetasjon sett i regionalt perspektiv 193
7.4 Terrengskaders påvirkning på faunaen 194
7.4.1 Terrengskaders påvirkning på fugle- og pattedyrfaunaen i ilandstigningsområder 194
7.4.2 Terrengskaders påvirkning på fuglefaunaen i myr og våtmarker 194
7.4.3 Forstyrrelser på fuglefaunaen 195
7.5 Terrengskaders påvirkning på småpattedyrfaunaen 196
7.5.1 Sykliske populasjonssvingninger i småpattedyrsamfunn 196
7.5.2 Effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunn 196
7.6 Geologisk mangfold 197
7.7 Avsluttende kommentarer og konklusjoner 197

FOREBYGGENDE OG AVBØTENDE TILTAK 199
8.1 Innledning 200
8.2 Faglig utgangspunkt for å beskrive tiltak 200
8.2.1 Kunnskap om naturverdier som utgangspunkt for forebygging av nye skader 200
8.2.2 Karakterisering av eksisterende inngrep/skader 201
8.3 Tiltak for å redusere negativ miljøpåvirkning 203
8.3.1 Tiltak for å hindre at nye skader oppstår 203
8.3.2 Tiltak for å reparere vegetasjonsskader 205
8.3.2.1 Naturlig gjenvekst eller aktive revegeteringstiltak? 205
8.3.2.2 Revegeteringsmetoder 205
8.3.2.3 Eksempel: Systematisk vurdering av behovet for aktive restaureringstiltak i et konkret inngrep. 207
8.4 Prioritering av tiltak 209
8.4.1 Forebyggende tiltak 209
8.4.2 Reparerende tiltak 210
8.5 Dokumentasjon, oppfølging og overvåking av gjennomførte tiltak 211

SAMMENFATNING OG KONKLUSJONER 212
9.1 Innledning 213
9.2 Skalaforhold og sammenhengen mellom de fire første delundersøkelsene 213
9.3 Slitasjeskader, sårbarhet og biologiske mangfold 214
9.3.1 Kartlegging av kjørespor, kjøreskader og infrastruktur innenfor Mauken, Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelter (hovedskytefeltene) 214
9.3.2 Kartlegging av skader innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene 215
9.3.3 Slitasjeskader og teknisk sårbarhet 215
9.3.4 Kartlegging av skader utenfor skyte- og øvingsfeltene 215
9.3.5 Skader innenfor de mest belastede områdene 216
9.3.6 Evaluering av skadereparasjoner 216
9.4 Skader og effekter på dyrelivet 216
9.5 Effekter på spesielt sårbart biologisk mangfold 217
9.6 Forebyggende og avbøtende tiltak 219
9.7 Konklusjoner 220

REFERANSER OG KILDER 221

Forord NINA

Vi retter en takk til Major Petter Glorvigen, Major Øystein Løvli, Kaptein Roger Heiskel, Kaptein Torkild Westgaard og Kaptein Ove Andreassen for informasjon og rådgivning i forbindelse med prosjektet. Videre rettes en takk til Major Curt Dahle for hans bidrag i forbindelse arbeidet med kap 8. Lena B. Johansen ved Forsvarsbygg i Harstad takkes for å ha tilrettelagt kartdata for oss. Til slutt rettes en takk til Bjørn Arne Rukke, Rune Søyland og Øyvind Andreassen ved Kompetansesenter Miljø i Forsvarsbygg.

Tromsø 6.6.2005

Karl-Otto Jacobsen, Prosjektleder i NINA

Forord Forsvarsbygg

I St. meld nr. 21 (1992-93) *Handlingsplan for miljøvern i Forsvaret* ble det bestemt å igangsette et prosjekt for å avdekke langtidsvirkninger av Forsvarets virksomhet i Troms. Det ble i 1998 utarbeidet et forprosjekt i regi av Forsvarets bygningstjeneste (FBT) som utdypet oppgaven og definerte et oppfølgingsprogram bestående av ti delprosjekter. Et av delprosjektene, en litteraturstudie av foreliggende dokumentasjon vedrørende Forsvarets miljøpåvirkning, ble ferdigstilt i 2001. To andre delprosjekter skissert i forprosjektet, *Terrengslitasje som følge av Forsvarets aktivitet i Troms* og *Påvirkning av flora og fauna på land og i strandsonen*, ble sammenslått til delprosjektet *Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms*. Det er dette som nå er gjennomført og presenteres i rapporten.

Den overordnete målsetningen med prosjektet som startet opp i 2002, har vært å dokumentere i hvilken grad Forsvarets øvingsvirksomhet i Troms og noen tilstøtende områder i Nordland, har gitt langtidsvirkninger som påvirker naturmiljøet i forhold til terrengslitasje og biologisk mangfold på land og i strandsonen. Prosjektet har også hatt som mål å styrke det faglige grunnlaget for en målrettet, kostnadseffektiv og forebyggende forvaltning av militære skytefelt og øvingsområder i tråd med miljøpolitiske målsetninger for Forsvaret. Prosjektet omtaler derfor også forebyggende og avbøtende tiltak for å unngå/ redusere fremtidige skader av Forsvarets aktivitet på naturmiljøet i Troms.

Prosjektet har vært ledet av Forsvarsbygg, Divisjon Rådgivning, Kompetansesenter Miljø. Kompetansesenteret ved Bjørn Arne Rukke (prosjektleder), Rune Søyland og Øyvind Andreassen, har vært tett involvert i utformingen og gjennomføringen av prosjektet samt drevet omfattende kvalitetssikring av ulike utkast av rapporten. Til prosjektet har også en styringsgruppe bidratt med innspill på prosjektutforming og – gjennomføring. I gruppa har det deltatt representanter fra Forsvarsdepartementet – Kommandørkaptein Jon Ole Siggerud, Landsdelskommando Nord-Norge (LDKN) – Major Karstein Harr, Troms garnison – Major Øystein Løvli, Forsvarets Forskningsinstitutt (FFI) – Kjetil Longva og Arnljot Strømseng samt Kompetansesenter Miljø – Rune Søyland og Bjørn Arne Rukke. Øvrige miljøvernoffiserer ved Troms garnison har også gitt verdifulle innspill under prosjektets gang: Major Petter Glorvigen, Kaptein Roger Heiskel, Kaptein Ove Andreassen og Kaptein Torkild Westgaard.

Norsk institutt for naturforvaltning (NINA) har gjennomført prosjektet i samarbeid med Norges Geologiske Undersøkelser (NGU) samt NORUT IT. Prosjektet ble igangsatt sommeren 2002. Opprinnelig skulle prosjektet ferdigstilles i 2004, men på grunn av et behov for å inkludere ytterligere områder i undersøkelsene har avslutning av prosjektet blitt flyttet til 2005.

Rapporten er svært omfattende og gir meget verdifull informasjon om hvordan Forsvaret over tid har påvirket naturmiljøet i studieområdet. Store arealer er vurdert med hensyn til omfang av terrengskade og påvirkning på biologisk mangfold på land og i strandsonen. Dette er svært viktige resultater for å vurdere hvordan Forsvarets forvaltning har vært i disse områdene samt at det gir et viktig vurderingsgrunnlag for hvordan framtidig bruk arealer bør være både innen og utenfor Forsvarets faste skyte- og øvingsfelt. Rapporten gir også nyttige innspill vedrørende forebyggende og rehabiliterende tiltak som Forsvaret kan iverksette for å redusere negativ miljøpåvirkning i framtiden.

Oslo, 1.6.2005

Bjørn Arne Rukke, prosjektleder

Forsvarsbygg

Innledning

Den overordnete målsetningen med prosjektet *Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvaret sin virksomhet i Troms* (senere kalt Tromsundersøkelsen) har vært å dokumentere i hvilken grad Forsvarets øvingsvirksomhet i Troms og noen tilstøtende områder i Nordland (se fig. 1), har gitt langtidsvirkninger som påvirker naturmiljøet i forhold til terrengslitasje og biologisk mangfold på land og i strandsonen. Arealet innenfor undersøkelsesområdet er på 9380 km^2.

Troms fylke har i mange tiår vært et fast tyngdepunkt for Forsvarets aktiviteter i Nord-Norge. Dette er et hovedtrekk som skal opprettholdes også i framtiden. I tillegg til den regulære utdanningsaktiviteten ved de ulike garnisoner og avdelinger, har det også over tid vært et betydelig innslag av større nasjonale og allierte militærøvelser. Den militære øvingsaktiviteten som i økende grad er mekanisert, setter naturlig nok sine spor i terrenget. Troms har korte vekstsesonger, og flere av plante- og dyreartene lever her tett opptil grensen av sitt utbredelsesområde. Mange av artene i disse områdene er derfor sårbare overfor inngrep og miljøpåvirkninger, og det kan ta lang tid før fysiske skader som oppstår blir reparert ved naturlige prosesser.

I St. meld nr. 21 (1992-93) *Handlingsplan for miljøvern i Forsvaret* ble det bestemt å igangsette et prosjekt for å avdekke langtidsvirkninger av Forsvarets virksomhet i Troms. Det ble utarbeidet et forprosjekt i regi av Forsvarets bygningstjeneste (FBT) som utdypet oppgaven og definerte et oppfølgingsprogram bestående av ti delprosjekter. Et av delprosjektene, en litteraturstudie av foreliggende dokumentasjon vedrørende Forsvarets miljøpåvirkning, er ferdigstilt (se Christensen et al. 2001). To andre delprosjekter, *Terrengslitasje som følge av Forsvarets aktivitet i Troms* og *Påvirkning av flora og fauna på land og i strandsonen*, ble sammenslått til ett delprosjekt, og det er dette som rapporteres her. Et forprosjekt (Tømmervik et al. 2002) har bidratt til valg av studieområder, valg av potensielle metoder og identifisering av aktuelle problemstillinger og datakilder.

Man har lenge visst at kjøring på barmark, både den som bedrives av Forsvaret og av sivile, kan ha negative konsekvenser. Terrengslitasje er helt klart et estetisk problem, men synlig og mindre synlig slitasje kan også medføre endringer av habitater (leveområder) for planter og dyr. Aktiviteten kan også føre til forstyrrelser i form av mannskaper og kjøring i lendet i sårbare perioder i året for dyrelivet.

Når terreng- og miljøskader oppstår i forbindelse med utdanning og øvelser, er det forbundet kostnader med å rette opp disse. Å utvikle rutiner for å forhindre at alvorlige miljø- og terrengskader oppstår vil derfor i et langsiktig perspektiv medføre ressursbesparelser i forhold til å måtte iverksette avbøtende tiltak i etterkant. Samtidig er det viktig å utvikle og samordne kunnskap om avbøtende tiltak. Dette omfatter en videreutvikling av både kompetanse og konkrete verktøy som kan benyttes i forebyggingen og rehabiliteringen av natur- og terrengskader i Forsvaret.

I tillegg til hovedmålet med prosjektet, å dokumentere i hvilken grad Forsvarets øvingsvirksomhet har gitt langtidsvirkninger som påvirker naturmiljøet i forhold til terrengslitasje og biologisk mangfold på land og i strandsonen, er det også formulert delmål som har ligget som grunnlag for prosjektet.

- Prosjektet skal styrke det faglige grunnlaget for en målrettet, kostnadseffektiv og forebyggende forvaltning av militære skyte- og øvingsfelt og øvrige øvingsområder i tråd med miljøpolitiske målsetninger for Forsvaret.
- Prosjektet skal foreslå forebyggende og avbøtende tiltak for å unngå / redusere fremtidige skader av Forsvarets aktivitet på naturmiljøet i Troms.

For å dekke opp hovedmålet og delmålene er det gjennomført 6 delprosjekter som er rapportert i hvert sitt kapittel (kapittel 1 – 6). Alle disse prosjektene bidrar på hver sin måte til måloppnåelsen. De møtes i stor grad rundt to viktige spørsmålstillinger:

- Hva betyr virkningen av Forsvarets virksomhet for det biologiske mangfoldet og er det slik at områder av særlig stor betydning for biologisk mangfold er skadet av denne virksomheten?
- Hvordan kan fremtidige skader unngås eller reduseres i størst mulig grad og i hvilken grad kan avbøtende tiltak bidra til å dempe negative effekter av virksomheten?

I og med at disse spørsmålene, eller sentrale elementer i dem, behandles i alle kapitlene, er det funnet hensiktsmessig å samle en helhetlig vurdering av disse spørsmålsstillingene i egne kapitler (kapittel 7 og 8).

Rapporten har derfor 8 kapitler som sammen søker å svare på den målformulering som lå til grunn for prosjektet:

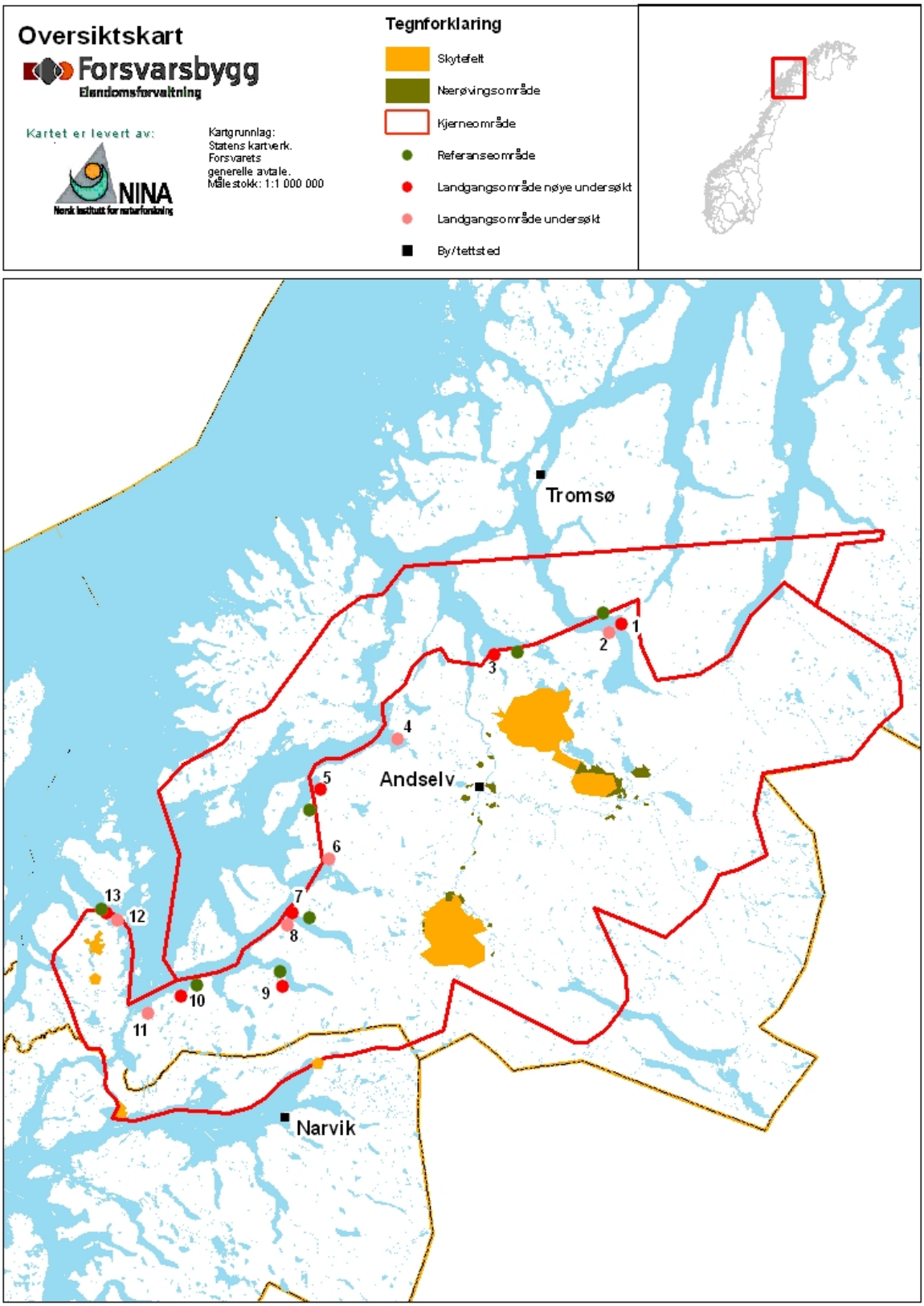
1. Geologisk kartlegging som utgangspunkt for vurdering av terrengets sårbarhet for terrengslitasje: Grunnen til at slitasjeskader blir så ulike på forskjellige steder etter tilsvarende aktivitet er at terrenget har ulik sårbarhet mot slitasje på ulike steder. Mye av denne sårbarheten er knyttet til geologiske forhold. Egenskapene til substratet, fuktighetsforholdene og skråningsforholdene, er kjente faktorer som er av betydning. Kapittel 1 søker å klargjøre om det er en klar sammenheng mellom slik teknisk sårbarhet og skader på naturen etter militær virksomhet, og om eksisterende geologisk informasjon dermed kan benyttes til planlegging av øvelsesvirksomhet slik at fremtidige skader kan minimaliseres.
2. Terrengskaders effekt på vegetasjon i utvalgte delområder: Dette kapitlet har hatt som mål å belyse hvordan militær virksomhet gjennom terrengslitasje fører til endringer i naturen. Det er lagt avgjørende vekt på detaljstudier av vegetasjonsendringer. Ved å koble slike detaljerte vegetasjonsstudier med oversikt over hva slags natur som finnes i områdene og det terrengskadebildet (kjørespormønster) som preger dem, har det vært et mål å få fram informasjon om endringsprosessene som oppstår ved kjøring i terreng. Denne type informasjon kan da settes i sammenheng med regionale oversikter over skadeomfang (kapittel 3 og 4) for dermed bedre å forstå betydningen av dette for sårbart biologisk mangfold (kapittel 7). Gjennom eksisterende teknikker for bruk av tilgjengelige kartdata har det også vært et mål å knytte denne kunnskapen sammen med områdenes naturkarakter og terrengets sårbarhet for slitasje (kapittel 1) for å se i hvilken grad endringer kan forutses og unngås.
3. Kartlegging av terrengskader innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene: For overhodet å kunne vurdere i hvilken grad Forsvarets aktivitet har negative miljøvirkninger er det nødvendig å etablere en geografisk oversikt over synlige skader. Det er hovedmålet for kapittel 3 som konsentrerer seg om Forsvarets skyte- og øvingsfelt. Undersøkelsesområdet er stort, og det er derfor lagt vekt på kartleggingsmetoder som kan dekke store områder (fjernanalyse). For å se i hvilken grad skadebildet som fremstår har betydning for det biologiske mangfoldet, er dette analysert sammen med data om vegetasjon, teknisk sårbarhet (kapittel 1) og områder registrert spesielt på grunn av sin verdi for biologisk mangfold.
4. Kartlegging av terrengskader utenfor skyte- og øvingsfeltene: Selv om de største arealene med skader nok finnes innenfor skyte- og øvingsfeltene, har Forsvaret aktivitet også andre steder. Kapittel 4 har samme målsetting som kapittel 3, men har konsentrert seg om ulike kjøreakser i terrenget utenfor skyte- og øvingsfeltene, samt ulike nærøvingsområder.
5. Effektstudier på fugl: Selv om terrengets sårbarhet (kapittel 1) og vegetasjonsforholdene (kapittel 2) er viktig for det biologiske mangfoldet, er dyrelivet også en viktig del av helheten i dette prosjektet. Kapittel 5 har hatt som mål å belyse hvilken effekt Forsvarets aktiviteter har hatt på fuglefaunaen i de berørte områdene. Grunnen til at fugl er valgt ut for en slik undersøkelse er at de er tallrike (både i artsantall og individantall), og at det allerede finnes en omfattende kunnskap om artenes biologi og habitatkrav og om populasjonstrender fra indre Troms. De er også valgt fordi fugler kan være gode indikatorarter og kan ha nøkkelfunksjoner i de aktuelle økosystemene.
6. Effektstudier på småpattedyr: En annen studiegruppe som er valgt ut for undersøkelse, er småpattedyr. Selv om studier av småpattedyr i tidsbegrensede prosjekter kan være vanskelig på grunn av bestandenes store svingninger i størrelse, har denne delen av undersøkelsen hatt som mål å undersøke om Forsvarets virksomhet har hatt betydning for denne artsgruppen. Årsaken er at småpattedyr har en økologisk nøkkelfunksjon i mange habitat. De utgjør en stor biomasse og er viktig i de dynamiske vekselvirkningene mellom ulike komponenter i næringsnettet. Endret utbredelse og dynamikk hos disse artene som følge av habitatødeleggelse, kan derfor ha store ringvirkninger på hele økosystemet.
7. Påvirkning på sårbart biologisk mangfold: Kapittel 7 har som målsetting å trekke sammen informasjon fra de foregående kapitlene for dermed å kunne svare på et av prosjektets hovedspørsmål, om Forsvarets aktivitet har hatt og har negativ virkning på det biologiske mangfoldet og eventuelt hvor stor denne virkningen er. Dette gjelder både effekter på sårbart biologisk mangfold inkludert rødlistearter og sårbare naturtyper (etter DN-håndbok 13) i undersøkelsesområdet, og mer generelle betraktninger knyttet til biologisk mangfold.
8. Forebyggende og avbøtende tiltak: På tilsvarende måte har kapittel 8 det mål å sette sammen informasjonen fra de foregående kapitlene for å vurdere muligheten for effektive avbøtende tiltak der skader har oppstått så vel som å utarbeide forebyggende forvaltningsråd slik at negative miljøvirkninger av Forsvarets aktivitet i fremtiden kan reduseres.
9. Sammenfatning og konklusjon: I kapittel 9 er det sammenfattet informasjon fra alle kapitlene, samt kommet med helhetlige konklusjoner relatert til Forsvarets aktiviteter i undersøkelsesområdet.

I rapportens ulike kapitler brukes viktige begreper som i ulike sammenhenger kan være mer eller mindre godt definert og som dermed kan ha noe ulik betydning. Dette gjelder så sentrale begreper som biologisk mangfold, naturtyper og sårbarhet.

Biologisk mangfold: I Grunnlovens paragraf 110b benyttes begrepet naturens mangfold, mens det i konvensjonen om biologisk mangfold (Stortingsproposisjon nr 56 1992-93) understrekes at biologisk mangfold omfatter mangfold på så vel gen-, arts- og økosystemnivå. I den senere tid har det også dukket opp begreper som geologisk mangfold (Johansson et al. 2000). Selv om man i daglig debatt kan få inntrykk av at biologisk mangfold kun gjelder artsmangfold, viser dette at problemstillingen er anerkjent i videre økologisk sammenheng.

Naturtype: Gjeldende håndbøker fra Direktoratet for Naturforvaltning (i rapporten kalt DN) konsentrerer seg om et svært konkret utvalg av naturtyper i forbindelse med kartlegging av biologisk mangfold, og det er viktig å være klar over at dette utvalget er en prioriteringsliste og ikke en endelig liste over alt som må tas hensyn til i naturen. Naturtypebegrepet slik det brukes i disse håndbøkene er prioriterte naturtyper i forhold til kommunal kartlegging av biologisk mangfold. Naturtype som begrep er relativt åpent og det kan legges mange ting i begrepet både med tanke på faglig innhold så vel som geografisk utstrekning. Dette kan illustreres ved den definisjonen som er anvendt i det nye forslaget til *Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold* (NOU 2004:28): *Naturtype: ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer, geologiske forekomster eller lignende*. I denne rapporten er begrepet naturtype benyttet i størst mulig grad slik som det benyttes i DNs håndbøker. For å unngå forvirring er en nærliggende, men noe annerledes inndeling av naturen beskrevet med avvikende navn som for eksempel naturkarakter i kapittel 2. Når en ikke har samlet inn detaljinformasjon i tilstrekkelig grad til å definere DN-naturtyper er naturkarakter brukt. Der vegetasjonskart er brukt er vegetasjonskartenes definisjoner på vegetasjonstyper brukt (kapittel 3 og 4). I kapittel 3 og 4 har vi slått sammen vegetasjonstyper til overordnete naturtyper eller overordnete vegetasjonstyper (fjell, skog, myr, bart berg etc.), og her vil en kunne møtes på et høyere nivå uavhengig av hvilken inndeling eller metodikk en bruker.

Sårbarhet: Tilsvarende som for naturtyper er gjort for ”samlebegrepet” sårbarhet. I kapittel 1 er begrep som teknisk sårbarhet, terrengsårbarhet eller terrengslitasjesårbarhet brukt. Men når det gjelder en videre forståelse av sårbarhet i forhold til biologisk mangfold som også tar opp i seg arters truethet, deres respons på ulike påvirkninger samt habitaters betydning for artsmangfoldet, benyttes begreper som sårbare naturtyper og sårbart biologisk mangfold slik som det er gjort i DNs håndbøker.



Figur 1: Kart over undersøkelsesområdet

Kapittel 1

GEOLOGISK KARTLEGGING SOM UTGANGSPUNKT FOR VURDERING AV TERRENGETS SÅRBARHET FOR TERRENGSLITASJE

Terje H. Bargel
Rolv Dahl
Lars Olsen

NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE (NGU)

1.1 Innledning

I dette kapittelet diskuteres muligheten for å bruke informasjon om geologiske forhold til å foreslå forebyggende og avbøtende tiltak for å unngå/redusere fremtidige skader av Forsvarets aktivitet på naturmiljøet i Troms. Spesielt interessant er det å se om geologisk informasjon gjør det mulig å identifisere områder med naturtyper, der underlagets egenskaper gir risiko for å få påført skader ved terrengkjøring. Dette kan i sin tur lede til skader på naturtyper som er sårbare og truet i henhold til DN håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 1999a). I så fall kan øvings- og kjørevirksomheten planlegges og styres på en slik måte at slike skader forebygges og minimaliseres.

En arbeidshypotese er at *bæreevnen* til løsmassene i underlaget har avgjørende betydning for terrengets *tekniske sårbarhet*, som igjen påvirker sårbarhet overfor biologisk mangfold. Med *løsmasser* menes alt løst, naturlig minerogent materiale som ligger oppå fjellgrunnen, dvs. blokk, stein, grus, sand, silt og leire, se Tabell 1.1, men også humusdekke, torv og myr. Med *bæreevne* menes her underlagets evne til å motstå belastninger, eksempelvis fra belter på beltevogner, men også andre terrenggående kjøretøy. Med *teknisk sårbarhet* menes her risiko for at skader oppstår i markoverflaten, eksempelvis ved kjøring med beltevogn.

Tabell 1.1. *Grenseverdier for ulike kornstørrelser som benyttes innen kvartærgeologi og ingeniørgeologi.*

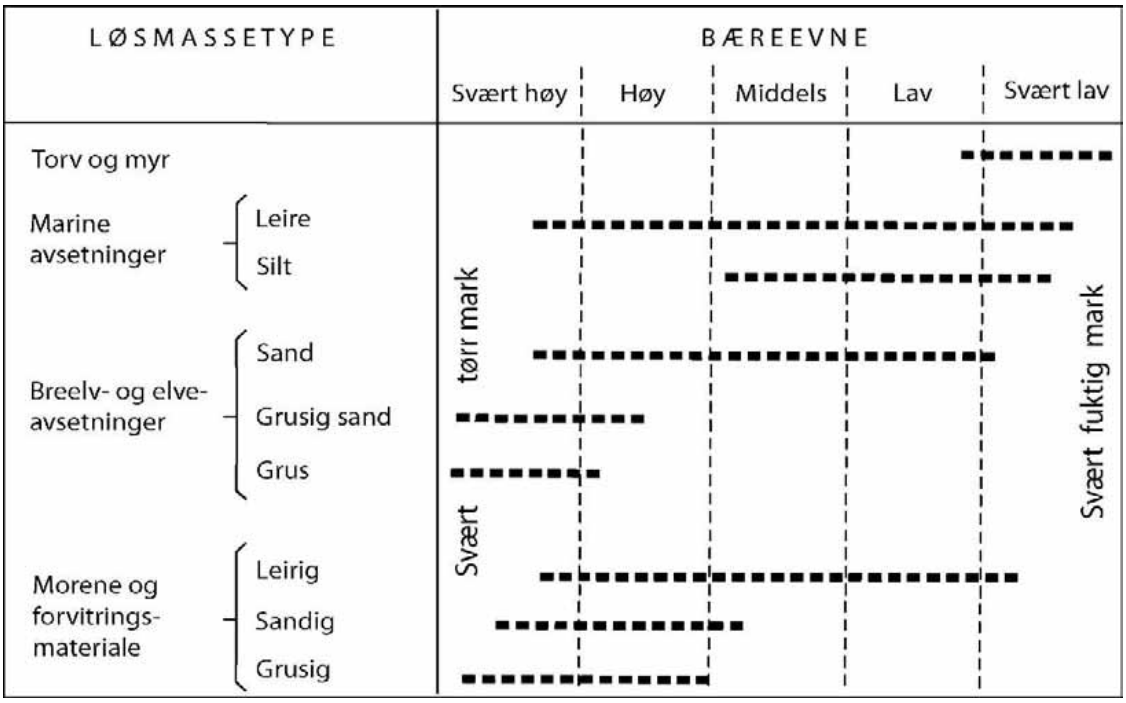
Blokk	> 25,6 cm
Stein	25,6 cm - 6,0 cm
Grus	6,0 cm - 2,0 med mer
Sand	2,0 mm - 0,063 med mer
Silt	0,063 mm - 0,002 med mer
Leire	< 0,002 med mer

Sammenhengen mellom teknisk sårbarhet og sårbarhet overfor biologisk mangfold er vanskelig å dokumentere med referanser fra geologisk litteratur. Det vil likevel være viktig å studere de underliggende mekanismene ved endring av vegetasjon for å få et grunnlag til å vurdere effekten på sårbart biologisk mangfold i senere kapitler i denne rapporten. En hypotese for sammenhengen mellom teknisk sårbarhet og sårbarhet overfor biologisk mangfold er imidlertid at når det kjøres i områder med høy teknisk sårbarhet, vil det stabiliserende vegetasjonslaget fjernes, noe som kan forårsake erosjon. Kjøresporene som oppstår fylles med grunnvann eller nedbørsvann. Samtidig komprimeres den skadete jorda slik at gjennomtrenging av luft og vann reduseres (Christensen et al. 2001). Disse effektene vil kunne endre vekstforholdene. Observasjonene som er gjort i dette kapitlet, bekrefter til en viss grad denne hypotesen. Sammenhengen mellom teknisk sårbarhet og skader på sårbare naturtyper definert i DN håndbok 13 diskuteres nærmere i kapittel 2.

Den direkte sammenhengen mellom løsmassenes bæreevne og tekniske sårbarhet er imidlertid fremhevet flere steder i ingeniørgeologisk og geoteknisk faglitteratur (se blant andre Neeb 1992). Ved lav bæreevne synker kjøretøyene gjennom terrengoverflaten i varierende grad, og sporene de etterlater seg står i forhold til dette. Bæreevne måles i felt ved *platebelastningsforsøk* der en finner *elastisitetsverdien (E)* som er et mål for grunnens sammentrykkbarhet (Vegdirektoratet 1984). Det er mange faktorer som påvirker grunnens bæreevne. Janbu (1989) og Selmer-Olsen (1977) nevner blant annet jordartens mineralogi (hvilke mineraler den aktuelle jordarten inneholder), jordartenes geologiske dannelseshistorie og endringene i jordlagene etter avsetning, kornstørrelse og kornfordeling, romvekt, vanninnhold og porevolumforhold, inklusiv metningsgrad. De viktigste enkeltfaktorer av disse er vanninnholdet i bakken, dernest løsmassenes innhold av finstoff (leir og silt), men også massenes pakningsgrad. Tabell 1.2 illustrerer betydningen av løsmassetype og vanninnhold for bæreevnen. I tillegg viser resultatene fra kapittel 2 i dette prosjektet at terrenghelning også virker inn på sårbarheten for skader, og dermed bæreevnen.

Av tabell 1.2 følger at ved generelle eller regionale undersøkelser av bæreevnen trengs informasjon om løsmassetypene og deres kornstørrelsessammensetning (litologi) samt informasjon om grunnvannsspeilets beliggenhet og årsvariasjon (hydrologi). For slike analyser kan en greie seg med *kvartærgeologiske kart* og detaljerte topografiske kart (f.eks. ØK). Har en behov for å vurdere variasjonen i bæreevnen innen et begrenset område kan et *litologisk kart* være nyttig. For kvantitative data bør *belastningsprøver* i terrenget utføres. Fra disse opplysningene kan det lages *tematiske kart* som f.eks. kart over bæreevne eller *avledete kart* som f.eks. sårbarhetskart eller fremkommelighetskart. Disse karttypene omtales kort i underkapitlet ”materiale og kartinformasjon”.

Tabell 1.2. *Bæreevnen til ulike løsmassetyper som funksjon av vanninnholdet. Generelt reduseres bæreevnen ved langvarig regn, under snøsmeltingen og i områder med høyt (synlig) grunnvannsspeil. Klassifiseringen av løsmassetypene er den samme som benyttes på kvartærgeologiske kart. Modifisert etter SGU 1990.*



Kvartærgeologisk kartlegging slik den er definert av Bergstrøm et al. (2001) har til hensikt å kartlegge flere av de viktigste faktorene for å vurdere sårbarhet. Spesielt viktig er måten jordartene er dannet på. Som det fremgår av tabell 1.2, har de ulike typene avsetninger sine karakteristiske kornfordelinger og tekniske egenskaper. Kvartærgeologisk kartlegging og kunnskap kan dermed gi et viktig bidrag til en oversikt over terrengslitasje og hvordan slik slitasje kan minimaliseres.

For å se om det er mulig å bruke informasjon om geologiske forhold for å unngå framtidige skader på naturmiljøet, er det derfor relevant å studere om det er sammenheng mellom kvartærgeologien, løsmassenes bæreevne og de kjøresporskader som påføres markoverflaten ved kjøring med terrengkjøretøy. En utfordring er at man for en stor del av det aktuelle området bare har regionale data over løsmassene. Regionale data gir god regional oversikt som har nytteverdi ved vurdering av ulike miljøaspekter i planlegging av større øvelser, eksempelvis som et eget kartlag i miljøkart for øvelser, men det er usikkert om det gir nok detaljrikdom til å gi god nok informasjon i detaljskala, uten at det suppleres med annen informasjon.

For å belyse mulighetene for dette ble et større område i Sør-Troms, der Forsvaret har hatt ulik grad av aktivitet i en årrekke, undersøkt. Området avgrenses i sør av Nordland grense, og i nord av Balsfjord, og dekker blant annet Mauken, Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelt. Gjennom et forprosjekt (Tømmervik et al. 2002) ble det avgrenset 3-4 mindre områder innenfor det store området, hvor store til middels store synlige effekter på vegetasjon ble dokumentert.

1.2 Materiale og kartinformasjon

Her presenteres eksisterende og mulige karttyper og -informasjon som kan ha relevans for å vurdere bæreevnen til løsmassene.

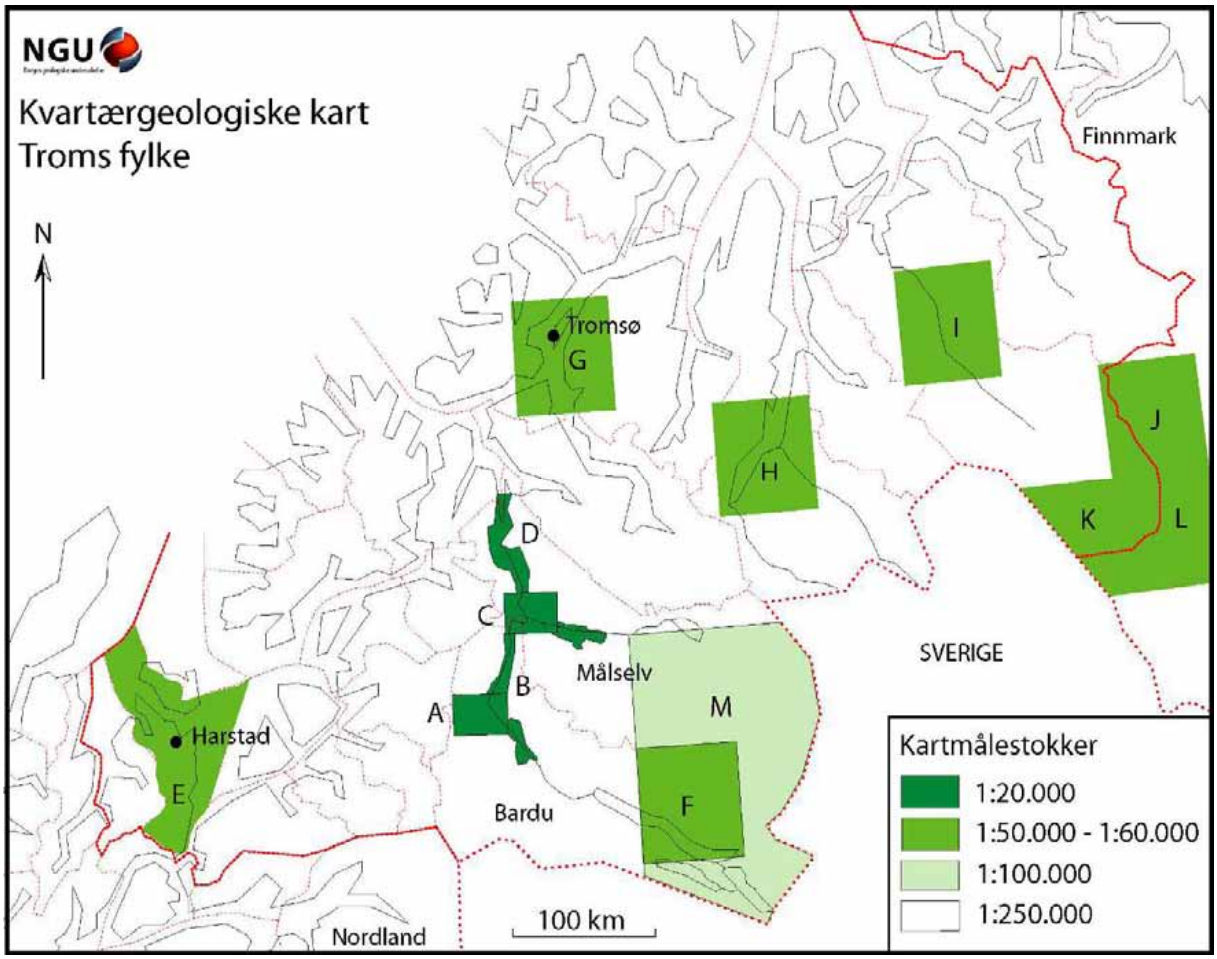
1.2.1 Kvartærgeologiske kart

På tradisjonelle kvartærgeologiske kart er det løsmassenes dannelsesprosesser (avsetningsmiljø) som ligger til grunn for klassifiseringen av løsmassene i enheter som morene, breelvmateriale, marine leirer osv. Kartene er vesentlig basert på observasjoner gjort i avsetningenes øvre lag, det er derfor i hovedsak resultatet av den siste virkende prosessen som presenteres på kartene. Bakgrunnen for denne klassifiseringen er at de ulike dannelsesmåtene sammen med opphavsbergarten(e), bestemmer løsmassenes generelle tekniske og fysiske egenskaper, se Tabell 1.2 (jfr. Bargel et al. 1981, Bergstrøm et al. 2001). Figur 1.1 viser kvartærgeologiske kart i M 1:20.000-1:250.000 over Troms fylke utgitt av NGU. Vedlegg 1 og 2 viser utsnitt av det kvartærgeologiske kartet i M 1:250.000 der prosjektets studieområde i Sør-Troms og områdene befart av NGU er markert. For tre av de undersøkte delområdene er det også vist et utsnitt av tolkningskart (figur 1.11, 1.15 og 1.16). Dette er kart der de ulike jordartene er flybildetolket, og der mange tolkningskart brukes som et grunnlag for å sammenstille regionale kart. De viste eksemplene er tolkningskart som, sammen med mange andre kart, er brukt til å sette sammen et fylkeskart for Troms i målestokk 1:250.000.

Kvartærgeologiske kart i M 1:250.000 vil, i kombinasjon med for eksempel satellittdata og topografiske kart i M 1:50.000, være velegnet for regional analyse av konsekvensene av terrengkjøring. Ved å benytte kvartærgeologiske kart i M 1:50.000 der løsmasseinformasjonen er betydelig mer detaljert, kan en til en viss grad utføre traséplanlegging. Imidlertid burde en ideelt sett ha tilgjengelig kvartærgeologiske kart i M 1:20.000 eller bedre for å kvantifisere mulige kjøresporskader. Disse kartene er basert på detaljerte topografiske kart fra Økonomisk Kartverk i M 1:5000 (ØK) eller bedre. Informasjonen om myrutbredelse og myrtykkelser som finnes på ØK er gode, men her er det tynne humusdekket ikke kartlagt. På grunnlag av eksisterende data har NGU utarbeidet et *bæreevne-/sårbarhetskart* for det befarte området A – Eldhusmyra, se figur 1.7.

De minerogene løsmassene viser store lokale variasjoner med hensyn til egenskaper. Leirer finnes bare under marin grense (MG) som i indre deler av Troms (f.eks. Målselv) ligger på 70-80 moh. I de ytre deler av Troms er MG lavere, og varierer forøvrig langs hele kysten. I strandsonen og i dalførene kan leirene være dekket av andre typer løsmasser (sand og grus).

Kjøring på bart fjell, som normalt har svært høy bæreevne, etterlater seg svært små spor. Slike områder ligger imidlertid ofte på toppen av høydedrag og i deler av kystsonen og kan være svært kuperte.



Figur 1.1. *Kvartærgeologiske kart over Troms fylke utgitt av NGU. Referanser:* ***A****) (Setermoen) Lien 1990.* ***B****) (Bardudalen) Bargel 1992.* ***C****) (Bardufoss) Nålsund & Hamborg 1985.* ***D****) (Målselvdalen) Hansen mfl. 2002.* ***E****) (Harstad kommune) Bergstrøm mfl. 2002.* ***F****) (Altevatnet) Bargel 1984.* ***G****) (Tromsø) Blikra 1994.* ***H****) (Storfjorden) Corner in prep.* ***I****) (Reisadalen) Bergstrøm & Neeb 1978.* ***J****) (Mållejus) Tolgensbakk & Sollid 1983a.* ***K****) (Čier`te) Bergstrøm 1977.* ***L****) (Raisjav´ri) Tolgensbakk & Sollid 1983b.* ***M****) (Indre Troms) Bargel 1996. I tillegg er en rekke mindre områder over hele fylket kartlagt i store målestokker i forbindelse med ressurs- eller skredundersøkelser.*

1.2.2 Litologiske kart

På litologiske kart er det løsmassenes kornstørrelse som ligger til grunn for klassifiseringen. Dette er igjen en funksjon av opphavsbergarten(e) og dannelsesmåten på samme måte som for kvartærgeologiske kart, men variasjonene i kornfordeling fanges opp på en mye bedre måte fordi flere prøver samles inn.

Metoden er kostnadskrevende da et stort antall prøver må samles inn og bearbeides, og benyttes derfor helst ved kartlegging av begrensede områder i store målestokker (f.eks. 1:5000-1:1000). Kostnadene forbundet med løsmassekartlegging i store målestokker er vist i Tabell 1.3.

De litologiske kartene gir informasjon som er nødvendig for å vurdere løsmassenes tekniske og fysiske egenskaper i vesentlig større detalj enn hva som er mulig ved bruk av kvartærgeologiske kart, i hovedsak pga. de ulike klassifikasjonsmåtene. Begge kartleggingsmetodene må imidlertid i ulik grad suppleres med seismiske målinger, boringer og ulike geotekniske målinger for å belyse både geologiske og evt. anleggstekniske problemstillinger som f.eks. stabilitetsforhold.

Det er ikke utarbeidet litologiske kart i dette prosjektet.

Tabell 1.3. *Kartleggingskostnader pr. km^2 for ulike karttyper og målestokker.*

Målestokk		Km^2/dag	Ant. prøver/km^2	Kostnader kr/km^2 *
1:250.000	Kvartærgeologisk	10-100	0	200-1000
1:50.000	Kvartærgeologisk	2-4	1-5	2000-7000
1:20.000	Kvartærgeologisk	0,5-1	10-20	14.000-28.000
1:10.000	Kvartærgeologisk	0,3-0,5	15-30	23.000-42.000
1:5000	Litologisk	0,1-0,2	50-100	70.000-140.000
1:1000	Litologisk	0,01-0,1	**	***

*) I tillegg kommer kostnader for evt. gravinger, boringer, seismiske målinger og geotekniske parametre.
**) Prøver tas i ulike nivåer bestemt av den stratigrafiske oppbygging
***) Urealistisk å kartlegge store arealer i denne målestokk

1.2.3 Markslagskart, terrengkart og naturtypekart

Digitale markslagskart (DMK/BMK) gir en god oversikt over viktige vegetasjons-, naturtyper og arealbruk som finnes i et område. I tillegg til informasjon om arealtilstand som viser områder med myr, skogtyper, dyrket mark etc., gir datatabellene ofte svært detaljert opplysning om bonitet, grunnlendt mark og myrdybder (Statens Kartverk 2004). Innholdet i datadetaljering er noe ulikt fra område til område og det er problemer med klassifikasjonen når en kommer utenfor områder med jord- og skogbruksinteresser, for eksempel i fjellområder som Blåtind (se kapittel 2). Informasjonen kan brukes som et grunnlag for å verifisere og analysere andre data, blant annet informasjon om grunnforhold og å anslå naturkarakteren på et generelt nivå. Det er også mulig å supplere analysen etter terrengets skråningsforhold og andre terrengparametre som kan bestemmes ved analyser av digitale høydemodeller (kapittel 2, Erikstad & Stabbetorp 1999, 2000). Slike høydemodeller kan beregnes ut fra Kartverkets koter som på dette detaljeringsnivået har en ekvidistanse på 5 m. Faktorer som grunnlendt mark og myrdybder har direkte sammenheng med jordas bæreevne, og DMK er derfor et viktig supplement når slitasjestyrken skal vurderes.

1.2.4 Regionale vegetasjonskart

I kapittel 4 beskrives regionale vegetasjonskart laget med utgangspunkt i satellittbilder. Av ulike grunner er det vanskelig å sammenligne denne typen kart og de andre kartene som omtales.

1.2.5 Avledete (tematiske) kart

De fleste spesialkart, som bl.a. de som er nevnt over, inneholder en mengde data som kan være vanskelig å få fullt utbytte av for personer som ikke arbeider med slike kart til daglig. Av den grunn vil det ofte være hensiktsmessig (og brukervennlig) å utarbeide tematiske tolkningskart. Temakartene presenterer i hovedsak ett enkelt tema som f.eks. fremkommelighet for tyngre kjøretøy, overflatens sårbarhet eller bæreevne. Eksempel på et avledet kart over bæreevne/sårbarhet er utarbeidet for delområde A i denne undersøkelsen, se Figur 1.7.

1.2.6 Oversiktskart 1:250.000-sårbarhetskodet

Det er laget en regional oversikt over sårbarhetsklassene over hele det regionale undersøkelsesområdet. Klassifiseringen er gjort på grunnlag av kvartærgeologisk kart over Sør-Troms M 1:250 000 (vedlegg 1 og 2) og en vurdering av de generelle egenskapene til den enkelte løsmassetype, slik den fremstår i tabell 1.2. En slik oversikt er gitt i vedlegg 3 og 4. Dekningsområdene for hhv. Sør-Troms ØST og Sør-Troms VEST, fremgår av figur 1.2.

Sårbarhetsklassene er de samme som for figur 1.7, men klasse 4 og 5 er slått sammen. Sammenstillingen er gjort med grunnlag i omklassifisering som vist i tabell 1.4.

Tabell 1.4. *Omklassifisering av løsmassetyper på kvartærgeologisk kart til sårbarhetsklasser (teknisk sårbarhet).*

Løsmassetyper på vedlegg 1 og 2	**Anslått sårbarhetsklasse i vedlegg 3 og 4**
Våt, dyp myr, våt leire/åpent vann	5
Tynn myr	4
Humusdekke	3
Sammenhengende tykt løsmassedekke Tørre leirområder	2
Bart fjell, tynne løsmassedekker	1

En slik kartlegging gir en god regional oversikt og kan ha nytte i forbindelse med planlegging av store øvelser. Materialet bør imidlertid brukes med forsiktighet i detaljplanlegging. Som tabell 1.2 viser, varierer egenskapene for hver løsmassetype betydelig, bæreevnen avtar eksempelvis dramatisk med økende fuktighet. I tillegg er ikke det innsamlede datamaterialet i målestokk 1:250.000 finmasket nok til å fange opp en til dels tett mosaikk av ulike jordarter inne i undersøkelsesområdet.

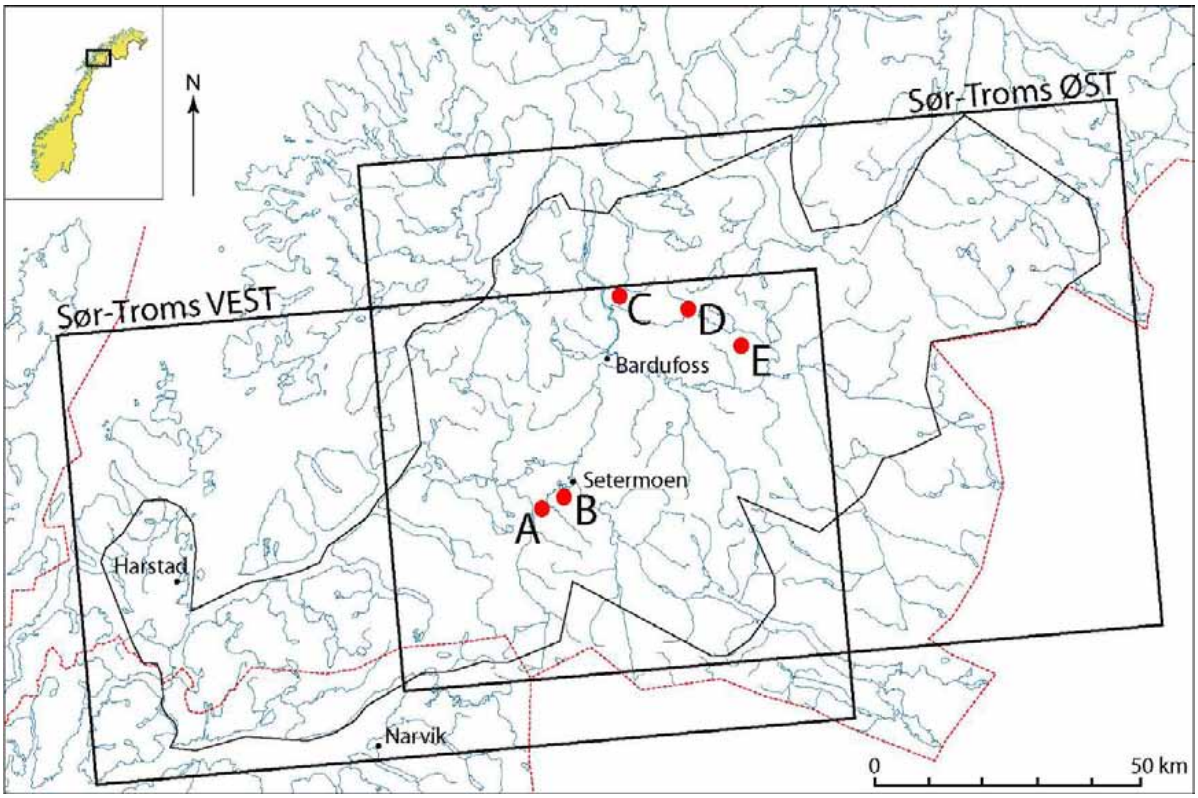
For å kunne bruke geologiske kart alene, bør en detaljert kartlegging suppleres med undersøkelse av:

- torvtykkelse/myrdybde
- torvens omvandlingsgrad
- grunnvannsspeilets beliggenhet og sesongmessige variasjon
- humusdekkets tykkelse
- de minerogene løsmassenes fordeling og kornstørrelser
- målinger av bæreevne og dens sesongmessige variasjon
- fjellgrunnens overflateformer inklusiv fjellterskler

På bakgrunn av slike data kan detaljerte kart over bæreevne og teknisk sårbarhet lages. Sveriges geologiska undersøking (SGU) har laget kart av en lignende type for det svenske Forsvaret (SGU 1990), både i regional og lokal skala. Hensikten med deres ”fremkomlighetskart” er først og fremst å unngå skade på militært materiell, som et resultat av å unngå områder med liten bæreevne.

Slik kartlegging er svært kostbar. Det bør derfor foretas en kost-/nytteanalyse, evt. en prøvekartlegging av et lite område før et omfattende kartleggingsprogram evt. blir igangsatt.

Et mindre presist, men rimeligere alternativ er å se på om det er mulig å samtolke regionale geologiske data med enkelte andre typer naturdata, og ut fra dette gi råd om hvordan skader på naturtyper, flora og vegetasjon skal unngås. Med andre naturdata menes her informasjon fra markslagskart. Dette siste alternativet er valgt for den geologiske undersøkelsen i denne rapporten.



Figur 1.2. *Oversiktskart over sørlige del av Troms fylke med prosjektets studieområde (heltrukket polygon), de av NGU befarte områder (A-E) og dekningsområdene for vedlagte kvartærgeologiske kart: Sør-Troms ØST (Vedlegg 1) og Sør-Troms VEST (Vedlegg 2).*

1.3 Metode

Dette kapittel tar sikte på å vise hvordan eksisterende data om geologi kan benyttes alene eller i kombinasjon med andre data for studier av teknisk sårbarhet. Spesielt er det undersøkt hvordan alternative datasett som markslag og terreng kan benyttes for detaljstudier der regionale geologiske datasett ikke gir tilstrekkelig informasjon alene. Dette ble planlagt utført ved å:

1. Visuelt observere kjøresporskader og løsmassefordeling i utvalgte områder. For å sikre en best mulig samkjøring og konsistens med resten av prosjektet var planen i utgangspunktet å undersøke de samme områdene som ble gjenstand for intensive undersøkelser av effekter av militær aktivitet på naturtyper, flora og vegetasjon. Se i sammendraget for begrunnelse for valg av områder.
2. Kartlegge løsmassetyper i disse områdene, etter metodikk beskrevet av Bergstrøm et al. 2001.
3. Utarbeide temakart for teknisk sårbarhet med bakgrunn i løsmassekart i regional, og, der det er tilgjengelig, lokal skala i undersøkelsesområdet.
4. Sammenholde observasjonene med eksisterende løsmassekart og temakart.
5. Diskutere forskjeller mellom observerte tekniske skader og forventede skader, med utgangspunkt i jordartenes antatte egenskaper på stedet.
6. Samtolke med andre typer data, eksempelvis markslagskart.
7. Se om dette gir grunnlag for generelle regler om hvilke jordartstyper som har størst potensial for tekniske kjøresporskader, regler som kan gjelde for hele undersøkelsesområdet.

1.4 Resultater

1.4.1 Gjennomføring

Gjennom et forprosjekt (Tømmervik et al. 2002) ble det avgrenset 3-4 områder hvor store til middels store synlige effekter på vegetasjon ble dokumentert. Disse områdene ble valgt ut for intensiv overvåkning av effekter av militær aktivitet på naturtyper, flora og vegetasjon (kapittel 2).

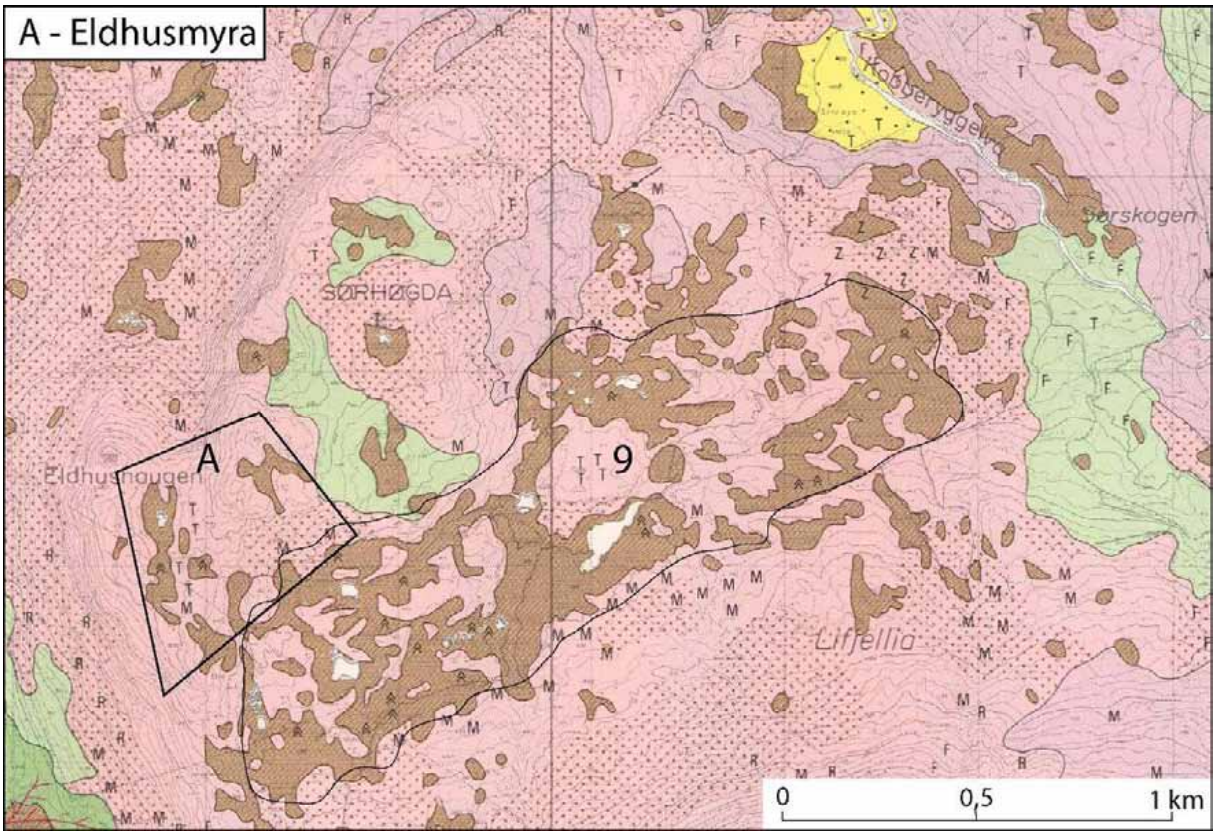
For å lette samtolkningen, planla man i utgangspunktet å gjøre kvartærgeologiske undersøkelser i de samme områdene. Feltbefaringer ble gjennomført høsten 2003. Etter å ha befart og kartlagt området ved Eldhusmyra, samt diskutert problemstillingene i felt med biologene som undersøkte effekter på naturtyper, flora og vegetasjon (kapittel 2), kom man imidlertid fram til at det opprinnelige oppsettet for geologiske undersøkelser burde fravikes. Det var flere årsaker til dette. Delområdene var samlet av et slikt omfang arealmessig at en detaljert litologisk- og ingeniørgeologisk kartlegging av løsmassene slik det skisseres av Bergstrøm et al. (2001) ikke kunne foretas. Et like viktig argument var at to av delområdene A og B, tidligere var kvartærgeologisk kartlagt av NGU i målestokk 1:20.000 (Lien 1990). Feltbefaringene ga det inntrykk at dette kartmaterialet var godt nok til å gi en vurdering av løsmassefordelingens betydning for kjøreskadene i området. Videre ble det lagt vekt på å oppsøke områder med variert karakter, ikke bare myrområder som en i utgangspunktet må forvente vil få det største skadeomfanget ved terrengkjøring. Vurderingene av skadene i området er gjort med utgangspunkt i analysene fra kapittel 2 og 3, som delvis baserer seg på informasjon fra miljøvernoffiserer. Med dette som utgangspunkt er det mulig å si noe generelt om sammenhengen mellom observerte kjøresporskader og den enkelte løsmassetypes bæreevne.

Ved å fravike det opprinnelige studiedesign, og oppsøke områder av mer variert karakter, har flere typer jordarter blitt undersøkt og egenskaper verifisert som grunnlag for teknisk sårbarhetskart. Ulempen er at sammenstillingen av data mot kapittel 2 har variert litt i kvalitet.

Etter at feltarbeidet ble avsluttet, er det utarbeidet ulike versjoner av sårbarhetskart (tolkningskart) med utgangspunkt i at kvaliteten på datasett varierer i undersøkelsesområdet. Det er også gjort forsøk på å sammenholde geologiske data med data om markslag og terrenghelning, slik de er presentert i kapittel 2.

1.4.2 Delområde A. Eldhusmyra, Setermoen skyte- og øvingsfelt

Beskrivelse. Området befinner seg i den sørvestlige del av skyte- og øvingsfeltet, Ø for E6/Salangen-krysset, Fig. 1.1. Den befarte delen ligger like SØ og Ø for Eldhushaugen omkring 250-320 moh. På de høyestliggende partiene dominerer bart fjell med opptil 30-40 cm humusdekke, lokalt er det tykkere. På noen av høydepartiene ligger bart fjell i dagen. Mellom disse ligger sporadisk sandig morene, og der hvor markfuktigheten er høy pga. av demmende fjellterskler, ligger myr. Kvartærgeologisk kartlegging i M 1:20.000 er tidligere utført av NGU (Lien 1990), figur 1.3. Regionale kart i denne målestokken viser ikke alle detaljene som ble observert, men gir et riktig generalisert bilde av forholdene. Eldhusmyra fremstår som et svært uregelmessig myrområde hyppig oppdelt av oppstikkende fjellknatter med humusdekke. Tynn morene opptrer flekkvis langs sørsiden av myrområdet.



Figur 1.3. *Utsnitt av kvartærgeologisk kart i M 1:20.000 over Eldhusmyra (Lien 1990). Stort, heltrukket polygon er undersøkelsesområde nr. 9 som ble gjenstand for detaljerte undersøkelser av effekter av militæraktivitet på naturtyper, flora og vegetasjon (kapittel 2). Delområde* ***A*** *er befart av NGU. Området består nesten utelukkende av bart fjell (rosa farge og "tak"-symboler) og myr (brun farge). Grønne farger og "M" er morene, brunt prikkraster markerer humusdekke. Se forøvrig Vedlegg 1 og 2.*

Kjørespor. Det er kjørt med beltekjøretøy på alle de beskrevne terrengtyper. Som det fremgår av kapittel 2 har Eldhushaugen områder med til dels svært tett mønster av kjørespor av terrenggående kjøretøy og sommerkjøring. Lokalt er slitasjen stor på våt myr der kjøretøyene har sunket gjennom vegetasjonen og blottlagt myrsubstansen, se figur 1.4 og 1.5. I områder med tørr mark, der humuslaget er en eller to dm tykt, er også skadene lokalt omfattende. Mindre skader finnes der kjøringen har foregått på tørrmorene med tynt humusdekke, se figur 1.6, og på bart fjell er skadene naturlig nok nesten ikke synlige.

Figur 1.4. *Øvre del av myra SØ for Eldhushaugen har dype kjørespor både i randområdene og i selve myra. Som en ser er grunnvannspeilet høyt. Foto: Terje H. Bargel.*

Figur 1.5. *Nedre del av myra SØ for Eldhushaugen har omfattende skader på vegetasjonen og den underliggende torva i de svært våte delene av myra. Foto: Terje H. Bargel.*

Figur 1.6. *Åsen like Ø for myra under Eldhustoppen viser i forgrunnen penetrerende skader i tynn myr med høyt grunnvannsspeil. I bakgrunnen sees til venstre det begrensede skadeomfanget en kan få ved kjøring på humusdekket fjell og bart fjell. Midt på bildet, til høyre, vises små skader der kjøring har foregått på tørr morene. Foto: Terje H. Bargel.*

Som et eksempel på tolket kart over bæreevne eller sårbarhet er figur 1.7 utarbeidet på grunnlag av kvartærgeologisk kart i M 1:20.000, Økonomisk kartverk i M 1:5000 og feltbefaringen. Området som er valgt tilsvarer Fig. 1.2, Eldhusmyra. De benyttede klasser for bæreevne/sårbarhet tilsvarer langt på vei inndelingen av bæreevne som er presentert i Tabell 1.2, men fordi parameteren sårbarhet er innført vil noe divergens forekomme. Klasse 1 beskriver de jordarter som har høy bæreevne og liten teknisk sårbarhet, mens klasse 5 har liten bæreevne og stor teknisk sårbarhet. Sannsynligheten for å få kjøresporskader øker med andre ord med sårbarhetsklassen. Klassene er inndelt som følger:

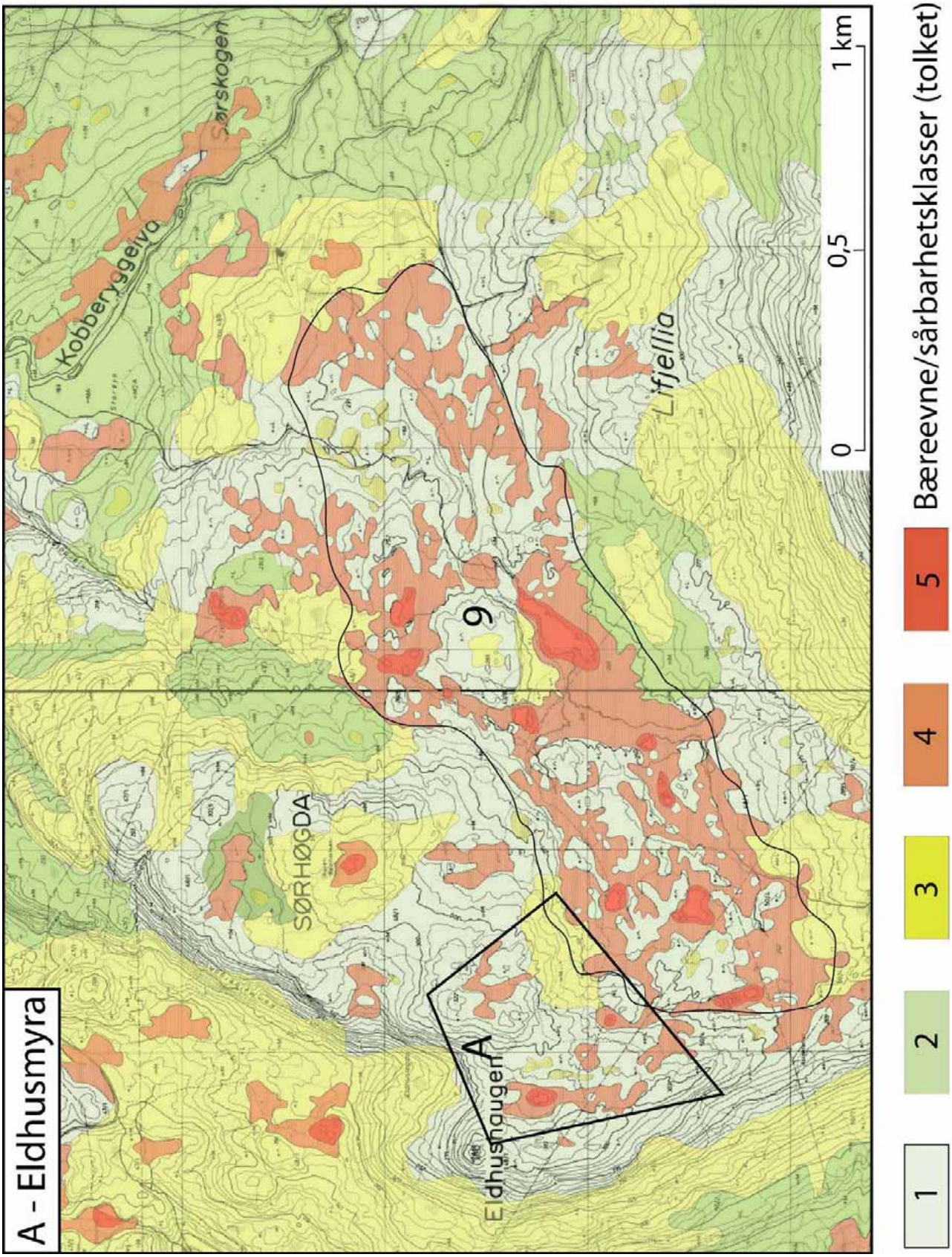
Klasse 1
Områder dominert av bart fjell, lite vegetasjon og lite fremtredende eller usammenhengende løsmassedekke. Karakteriseres av svært høy bæreevne og liten sårbarhet.

Klasse 2
Områder med sammenhengende eller tykt, løsmassedekke med lite finstoff, skogvekst vanlig. Karakteriseres av høy bæreevne og liten/middels sårbarhet.

Klasse 3
Områder med fremtredende humusdekke og lyngvegetasjon, vesentlig på bart fjell, samt tynne myrer. Karakteriseres av svært høy bæreevne der humusdekket har moderat tykkelse og stor sårbarhet.

Klasse 4
Områder dominert av torv og myr med tykkelser > 0,5-1,0 m. Karakteriseres av svært liten bæreevne og svært stor sårbarhet.

Klasse 5
Områder med åpne vannspeil i myr, vatn og tjern. Karakteriseres av ekstremt liten bæreevne for kjøretøy uten flyteevne og svært stor sårbarhet i periferområdene.



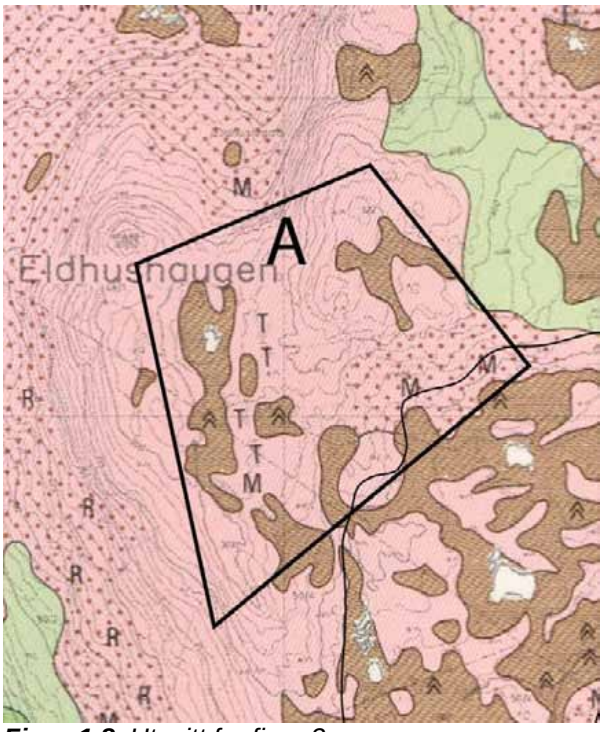
Figur 1.7. *Tolket kart som viser terrengets antatte bæreevne/sårbarhet, Klasse 1 har høyest bæreevne og lavest sårbarhet. Kartet er utarbeidet med utgangspunkt i kvartærgeologisk kart (Lien 1990) og kjennskap til de ulike løsmassetypenes bæreevne. Se teksten for nærmere beskrivelse.*

1.4.2.1 Sammenligning mellom ulike typer data

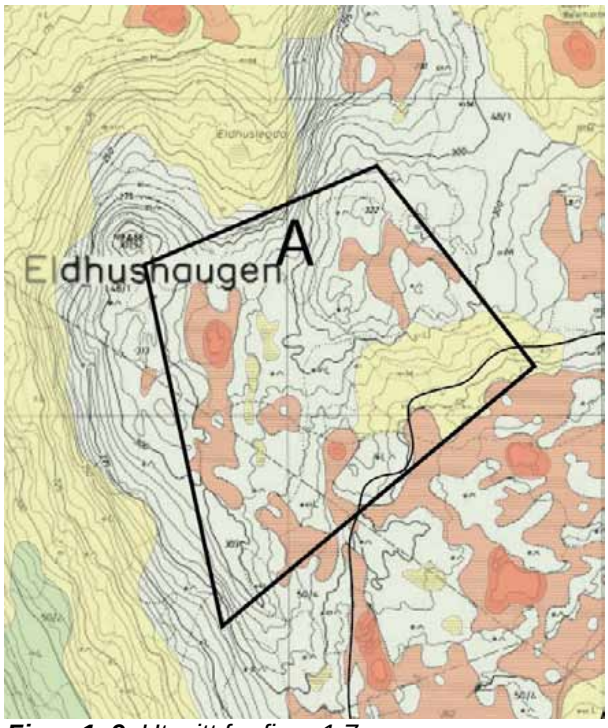
Figurene 1.8 - 1.14 viser utsnitt av området rundt Eldhushøgda, med ulike datasett. Figur 1.8 viser utsnitt av et område fra figur 1.3 (kvartærgeologisk kart). Figur 1.9 er et utsnitt av figur 1.7 fra tilsvarende område (tolket sårbarhetskart). Figur 1.10 viser data fra det regionale sårbarhetskartet over tilsvarende område (Vedlegg 3), Sårbarhetskodingen er vist i figuren. Fargekodingen er litt annerledes enn i figur 1.7 og 1.9, det skyldes blant annet at klasse 4 og 5 er slått sammen. Å sammenligne figur 1.9 og 1.10 gir interessante resultater. Sammenligningen viser at sårbarheten slik den fremkommer i figur 1.9 er mer variert enn det man kan få inntrykk av ved å kun bruke regionale data. Sårbarhetsklasse 3 dominerer i det regionale kartet, mens detaljkartet viser en langt mer sammensatt situasjon. Det betyr at der man ikke har detaljerte geologiske data, bør man supplere med annen informasjon før kjøring detaljplanlegges. Det kan enten dreie seg om nye registreringer, eller bruk av data om markslag og terreng. Figur 1.11 viser arealtilstand i det samme området slik den er kartlagt i DMK. Gult er løvskog, lysegrønt er blandingsskog, mens grønt er barskog. Brunt er myr. Brunt med prikker er myr med en spesifisert omvandlingsgrad. Siden det er bare en myr som har fått denne klassifikasjonen innen dette kartutsnittet, tyder mye på at registreringer er ufullstendig på dette feltet. Men myrområder faller naturlig nok godt sammen med sårbare områder (Klasse 4 og 5) i figur 1.8. Figur 1.12 viser bonitetsklasser (jo grønnere jo høyere bonitet). Grått er impediment – uproduktiv skog, mark som ikke egner seg til jord- eller skogproduksjon. Impediment faller godt sammen med sårbarhetsklasse 1 i figur 1.8. Figur 1.13 viser dybde til fjell. Grått er grunnlendt mark. Grunnlendt mark sammenfaller med mesteparten av arealet for impediment, men med et par tillegg. Blandingsskog og middels bonitet, grunnlendt – klasse 3, som naturlig nok faller sammen med sårbarhetsdata og brunt med prikker. I kapittel 4 i denne rapporten er det utarbeidet regionale vegetasjonskart med utgangspunkt i satellittbilder. Det er ikke gjort forsøk på å kombinere dette datasettet med sårbarhetsdata, men det antas at sammenhengen her er noenlunde den samme som for DMK med tema – arealtilstand og bonitetsklasser.

I Eldhushaugen viser også DMK- og høydedata at tynt dekke av organisk materiale over fjell gir sårbare områder, og at forsenkingene inneholder sårbar myr. Figur 1.14 viser i utgangspunktet det samme som figur 1.10, men her har man i tillegg lagt inn digitale markslagsdata. Det som er registrert som myr i datasettet om arealtilstand (figur 1.11) er lagt inne som sårbarhetsklasse 4-5, mens det som er registrert som uproduktiv skog/impediment (figur 1.12) er lagt inn i sårbarhetsklasse 1. Disse korreksjonene gir et bilde som harmonerer bedre med figur 1.9.

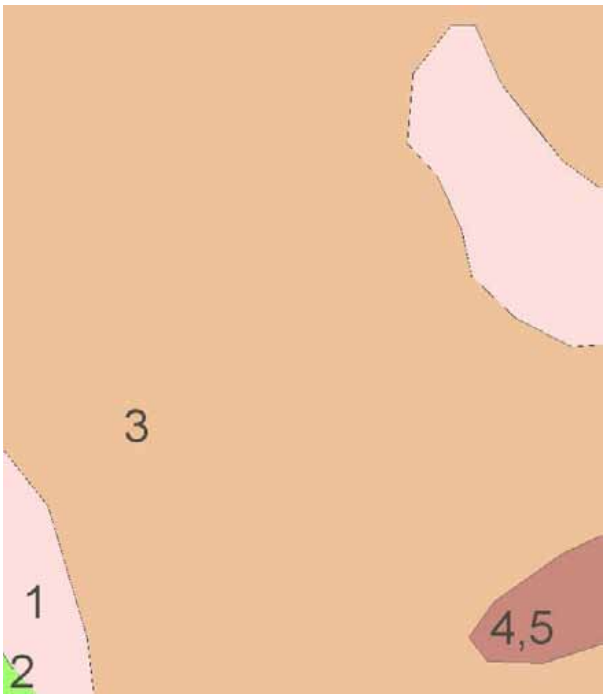
Konklusjon: For Eldhushaugen-området er det i felt foretatt en relativt detaljert tolkning og vurdering av teknisk sårbarhet. Det detaljerte, tolkede sårbarhetskartet gir et mer nyansert bilde av den tekniske sårbarheten enn det regionale kartet over teknisk sårbarhet. Det regionale kartet kan imidlertid brukes i en samtolkning med DMK-data. Ved å kombinere det regionale sårbarhetskartet med DMK- tema arealtilstand, der myr kodes til teknisk sårbarhetsklasse 4 -5 og markslag, der impediment kodes til teknisk sårbarhetsklasse 1, får man et langt mer nyansert kartbilde, ikke ulikt det detaljerte, tolkede sårbarhetskartet.



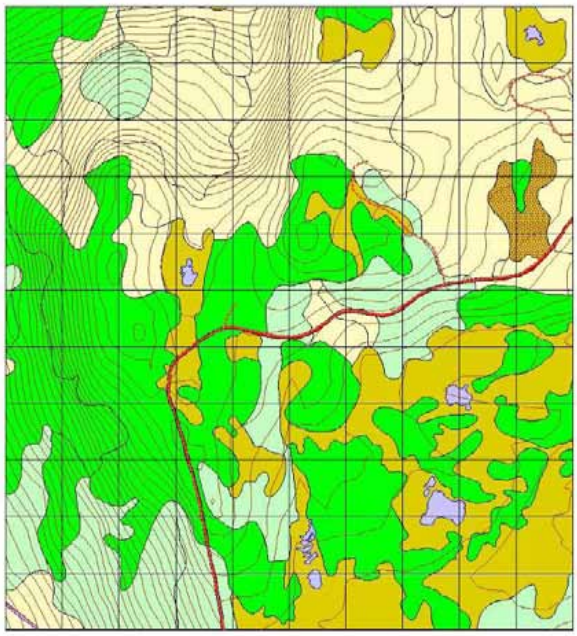
Figur 1.8. *Utsnitt fra figur 3 (Løsmassekart M 1:20.000).*



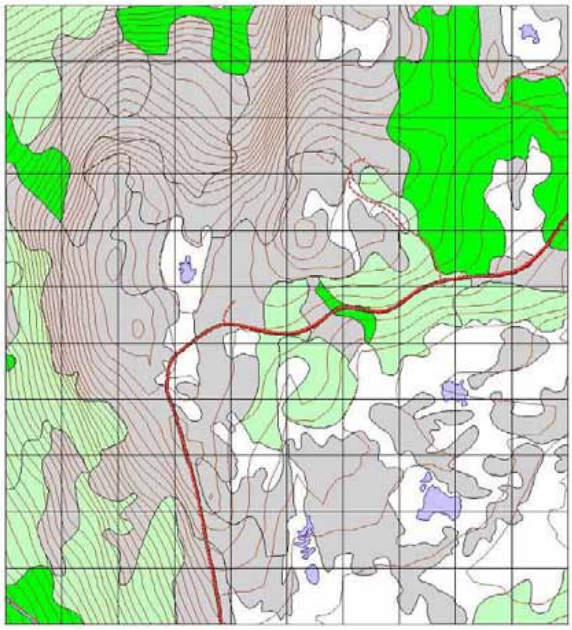
Figur 1. 9. *Utsnitt fra figur 1.7 (tolket sårbarhetskart M 1:20 000)*



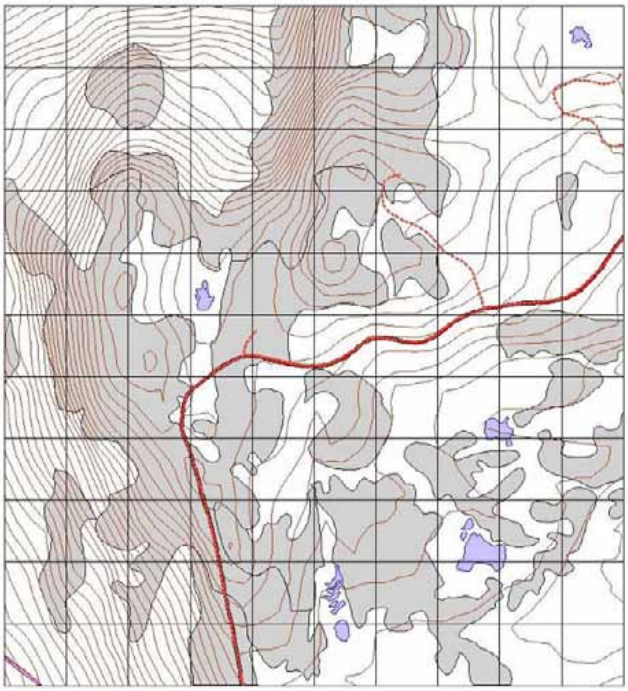
Figur 1.10. *Utsnitt av data fra vedlegg 3, samme område som figur 1.8 og 1.9. Tallene refererer seg til sårbarhetsklasser. Merk at fargekodene er litt annerledes enn figur 1.7 og at sårbarhetsklasse 4 og 5 er slått sammen M 1:20.000 .*



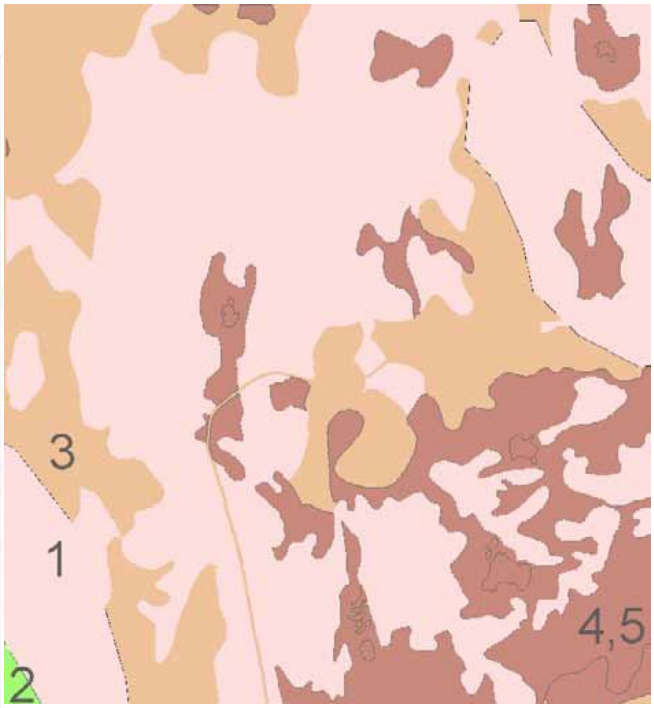
Figur 1.11. *DMK-data med tema arealtilstand viser fordeling mellom ulike skogtyper (Gult=løvskog, lysegrønt=blandingsskog, grønt=barskog, brunt og brune prikker= myr) M 1:20.000*



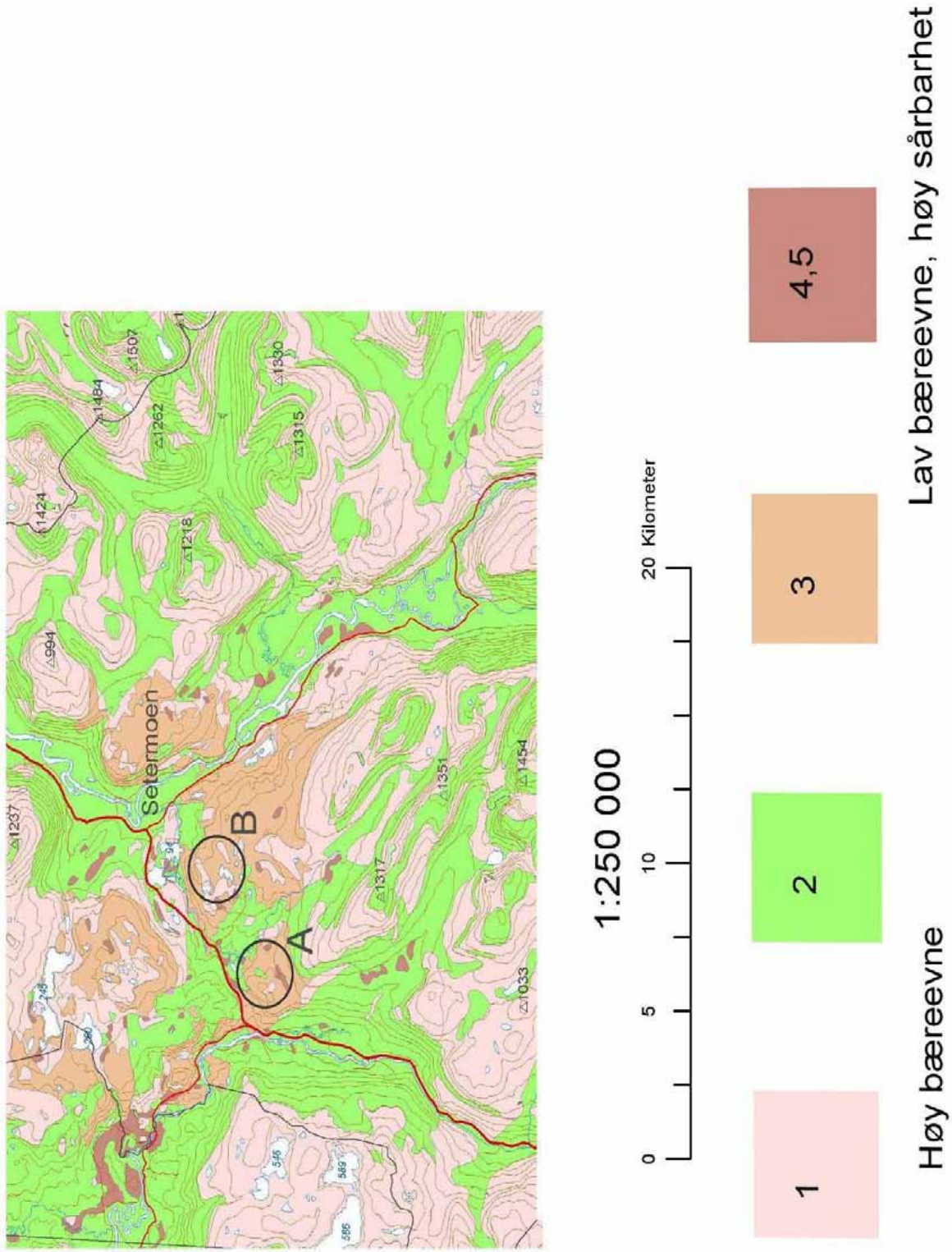
Figur 1.12. *DMK-data med tema bonitet. Jo grønnere jo høyere bonitet. Grått er impediment. M 1:20.000*



Figur 1.13. *DMK-data med tema grunnlendt mark. Grunnlendt mark i grått. M 1:20.000*



Figur 1.14. *Tolket sårbarhetskart over Eldhushaugen-området. Samme utsnitt som figur 1.8-1.13. Utgangspunktet for figuren er regionalt sårbarhetskart (vedlegg 3 og 4), supplert med markslagsdata. (Arealtilstand myr= sårbarhetsklasse 4/5, bonitet impediment= sårbarhetsklasse 1).*

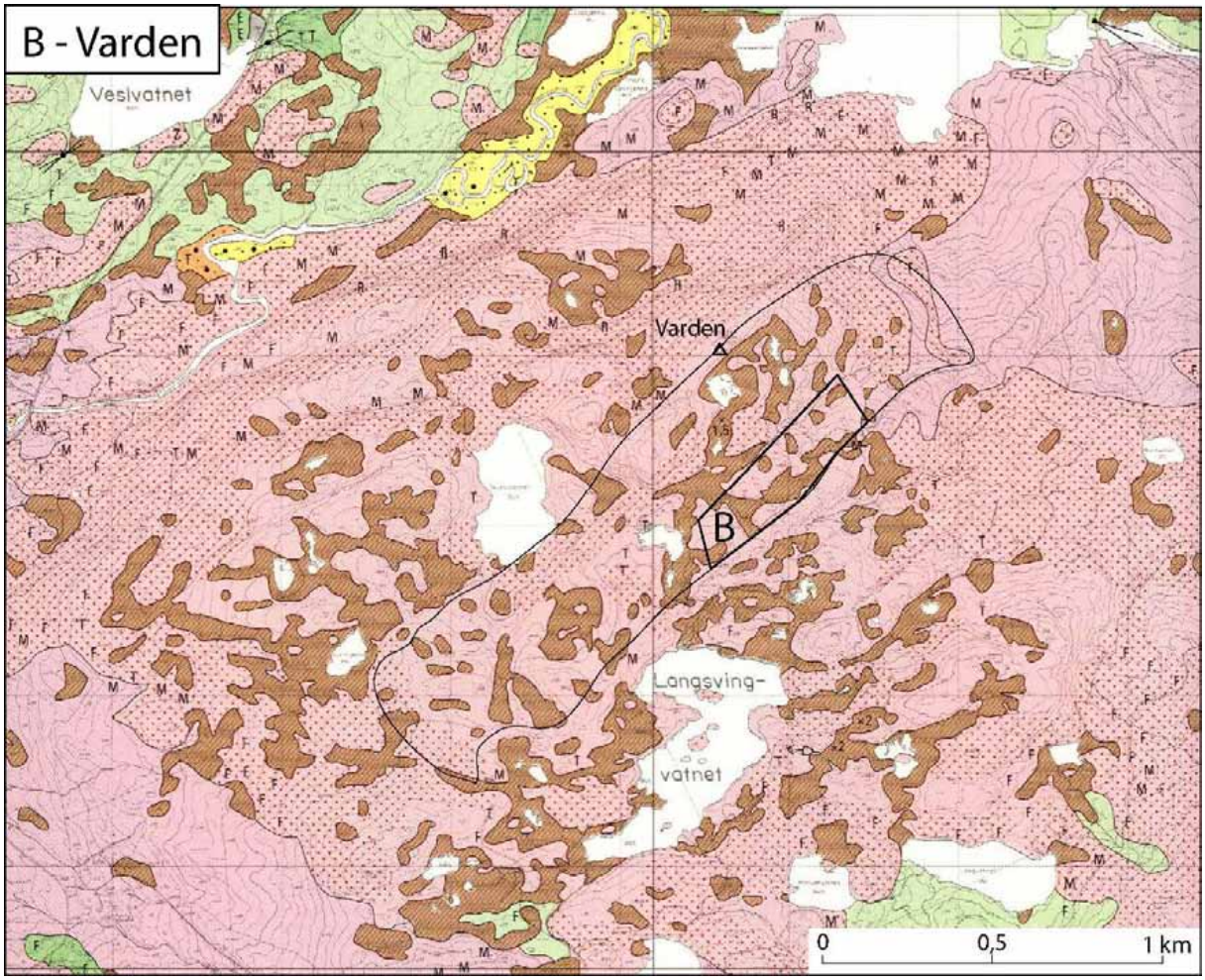


Figur 1.15. *Utsnitt av vedlegg 3. Tolket kart over bæreevne eller teknisk sårbarhet i regional skala. Kartet er utarbeidet på grunnlag av kvartærgeologisk kart i M 1:250 000 (Vedlegg 1) og en generell vurdering av løsmassenes ingeniørgeologiske egenskaper (tabell 1.2) Området som er vist dekker deler av Setermoen skyte- og øvingsfelt. Bokstavene A og B tilsvarer detaljområdene som omhandles i rapporten. Inndelingen i sårbarhetsklasser følger den samme definisjonen som for figur 1.7. Klasse 1 er best og Klasse 5 er dårligst. Merk at fargekodingen er annerledes enn i figur 1.7. Dette skyldes at klasse 4 og 5 er slått sammen.*

1.4.3 Delområde B. Varden, Setermoen skyte- og øvingsfelt

Beskrivelse. Området befinner seg ca. 3 km SSV for Setermoen sentrum, omkring 250 moh., fig. 1.7. Den befarte delen ligger i et myrdrag like N for grusvegen mellom Langsvingvatnet og Setermoen SØ (Nesmoen). Hele området er tidligere kvartærgeologisk kartlagt i M 1:20.000 av NGU (Lien 1990), figur 1.16. De geologiske forutsetningene er temmelig like de innen delområde A, men forekomst av morenemateriale er mer glissent, og noe forvitringsmateriale kan sees i vegskjæringer. På de høyestliggende partiene dominerer bart fjell med opptil 50 cm humusdekke. Mellom disse ligger myr. Regionale kart i denne målestokken viser, som før nevnt, ikke alle detaljene som ble observert, men gir et riktig generalisert bilde av forholdene. Området omkring Varden fremstår som et svært uregelmessig myrområde hyppig oppdelt av oppstikkende fjellknatter med relativt tykt humusdekke.

Kjørespor. Det er store kjøreskader i den nordlige del av området. Både flatmyrer, bakkemyrer og humusdekket er sterkt opprevet, se figur 1.17.



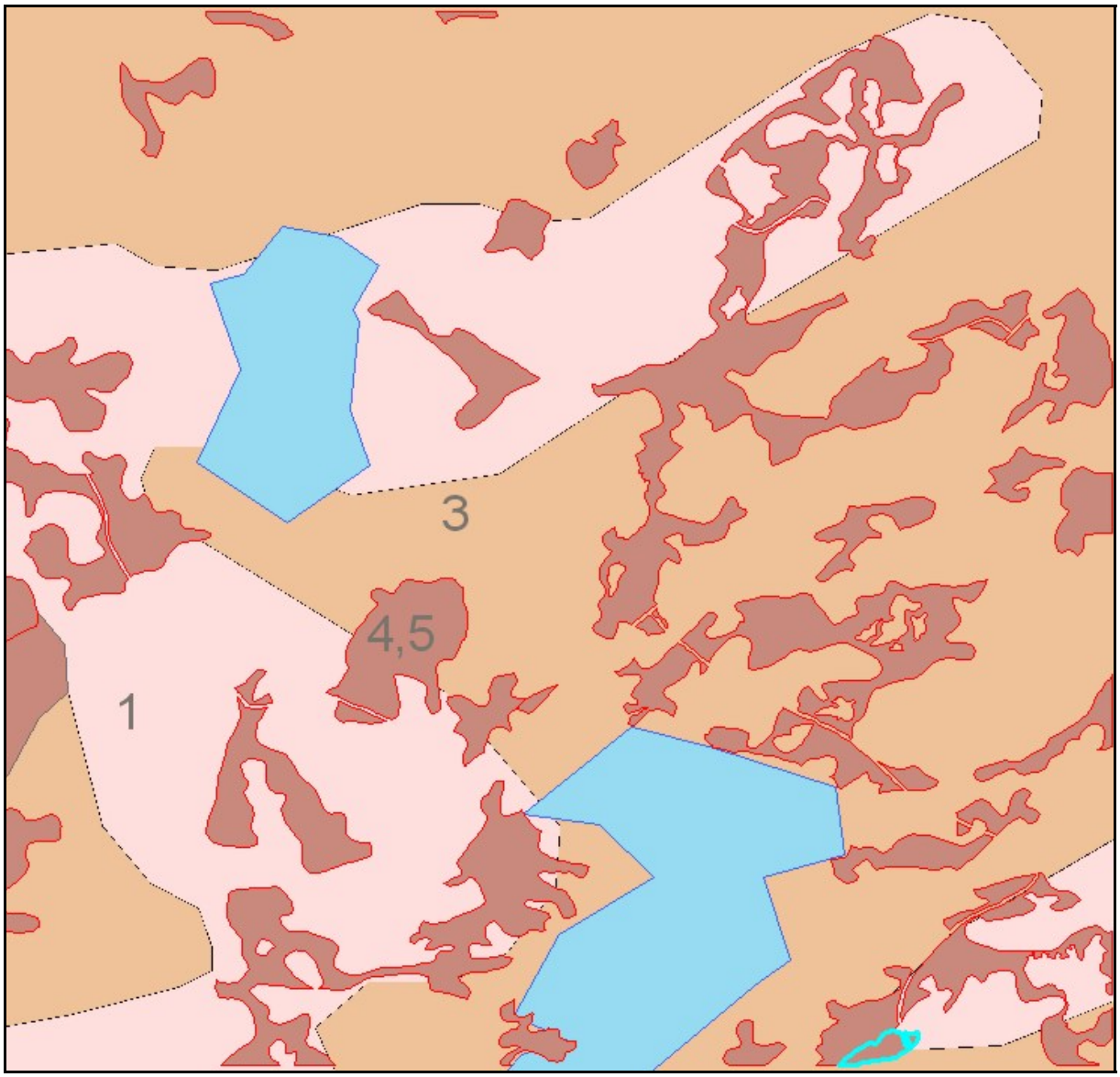
Figur 1.16. *Utsnitt av kvartærgeologisk kart i M 1:20.000 over Vardenområdet (Lien 1990). Stort, heltrukket polygon er området som ble gjenstand for detaljerte undersøkelser av effekter av militæraktivitet på naturtyper, flora og vegetasjon (kapittel 2). Delområde* ***B*** *er befart av NGU. Området består av bart fjell (rosa farge) med myr (brun farge og "T") og noe humusdekke (brunt prikkraster). Forvitringsmateriale finnes i NØ. Se forøvrig vedlegg 1 eller 2 for detaljert tegnforklaring.*

Figur 1.17.*Myrdraget sør for Varden viser omfattende kjøreskader i det myrlendte området i forsenkningene i terrenget. På bergknausene omkring er skadene vesentlig mindre, spesielt der humusdekket er sparsomt. Foto: Terje H. Bargel.*

Figur 1.15 viser det regionale sårbarhetskartet også for område B. Også her virker det regionale kartet noe grovt i forhold til detaljrikdommen på figur 1.16. En del av myrene er for små til at de har kommet med på det regionale kartet. Både myrområdet og området med tynt humusdekke over bart fjell har kommet ut i sårbarhetsklasse 3. Befaringene tyder på at myrene har sårbarhetsklasse 4. Naturtypekart, utarbeidet med utgangspunkt i DMK og terrenganalyser (kapittel 2) viser at bakkemyr og myrområder i forsenkninger i terrenget er utsatt for tekniske kjøresporskader. I likhet med område A, bør også dette suppleres med andre opplysninger for å gi tilstrekkelig informasjon om sårbarhet.

Figur 1.18 viser utsnitt av undersøkelsesområdet, den nordligste delen av Langsvingvatnet ligger lengst sør på utsnittet. Hele bredden av utsnittet er ca. 1,5 km. Her er de regionale sårbarhetsklassene supplert med DMK med tema om arealtilstand. Myrområder har blitt klassifisert i sårbarhetsklasse 4 og 5. Dette gir et noe mer nyansert bilde. Her er det imidlertid ikke like god korrelasjon mellom områder med impediment og områder med lav sårbarhetsklasse.

Konklusjon: Selv om korrelasjonen ikke er like bra som i det første testområdet, kan kombinasjonen av regionalt tolket sårbarhetskart og DMK (*Arealtilstand myr= sårbarhetsklasse 4/5, bonitet impediment= sårbarhetsklasse 1)* gi et brukbart datasett over teknisk sårbarhet.



***Figur 1.18**. Regionalt, tolket sårbarhetskart, der det i tillegg er tatt med myrområder fra DMK som eget lag, kodet i sårbarhetsklasse 4 og 5. Området kartutsnittet er hentet fra, er ca. 1,5 km bredt M 1:9375.*

1.4.4 Delområde C. Akkasætra, Blåtind skyte- og øvingsfelt

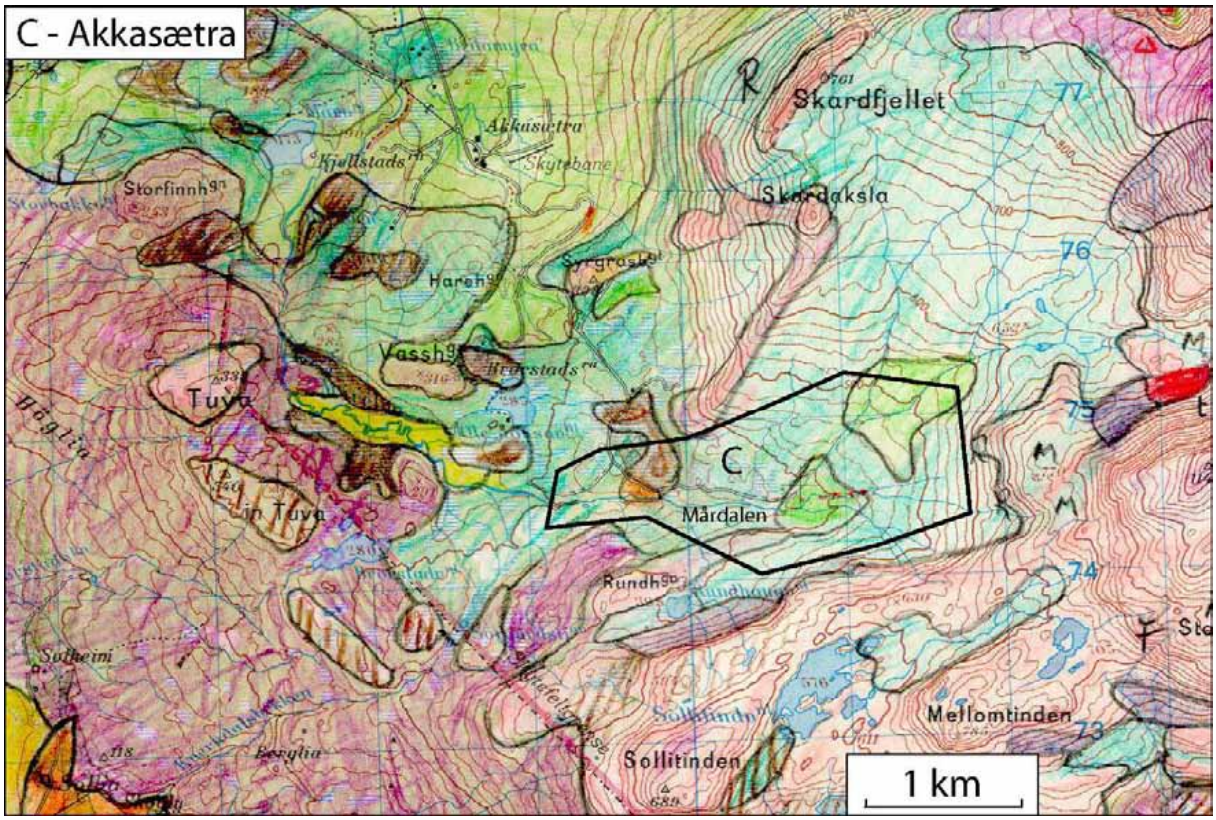
Begrunnelse for valg av område: I motsetning til område A og B, sammenfaller ikke område C med områder som også er undersøkt i kapittel 2. I en tidlig fase av undersøkelsen var det aktuelt å bruke Akkasætra-området som et område for å studere effekter på naturtyper, flora og vegetasjon i enkelt-områder. Dette ble senere endret, men man valgte å befare området i forbindelse med de geologiske undersøkelsene. En årsak til dette var at området hadde en annen type løsmassefordeling enn myr-områdene. Som nevnt var hypotesen at jordartenes gjennomsnittlige kornstørrelse, vanninnhold osv. har stor betydning for den tekniske sårbarheten, og derfor var det viktig å undersøke ulike kombina-sjoner av løsmassetyper, der disse parameterne varierer. Kapittel 3 i denne rapporten viser dessuten at området er utsatt for en del terrengskader, noe som viser at skader ikke nødvendigvis bare oppstår i myrområder.

Beskrivelse. Området ligger i en vestvendt, bred botndal (Mårdalen) i Blåtind, figur 1.19. I dette områ-det dominerer morenemateriale med lokalt stor tykkelse. Elvenedskjæringer på 6-8 m finnes i de indre (østlige) deler. Morenematerialet er sandig-grusig. Det ble drevet anleggsarbeid i øvre del av området på befaringstidspunktet.

Kjørespor. Det er anlagt mange veger m.v. i dalføret, se figur 1.20 og figur 1.21. Foruten disse vegene, er det mye kjørespor i terrenget, blant annet ut fra disse vegsystemene. Fjernanalysene i kapittel 3 viser også at området rundt har betydelige sporskader, både i Mårdalen og mot Rundhaugen/ Sollitinden.

Det regionale sårbarhetskartet basert utelukkende på regionale geologiske data (figur 1.22) antyder at løsmassene i dette området i utgangspunktet skal ha høy bæreevne. Det ser ut til at det tykke morenedekket i området gir mindre sårbarhet i lia der det er fastmark, mens det vil være stor sårbarhet der det er bakkemyr og fukteng. Mangelen på dekningen av gode digitale markslagsdata i høyereliggende områder av Blåtindområdet gjør det imidlertid vanskelig å lage gode sårbarhetskart for dette området.

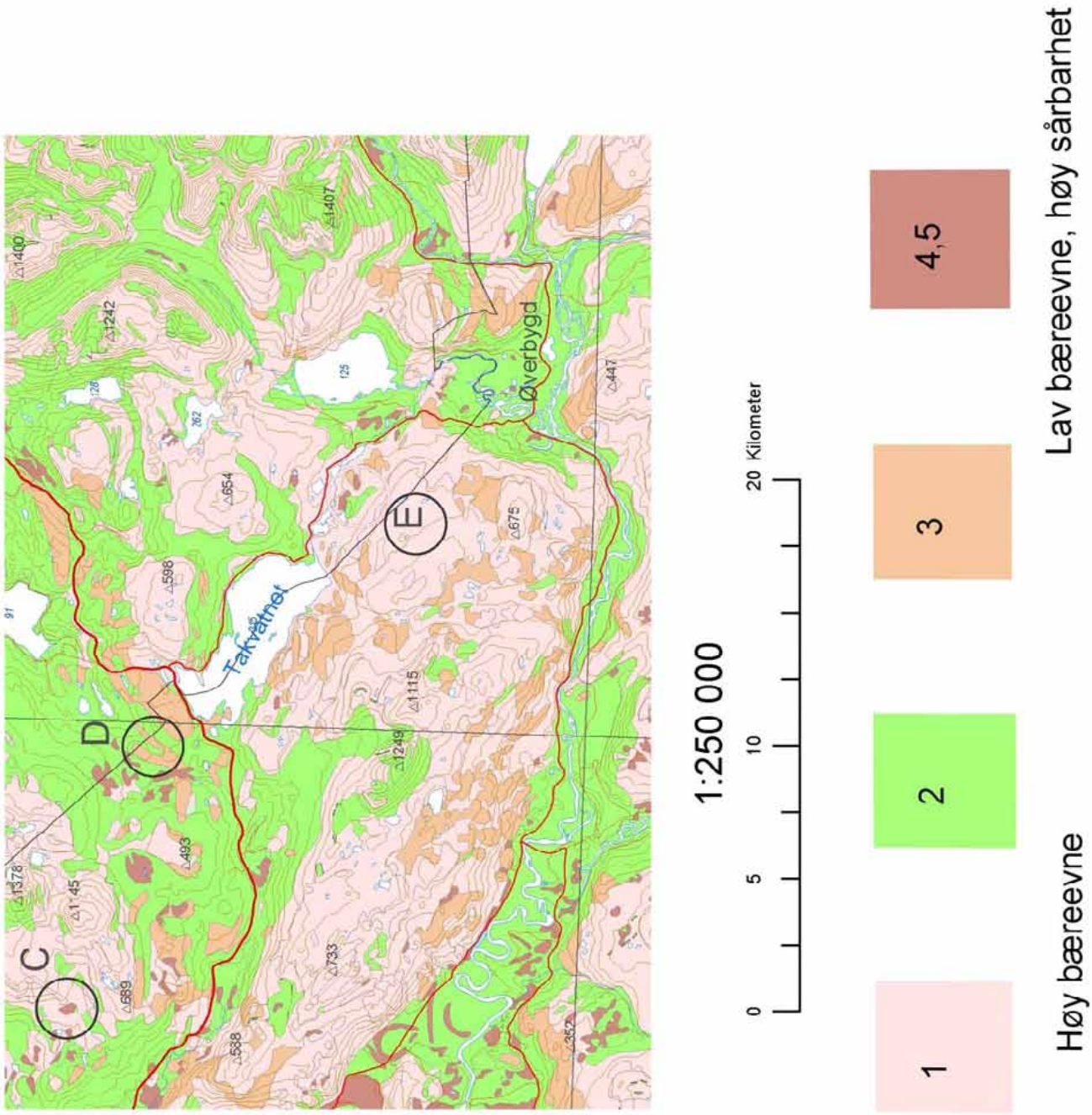
Konklusjon: Kombinasjonen av det regionale sårbarhetskartet og DMK *Arealtilstand myr= sårbarhetsklasse 4/5, (spesielt i hellende terreng) bonitet impediment= sårbarhetsklasse 1*, der myr i hellende terreng har sårbarhetsklasse 4-5, gir et orienterende bilde av situasjonen. Der dekningen av DMK er dårlig, bør imidlertid oppfølgende undersøkelser gjøres, for å nyansere bildet av den tekniske sårbarheten. Slike undersøkelser kan være feltundersøkelser eller flyfotostudier.



Figur 1.19. *Utsnitt av kvartærgeologisk manuskriptkart Takvatnet 1533 III som viser Akkasætra-Mårdalen med befart område* ***C*** *avmerket. M 1:50.000. Området består av tynt (turkis farge) og tykt (gulgrønn farge) morenedekke som er omkranset av bart fjell (rosa farge) og forvitringsjord (lilla farge). Se forøvrig tegnforklaringen i Vedlegg 1 og 2.*

Figur 1.20. *Sørlige dalside av Mårdalen, botndalen sør for Akkasætra. Anleggsveier m.v. er anlagt, og det går enkelte spor ut fra disse vegene. Foto: Terje H. Bargel.*

Figur 1.21. *Mårdalen sett fra øvre del mot SV. Anleggsveier m.v. er anlagt, og det går enkelte spor ut fra disse vegene. Det er stedvis betydelige morenemektigheter i dalføret. Foto: Terje H. Bargel.*



Figur 1.22. *Utsnitt av vedlegg 3. Tolket kart over bæreevne eller teknisk sårbarhet i regional skala. Kartet er utarbeidet på grunnlag av kvartærgeologisk kart i M 1:250 000 (Vedlegg 1) og en generell vurdering av løsmassenes ingeniørgeologiske egenskaper (tabell 1.2) Området som er vist dekker deler av Mauken og Blåtind skyte- og øvingsfelt. Bokstavene C, D og E tilsvarer detaljområdene som omhandles i rapporten. Inndelingen i sårbarhetsklasser følger den samme definisjonen som for figur 1.7. Klasse 1 er best og Klasse 5 er dårligst. Merk at fargekodingen er annerledes enn i figur 1.7. Dette skyldes at klasse 4 og 5 er slått sammen.*

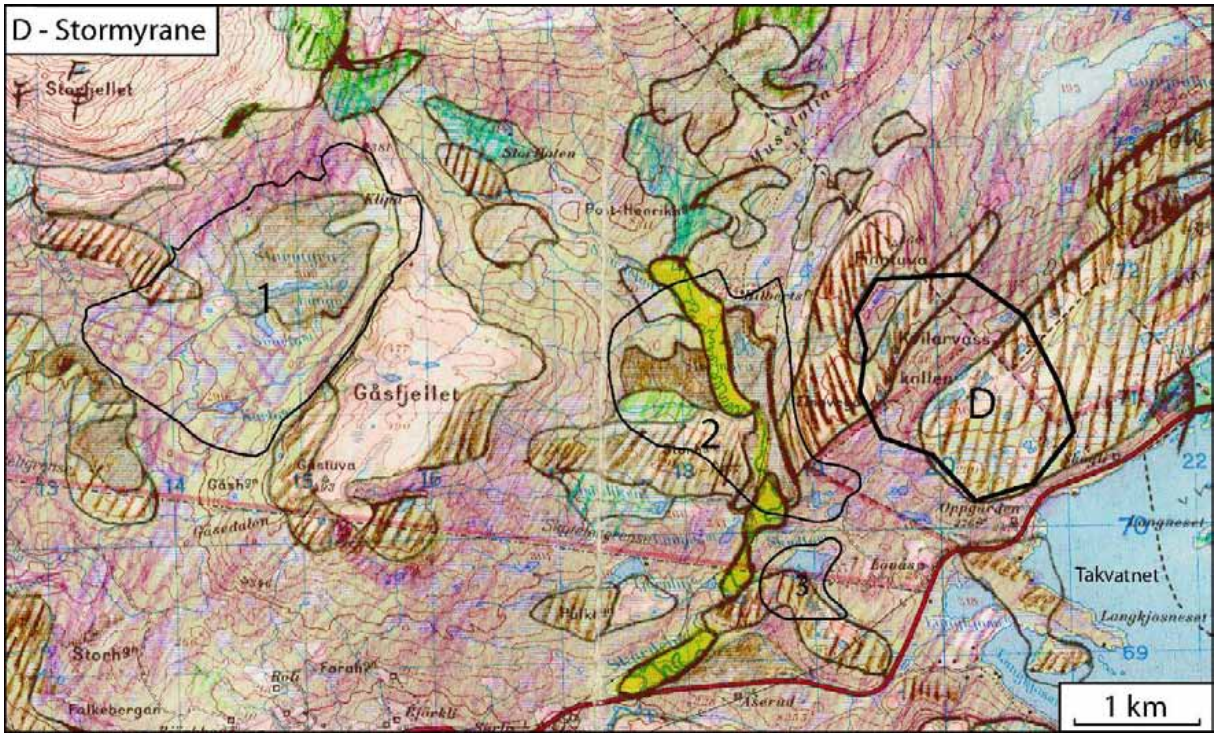
1.4.5 Delområde D. Stormyrane ved Gåsfjell, Blåtind skyte- og øvingsfelt

Begrunnelse for valg av område. Området som ble plukket ut lå noe vest for det opprinnelig planlagt undersøkte området, se figur 1.23. Årsaken var at man fant det hensiktsmessig å se nærmere på flere typer jordarter enn bare myr. Dette fordi det var nødvendig å studere flest mulig typer løsmasser i kombinasjon med ulik grad av belastning. Her var spesielt forvitringsområdene av interesse å se nærmere på.

Beskrivelse. Området ligger 2-3 km vest for E6/Takvatnet, figur 1.23. Det består av høydepartier der tynt forvitringsdekke dominerer. Stedvis forekommer tynt morenedekke og noen steder er bart fjell eksponert på toppene. Mellom høydepartiene ligger større myrområder.

Kjørespor. Kjørespor ble observert langs kanten av noen av myrene og på en del knauser med tynt/fraværende overdekke. Sporene på myrene var moderate; godt synlige som langsgående forsenkninger, men uten at vegetasjonsdekket var revet opp, heller noe sammenpresset. På fjellknausene var skadene små. Som i delområde C vil en kunne forvente større skader i områder med bakkemyr og fukteng, mindre i områder med tykt morenedekke. Observasjonene herfra stemmer slik sett med inntrykket fra Eldhushaugen-området. På det regionale sårbarhetskartet (figur 1.22) kommer det befarte området delvis i klasse 2 (forvitret fjell i figur 1.23), delvis i klasse 3 (humusdekke på figur 1.23) og klasse 4-5 på noen myrer. Områdene lenger vest, som er karakterisert som myr i DMK, harmonerer godt med det regionale sårbarhetskartet, der disse har fått sårbarhetsklasse 4-5. Den tette mosaikken av ulike myrtyper som beskrives i kapittel 2, er imidlertid vanskelig å gjenfinne på DMK for området, slik at det er vanskelig å få sammenlignet data. I tvilstilfeller bør derfor supplerende undersøkelser foretas, eksempelvis feltundersøkelser eller flyfotostudier.

Konklusjon. Det er vanskelig å trekke noen konklusjoner på effekten av å kombinere DMK med regionalt sårbarhetskart for dette området. Til det er DMK for lite detaljert for dette området. Her bør det gjøres supplerende undersøkelser for å kartlegge tilstanden med hensyn på teknisk sårbarhet.



Figur 1.23. *Utsnitt av kvartærgeologisk manuskriptkart Takvatnet 1533 III som viser Stormyrane ved Gåsfjell med befart område* ***D*** *avmerket. Delområdene for effektstudier (kapittel 2) er også inntegnet (arealene* ***1*** *og* ***2****). M 1:62.500. Områdene består av forvitret fjell (lilla farge), myr (brun farge) og humusdekke (brun skravur). Se forøvrig tegnforklaringen på Vedlegg 1 og 2.*

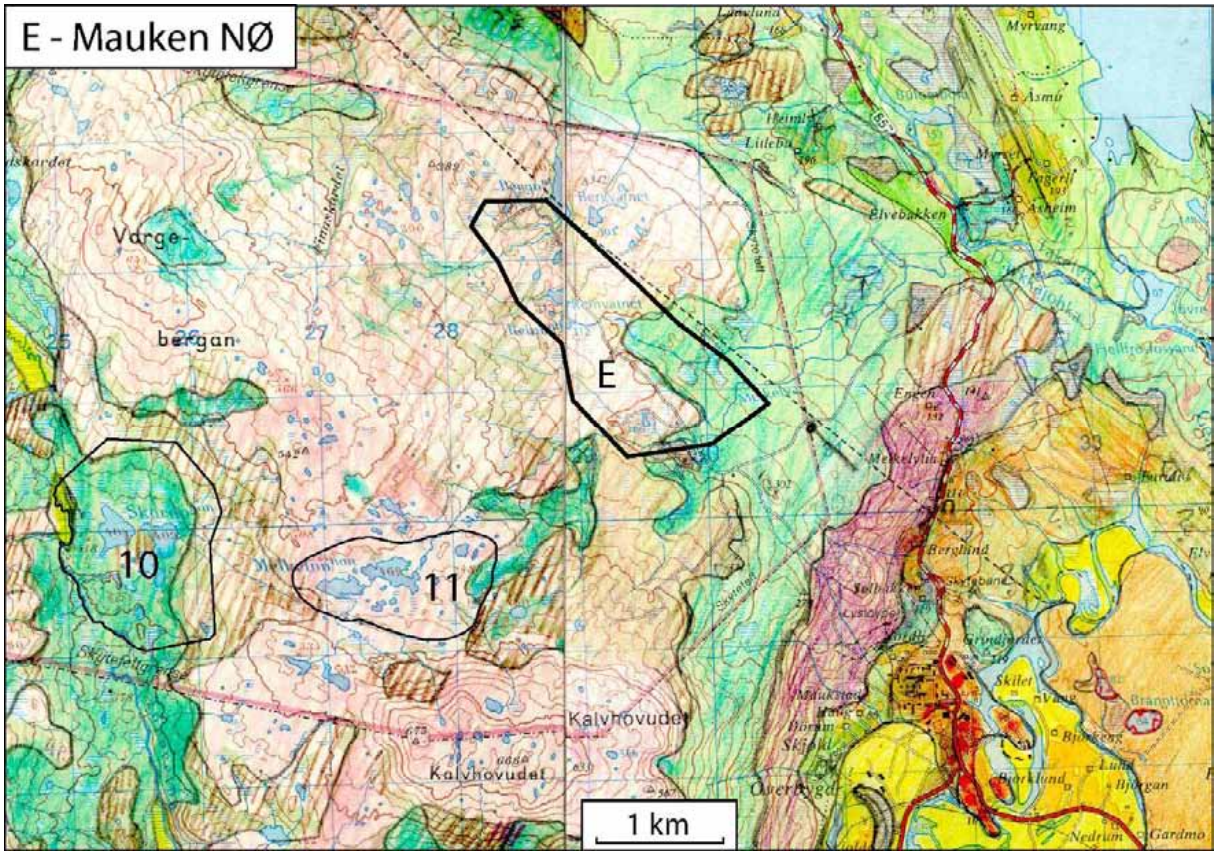
1.4.6 Delområde E. Mauken skyte- og øvingsfelt

Beskrivelse. Området ligger NØ for Mauken, i den sørlige dalsiden mellom Takvatnet og Øverbygd der terrenget er småkupert. Morenemateriale med varierende, men gjennomgående liten mektighet dominerer de lavestliggende deler av området. Fjellblotninger, oftest med tynt humusdekke, dominerer de øvre deler og høydepartiene, figur 1.24. Spesielt fjellblotninger i kombinasjon med små myrer var av interesse her.

Kjørespor. Ved "SIBO-anlegget" finnes noen få, lite dominerende kjørespor på humusdekket fjellgrunn. I lia N for kjøreveien noen hundre meter nedenfor "landsbyen" er det kjørespor avsatt av hogstmaskin i tynn morene, se figur 1.25. Vegetasjonsdekket er noe skadet, men de underliggende løsmassene er lite berørt, bare noe sammenpresset. Befaringen i området viser at tynne morenedekker kan ha moderat teknisk sårbarhet, noe som gir behov for å justere regionale sårbarhetskart noe.

En sammenligning med DMK i området E, viser at det er en del sårbare myrområder som ikke har blitt fanget inn i den regionale sårbarhetsvurderingen (figur 1.22). Dette bekrefter at de regionale sårbarhetskartene må korrigeres for områder med små myrer. Ved å ta utgangspunkt i det regionale sårbarhetskartet og korrigere sårbarheten i områder der DMK viser myrområder (spesielt bakkemyr) kan et brukbart beslutningsgrunnlag for kjøreplanlegging utarbeides.

Konklusjon. En kombinasjon av det regionale sårbarhetskartet med DMK (spesielt *Arealtilstand myr= sårbarhetsklasse 4/5)* gir et godt datagrunnlag for et kart over teknisk sårbarhet.



Figur 1.24. *Utsnitt av de kvartærgeologiske manuskriptkartene Tamokdalen 1533 II og Takvatnet 1533 III som viser den NV delen av Mauken skyte- og øvingsfelt med befart område* ***E*** *avmerket. Delområdene undersøkt i kapittel 2 er også inntegnet (arealene* ***10*** *Skardvatnan og* ***11*** *Melkelvvatnan). Områdene består av bart fjell (rosa farge), tynt morenedekke (turkis farge) og humusdekke (brun skravur). Se forøvrig tegnforklaringen på Vedlegg 1 og 2.*

Figur 1.25. *Moderate terrengskader i Mauken skyte- og øvingsfelt forårsaket av en hogstmaskin, nord for veien til "SIBO-anlegget" skyldes at området består av tynt morenedekke med lite humus i overflaten. Foto: Terje H. Bargel.*

1.5 Diskusjon og konklusjon

I dette kapittelet diskuteres muligheten for å bruke informasjon om geologiske forhold til å foreslå forebyggende og avbøtende tiltak for å unngå/redusere fremtidige skader av Forsvarets aktivitet på naturmiljøet i Troms. Spesielt interessant er det å se om geologisk informasjon gjør det mulig å identifisere områder med teknisk sårbare naturtyper, der underlagets egenskaper gir risiko for å få påført tekniske skader på underlaget ved terrengkjøring. Dette kan i sin tur gi grunnlag for å vurdere områder med sårbare naturtyper kartlagt etter DN-håndbok 13. I så fall kan øvings- og kjøringsvirksomheten planlegges og styres på en slik måte at slike skader forebygges og minimaliseres.

Befaringen i skyte- og øvingsfeltene viser en klar sammenheng mellom den teoretisk/empiriske tilnærmingen om løsmassenes bæreevne og de tekniske kjøreskader som påføres markoverflaten ved kjøring med terrengkjøretøyer. Ved meget fuktig mark er spesielt torvjordartene og finkornige minerogene jordarter (silt og leire) svært sårbare. De finkornige jordartene kan være motstandsdyktige, og tildels ha svært høy bæreevne når de er tørre (f.eks. tørrskorpeleire). Vannmettet sand har også lav bæreevne. Tørre, grovkornige jordarter er under de fleste forhold best egnet å kjøre på ut fra betraktningen om mulig skadeomfang. Med andre ord: De ulike naturtypers sårbarhet for skade på biologisk mangfold ved kjøring henger ofte sammen med grunnens bæreevne. De ekstensive undersøkelsene (kapittel 3) nyanserer bildet noe, men i hovedsak er det slik. Kjøring med tunge kjøretøy i terrenget vil vanligvis medføre størst skader på underlag med dårligst bæreevne, dvs. torv og myr, humusdekket fastmark og finkornige, minerogene løsmasser. Bæreevnen avtar drastisk med økende fuktighet.

I områder med lav bæreevne synker kjøretøyene gjennom overflaten og etterlater seg dype spor. Disse fylles med grunnvann eller nedbørsvann. Ved ytterligere kjøring i de vannfylte sporene vil disse utvides pga. erosjon ved at vannet kommer i kraftig bevegelse, og skadeomfanget øker. Naturlig reparasjon av slike skader etter opphør av kjøring krever lang tid, kanskje opp til flere hundre år. Siden graden av nyproduksjon av torv er avhengig av næringstilgang og lokalklimatiske forhold vil tiden derfor variere sterkt lokalt.

Skader på mark med høy bæreevne etterlater seg sjelden dype spor, men vegetasjonen blir ofte ødelagt i større eller mindre grad dersom kjøringen er omfattende, noe som er tilfelle på Fossmoen øvingsfelt, like Ø for Bardufoss flyplass. I kjøretraseene kan det dannes langsgående forsenkninger, kjørespor, i bakken som skyldes overkonsolidering (sammenpressing) av massene, noe som lokalt vil ha betydning for de hydrologiske forhold i løsmassene. Om ikke kjøresporene er for dype vil naturlig reparasjon i slike tilfeller gå relativt raskt da nyetablering av vegetasjon ofte vil kamuflere sporene etter noen tiår. Også denne prosessen er selvfølgelig avhengig av lokalklimatiske forhold.

På bart fjell er skadene vanligvis små.

Med utgangspunkt i kvartærgeologiske kart i M 1:50.000 eller helst 1:20.000 og detaljert topografisk kartgrunnlag kan detaljerte temakart som viser teknisk sårbarhet knyttet til terrengkjøring utarbeides. Metoden er godt innarbeidet, men slike typer kart er kostbare å fremstille slik at en kost-/nytteanalyse bør gjennomføres før eventuell iverksetting. I dette prosjektet har behovet for å utrede mulighetene for bruk av kvartærgeologiske kart i kombinasjon med andre data, vært viktigere.

Alternativet som er undersøkt i dette kapittelet er å kombinere kvartærgeologiske data i målestokk 1:250 000 med andre data for å komme frem til veiledende regler for hvor kjøring bør unngås for å minimere kjøresporskader. De kvartærgeologiske data kan kodes om til sårbarhetsklasser, som viser den enkelte løsmassetypes bæreevne. Regionale sårbarhetskart basert på regionale, geologiske data (vedlegg 3 og 4) har nytteverdi ved vurdering av ulike miljøaspekt i planlegging av større øvelser, blant annet som et eget kartlag i miljøkart for øvelser. Slike kart fungerer brukbart for å få en regional oversikt over potensielle områder med risiko for sårbarhet, men fungerer mindre godt i områder med små, sammensatte myrområder. Ved å redusere kjøring i områder som er klassifisert ved høy sårbarhet, kan risiko for skader på biologisk mangfold reduseres.

For området ved Eldhushaugen finnes det gode geologiske data, og der har det vært mulig å lage et tolket kart over bæreevne og sårbarhet i mer lokal skala (figur 1.7) og sammenholde med regionale data og andre typer data (se figur 1.8-1.14). For områder med såpass god dekning av geologiske data, er metodikken med å bruke geologisk informasjon til å lage sårbarhetskart, velegnet. For de øvrige områdene har det vært for ressurskrevende å kartlegge sårbarhetsklasser i en detaljeringsgrad som gjør det mulig å lage tolkede sårbarhetskart i lokal skala, basert utelukkende på geologisk informasjon. Der dekningsgraden er lavere, må den geologiske informasjonen kombineres med annen informasjon. Regionale kart over teknisk sårbarhet kan kombineres med datasett fra digitale markslagskart (DMK) for å gi mer presis informasjon om teknisk sårbarhet også i lokal målestokk. Spesielt bruk av temasettet arealtilstand, der myr kodes som sårbarhetsklasse 4/5, gir et bedre bilde. For noen områder kan også markslagsdata om impediment kombineres med områder med høy bæreevne og lav sårbarhet (klasse 1-2), selv om bildet ikke er like entydig her. I områder med dårlig dekning av DMK, bør imidlertid oppfølgende undersøkelser utføres. Dette kan enten være feltundersøkelser eller flybildetolkninger.

Hvordan kan Forsvaret tilrettelegge øvingsaktivitet for å unngå unødvendig stor skade på biologisk mangfold? De beste forvaltningsrådene vil for mange synes opplagte, men det har vært nødvendig å bekrefte den empiriske kunnskapen med feltundersøkelser, siden løsningene nødvendigvis ikke er så innlysende som de kan virke. Kjøring i områder der det tekniske skadeomfanget blir størst, bør begrenses. Det vil i praksis si myr- og torvdekket mark og humusdekte områder samt på våte, finkornige masser. Slike områder er imidlertid ofte flate, er uten vesentlig skogvegetasjon, ligger lavt i terrenget, og egner seg kanskje best til den type kjøring Forsvaret utfører. Områder med større bæreevne blir vanligvis påført mindre kjøreskader, men under skoggrensen er disse arealene oftest skogbevokst. Fremkommeligheten for kjøretøy kan være begrenset fordi terrenget ofte er kupert. Slike områder finnes helst i dalførene og i dalsidene. Det er imidlertid også verdt å merke seg at områder med spesielt verdifullt og sårbart biologisk mangfold også kan finnes i dalførene og dalsidene. Derfor må vurderingene av teknisk sårbarhet, som presenteres i dette kapitlet, samkjøres med vurderinger av biomangfoldkvaliteten i ulike områder – som kartleggingen av biologisk mangfold etter DN-metodikken. Likevel, der dette er mulig å gjennomføre, vil de ovenstående råd for kjøring bidra til å redusere risikoen for teknisk skade.

Kombinasjonen av digitale markslagskart, med støtte i regionale kart over teknisk sårbarhet, kan gi en del mer nyanserte ”kjøreregler” for planlegging av kjøring. Disse kartene bør brukes som kartlag i miljøkart ved øvelser.

Erfaringen med datasett i ulike målestokker og typer gjør det mulig å sette opp et sett regler for kjøreplanlegging:

- Generelt: begrens kjøring i områder med høy sårbarhetsklasse og lav bæreevne.
- Begrens kjøring på myr- og torvdekket mark og humusdekte områder samt våte, finkornige masser. Dette gjelder områder som klassifiseres som klasse 4-5 i sårbarhetskartet, eller har ”myr” som verdi i temaet arealklasser i DMK.
- Begrens kjøring på områder med tynt dekke av organisk materiale over fjell.
- Begrens kjøring i områder med bakkemyr og fukteng.

- Områder med tykke morenedekker og fastmark egner seg vanligvis godt til kjøring. Disse har kode 1 i det regionale kartet, eller impediment som verdi i bonitetstemasettet i DMK.

For andre kombinasjoner av regionale data og DMK-tema varierer graden av korrelasjon, slik at det er vanskelig å gi generelle råd på grunnlag av dem.

Der man verken har detaljerte geologiske data eller god informasjon om markslag og terreng, er det vanskeligere å gi råd om teknisk sårbarhet uten oppfølgende undersøkelser. Slike undersøkelser kan være feltundersøkelser, flyfototolkninger eller utarbeidelse av litologiske kart. I de undersøkte områdene gjelder dette blant annet høyereliggende deler av Blåtind-området.

Kapittel 2

TERRENGSKADERS EFFEKT PÅ VEGETASJON I UTVALGTE DELOMRÅDER

Vegar Bakkestuen
Per Arild Aarrestad
Lars Erikstad

(NINA)

2.1. Innledning

Dette kapitlet har hatt som mål å belyse hvordan militær virksomhet gjennom terrengslitasje fører til endringer i naturen. Det er lagt avgjørende vekt på detaljstudier av vegetasjonsendringer. Ved å koble slike detaljerte vegetasjonsstudier med oversikt over hva slags natur som finnes i områdene og det terrengskadebildet (kjørespormønster) som preger dem, har det vært et mål å få fram informasjon om endringsprosessene som oppstår ved kjøring i terreng. Denne type informasjon kan da settes i sammenheng med regionale oversikter over skadeomfang (kapittel 3 og 4) for dermed bedre å forstå betydningen av dette for sårbart biologisk mangfold (kapittel 7).

Det er utført undersøkelser i fire delområder (figur 2.1 og 2.2). Disse er utvalgt fordi de har et stort og variert skadebilde i naturområder som synes representative for indre Troms. I tillegg har de til dels høy teknisk sårbarhet for slitasje slik det er beskrevet i kapittel 1. De er ikke valgt fordi de har spesiell verdi eller høyt biologisk mangfold. Grunnen til dette er at målsettingen med denne delen av prosjektet er å studere de underliggende mekanismene ved endring på vegetasjonen, det vil si endringsprosessene generelt for dermed å få et bedre grunnlag til å vurdere effekten på sårbart biologisk mangfold senere. På denne måten er det meningen at dette delprosjektet kan binde sammen delprosjektet knyttet til geologi (det vil si kartlegging av teknisk sårbarhet – kapittel 1) med de øvrige kapitler som omfatter regional kartlegging i forhold til vegetasjonstyper og biologisk mangfold.

Det er fokusert på de mest synlige slitasjeskadene, slik som direkte eller indirekte påvirkninger av vegetasjon knyttet til kjørespor og aktiviteter i forbindelse med skyting og sprengning. Skadene er størst på myrer og koller/rygger (rabber i fjell), noe som samsvarer med erfaringer fra undersøkelser utført i militære skyte- og øvingsfelt i Sør-Norge (Hagen et al. 1998, Reitan et al. 2003) .

De 4 delområdene er valgt ut felles for flere delprosjekter for å fungere som en felles studieplattform for prosjektet. For alle de 4 delområdene ble det gjort en landskapsanalyse med hensikt å kategorisere områdene inn i enhetlige naturområder basert på eksisterende kartdata. Videre ble det gjort en analyse av antall kjørespor i hele området. Den intensive vegetasjonsanalysen er avgrenset til utvalgte testområder inne i de større undersøkelsesområdene.

For å dekke opp målsettingene beskrevet ovenfor har undersøkelsene foregått på to skalaer, en i stor detalj med statistisk analyse av detaljert innsamlede vegetasjonsdata og en på landskapsskala basert på oversiktlig innsamlede data fra kart og satellittbilder som omfatter områder med størrelse fra drøyt 1 til drøyt 2 km^2. Detaljundersøkelsen er knyttet til moderat påvirkede areal da de mest påvirkede områdene stort sett ikke har intakt vegetasjonsdekke. Utvelgelse av studieområdene er koordinert med de intensive effektstudiene på fauna og dermed også samlokalisert med tanke på å kunne gjøre felles vurderinger.

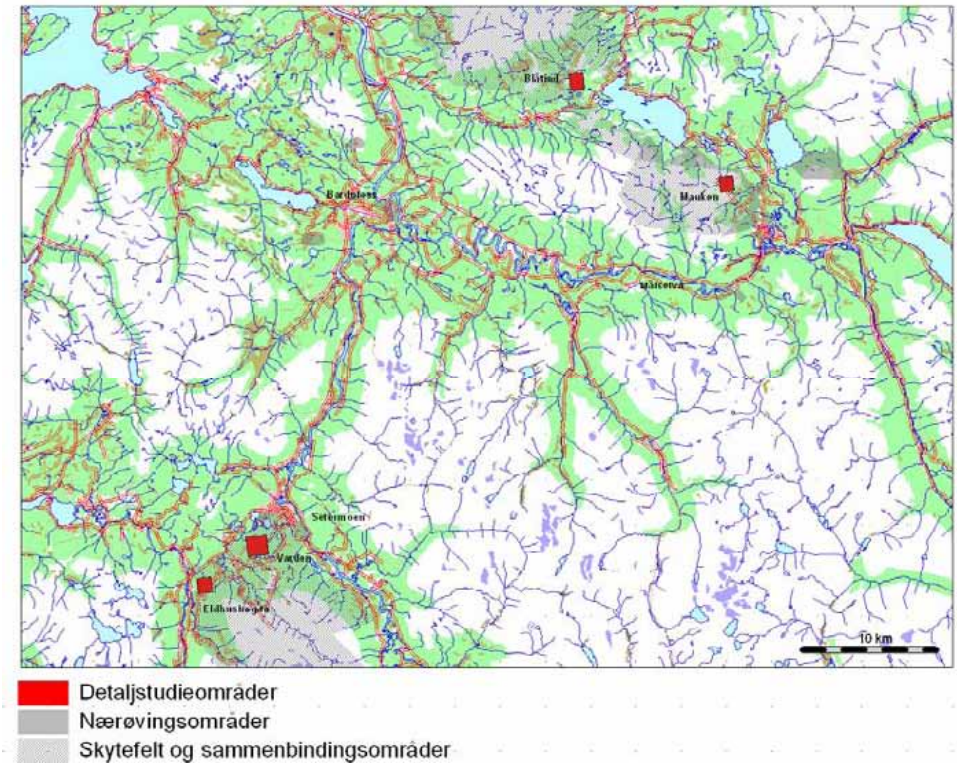
Feltdesign og metodikk er basert på erfaringer med annen overvåkingsaktivitet (først og fremst Terrestrisk naturovervåking – TOV). Det er ønskelig at overvåkingen kan knyttes til annen naturovervåking, fordi man da er sikret bruk av veletablerte metoder, og eventuelle endringer i øvingsfeltet kan sammenholdes med de observasjoner som er gjort andre steder (TOV-metodikken også presentert som "Det norske konseptet for intensiv overvåking av vegetasjon" er benyttet i 17 andre områder i Norge; Økland et al. 2001). Et TOV-overvåkingsfelt ble etablert i Dividalen i 1993 og er senere re-analysert i 1998 (Bakkestuen et al. 2000). Dette feltet ligger tett inntil avgrensningsområdet for militær aktivitet i Troms og egner seg som et referansefelt i et upåvirket område. Resultater fra disse undersøkelsene er ikke benyttet i denne rapporten, men ligger tilgjengelig som en mulig ressurs hvis det skal opprettes en langsiktig vegetasjonsovervåking i området. Da vil materialet kunne fungere som et avgjørende referansemateriale.

Det er kjent at terrengskader påvirker vokseforhold og dermed artssammensetningen lokalt og at forskjellige vegetasjonstyper har ulik toleranse overfor slitasje (Christensen et al. 2001). Påvirkningen på floraen på detaljert skala er relativt godt kjent fra litteraturen (Renmann 1989, Eriksen 1992a, Eriksen 1992b, Eriksen 1998). Dette gjelder også forhold knyttet til slitasjestyrke og evne til revegetering hos ulike vegetasjonstyper under nordlige forhold. Fuktige vegetasjonstyper som myr og våtmark er generelt mest sårbare for slitasje. Dette er knyttet til deres fysiske habitat som substrat- og fuktighetsforhold (kapittel 1). Det samme gjelder også tørre lavrabber med tynt vegetasjonsdekke. De geologiske og hydrologiske forhold er også viktig når det gjelder hvor fort ulike områder utsettes for sekundære erosjonsskader i forbindelse med slitasje.

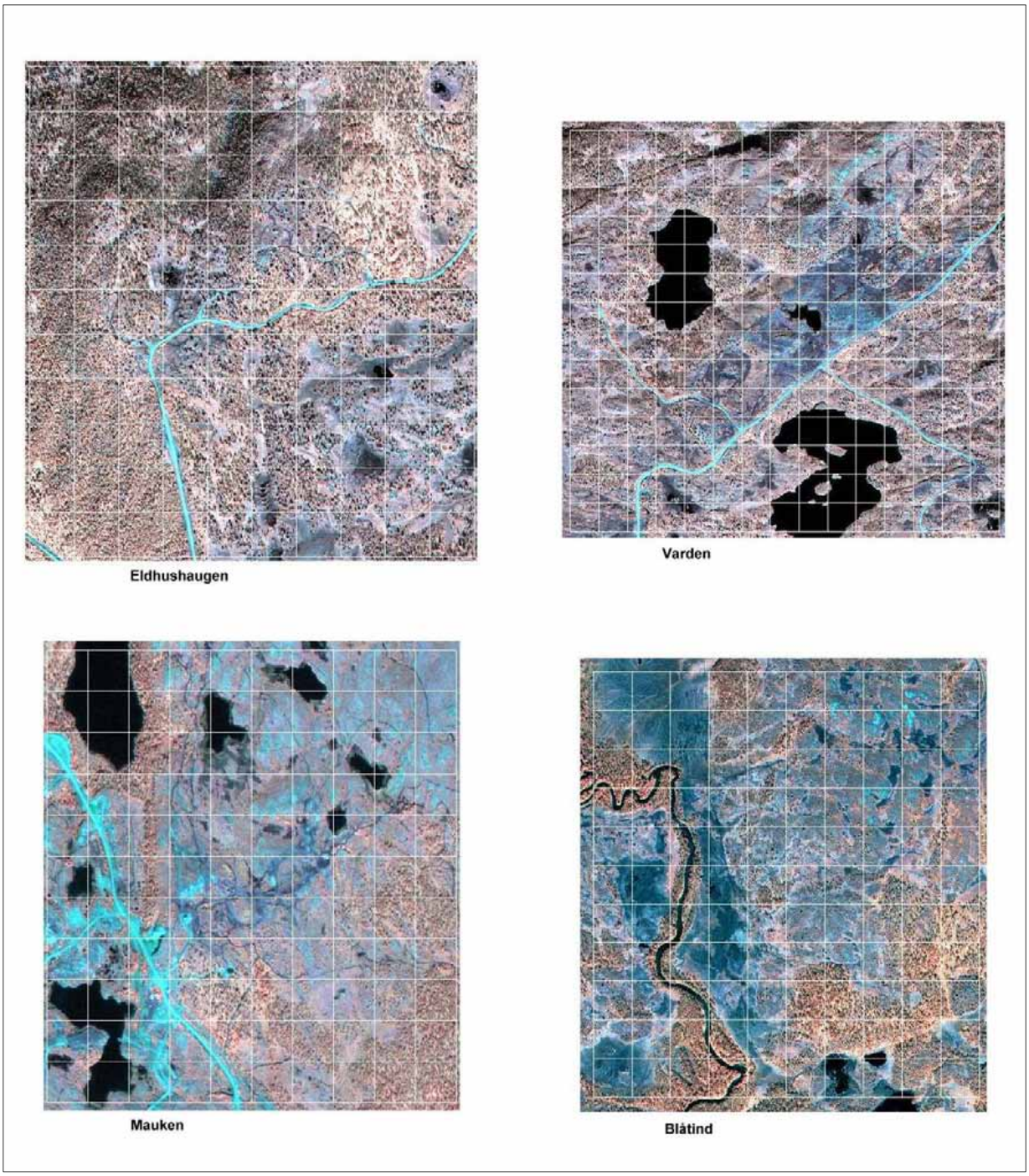
Forskjellige vegetasjonstypers slitestyrke er også avhengig av artssammensetning. Blant annet er rotsystem, vekstpunkt og overvintringsstrategi hos dominante arter viktig. Forvedete arter som lyng og busker overvintrer med skudd- og knopp over jorda, og er sårbare for slitasjeskader også om vinteren. Urter og høgstauder derimot overvintrer med rotsystemet i jordskorpa, mens veksten for de fleste arter foregår i skuddspissene. Grasartene overvintrer med rotsystemet i jorda og har vekstpunktet i bladbasis. Dette gjør at selv om grasarter blir skadet i topp og spiss i vekstsesongen vil bladene fortsatt vokse fram (Nisja 1989).

De langsiktige virkningene av slitasjeskader på naturmiljøet er avhengig av vegetasjonens evne til revegetering. Vedaktige planter har dårlig evne til å overleve skader. Generelt vil tørre-, næringsfattige- og lyngdominerte heier vise sen revegetering. Næringsrike skogstyper, fuktige gras- og starrdominerte vegetasjonstyper og engsamfunn vil ha rask revegetering. Lavfuruskog og lavheier, starrmyrer og bløtmyrer er blant de vegetasjonstyper som tåler minst med hensyn til tråkk og slitasje. Høgstaudevegetasjon er noe mindre sårbar, og revegeteres raskt. Blåbær – kreklingdominerte samfunn har noe større slitasjestyrke, mens røsslyng – blokkebærskoger har størst slitasjestyrke av de vanligste vegetasjonstypene (Nisja 1989, Renman 1989). Eksponerte vegetasjontyper som kreklinghei, reinrosehei, gulskinnhei og greplynghei utsettes normalt for store mekaniske forvitringsprosesser. Sår i vegetasjonsdekket her vil framskynde disse prosessene og åpne for sekundære skadevirkninger som erosjon (bl.a. utsatt for vind året rundt), frostvirkninger og jordflyt selv om disse vegetasjonstypene ofte forekommer på substrat hvor erosjonen sjelden blir omfattende.

Myr og forhøyninger i landskapet har de største synlige terrengskadene innen de utvalgte undersøkelsesområder, noe som stemmer bra med erfaringer fra litteraturen. Kapitlet har derfor en målsetting å teste om dette slitasjebildet fører til vegetasjonsendringer både i artsmangfold (artsantall) og artssammensetning nettopp på myr, koller i skog og rabber i fjellhei, som et resultat av terrengslitasjen.



***Figur 2.1**. Lokalisering av de fire detaljstudie-områdene markert med rød firkant.*



***Figur 2.2**. Satellittbilder over de fire detaljundersøkelsesområdene. For alle de 4 områdene er det utført en landskapsanalyse som har resultert i kart over naturkarakteren for områdene (figur 2.3, 2.4, 2.5 og 2.6). Rutenettene viser ruter som er 100 x 100 m og er likt på alle figurene slik at sammenligning er mulig og angir aktuell målestokk. De botaniske detaljstudieområdene er avmerket på kartene over naturkarakter.*

2.2 Beskrivelse av naturkarakter

De fire delområdene er alle berørt av militær virksomhet som har ført til ulik grad av terrengslitasje. Blåtind-området er det området med minst slitasje. Aktiviteten her er i stor grad knyttet til kjøring vinterstid og skadebildet er for en stor del preget av vegetasjonsbevokste kjørespor. Deler av Varden-området har svært omfattende og til dels totalt arealdekkende kjøreskader fra beltevognkjøring også sommerstid. Tilsvarende kjøring ved Eldhushaugen-området har også ført til ganske omfattende skader, men ikke så arealdekkende som på Varden. Skadene ved Mauken-området er også til dels arealdekkende, men jorddekket sammen med at en del av kjøringen trolig er relativt gammel gjør at skadene ikke fremtrer så synlig i terrenget som på Varden. Her er det også skader knyttet til skyting og sprengning. I forhold til dette kapittelet vurderes skader ved sprengning å være relativt lik slitasje-skader ved at den viktigste effekten er skader på toppjord og vegetasjonsdekket. Selv om prøveflate-ne er lagt ut i forbindelse med kjørespor vil resultatene også ha betydning for andre skader av denne karakter. Forurensing knyttet til bruk av sprengstoff er ikke vurdert.

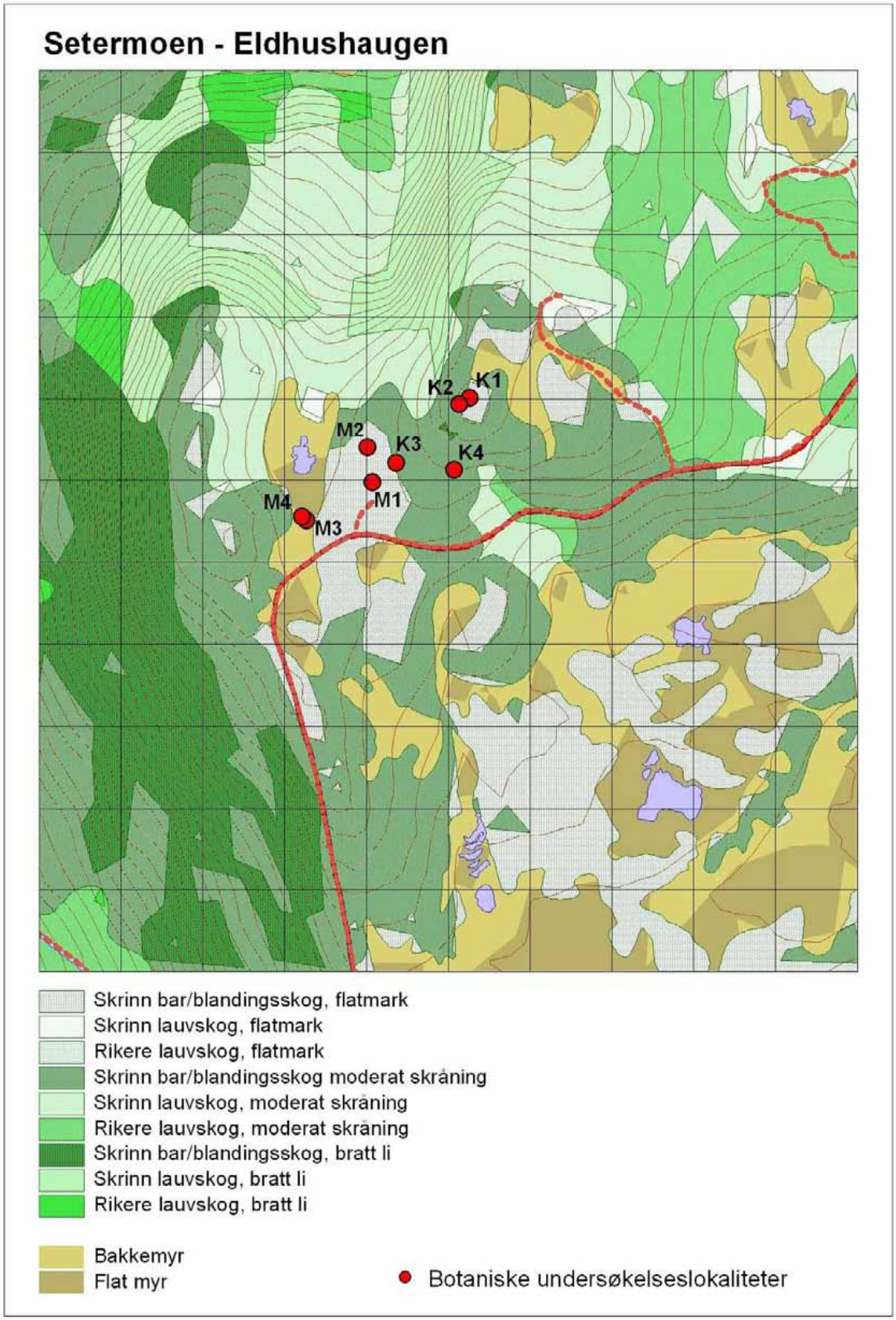
Beskrivelsen av enkeltområdene under har som formål å koble analysen av naturkarakter basert på landskapsanalyse og eksisterende kartverk (se kapittel 3) med vanlig vegetasjonsinndeling (Fremstad 1997), for dermed å lette sammenligningen mellom resultatene i dette kapittelet med de øvrige resultatene i rapporten. Når dette kapittelet konsentrerer seg om prosessene knyttet til skadene er det for å dekke opp de konkrete målsettingene slik de er formulert i innledningen. Hva dette betyr for det biologiske mangfoldet i spesifiserte naturtyper og generelt diskuteres nærmere i kapittel 3 og 7.

2.2.1 Setermoen - Eldhushaugen

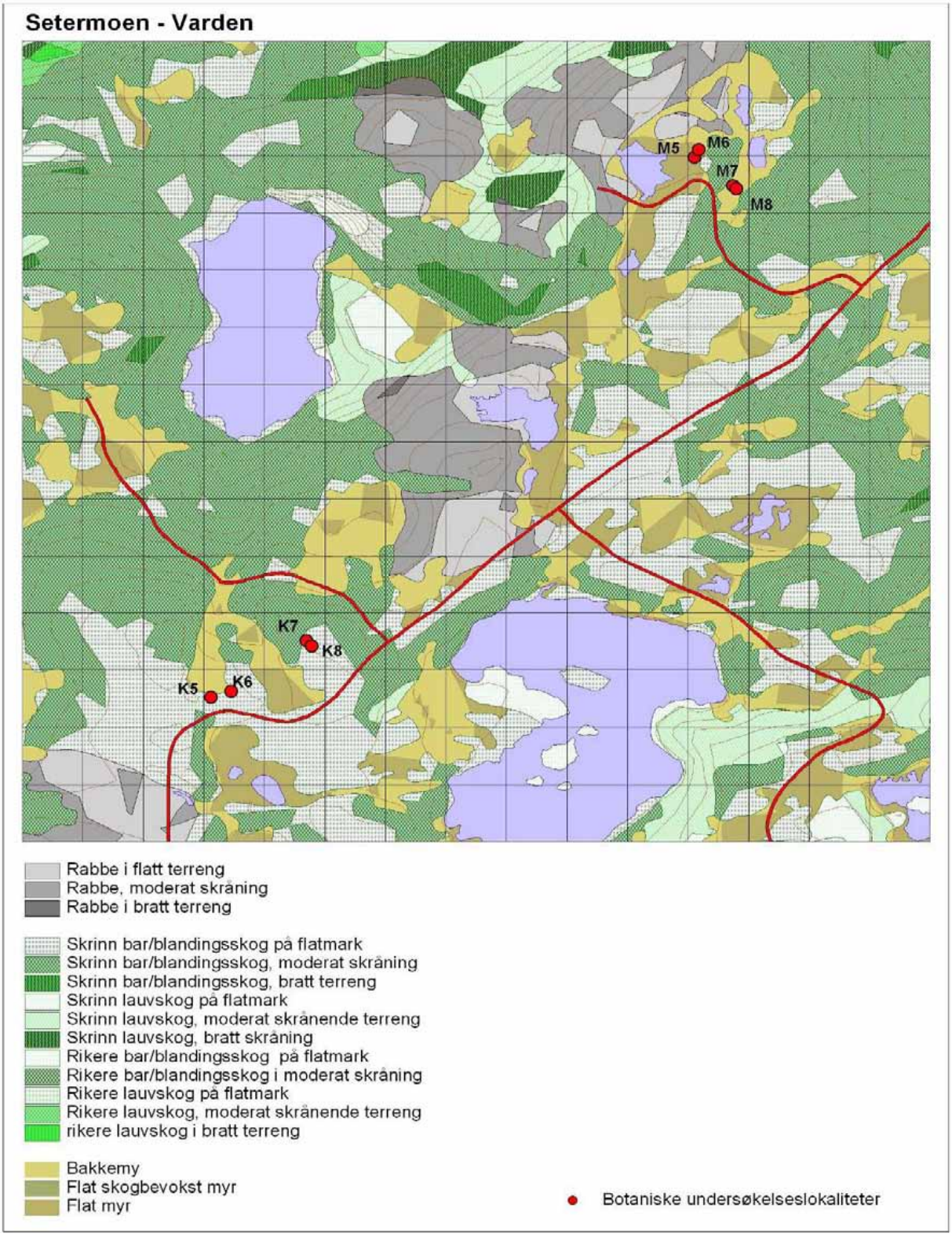
Området består hovedsakelig av bar/blandingsskog med bjørk og furu og mindre innslag av skrinn- og rik lauvskog. I forsenkninger i landskapet og i skråninger med god sigevasspåvirkning opptrer ulike myrtyper og små tjern (Figur 2.3).

Skog
Vegetasjonen i ”bar-/blandingsskog” varierer noe etter de topografiske forholdene. ”Skrinn bar/-blandingsskog på flatmark” finnes hovedsakelig på koller og flater med et tynt humusdekke over fjell. Bærlyngarter som tytebær og krekling dominerer sammen med graset smyle. I bunnsjiktet er furu-mose, einerbjørnemose, sigdmoser og flere lavarter vanlige. ”Skrinn bar/blandingsskog, moderat skrå-ning” inneholder mye de samme artene, men pga. et dypere jordsmonn med mer sigevasspåvirkning inngår noe mer blåbær og låge urter. Begge typene faller imidlertid inn under A2 Bærlyngskog i Vege-tasjonstyper i Norge (Fremstad 1997). ”Skrinn lauvskog på flatmark” tilsvarer også A2 Bærlyngskog, mens ”skrinn lauvskog i moderat skråning” og ”skrinn bar/blandingsskog i bratt li” er mer dominert av blåbær med varierende innslag av gras og lågurter, og kan således klassifiseres som A4 Blåbærskog. ”Skrinn lauvskog i bratt li” er noe rikere og kan klassifiseres som A5 Småbregneskog (A5c Små-bregne-fjellskog-utforming). ”Rikere lauvskog” består hovedsakelig av høgstaudebjørkeskog med et frodig innslag av lågurter der mange er kontinentale arter. Skogtypen finnes bare i tilknytning til næringsrik berggrunn. Ballblom, skogstorkenebb, myskegras, fjelltistel, fjellminneblom og marikåper er karakteristiske arter, og vegetasjonen kan klassifiseres som C2d ”Lappflokk-storveronika-bjørkutforming” av høgstaudebjørkeskog (Fremstad 1997). Det er en generell gradient i økende frodighet fra flatmarkstyper til rikere lauvskog i bratte lier.

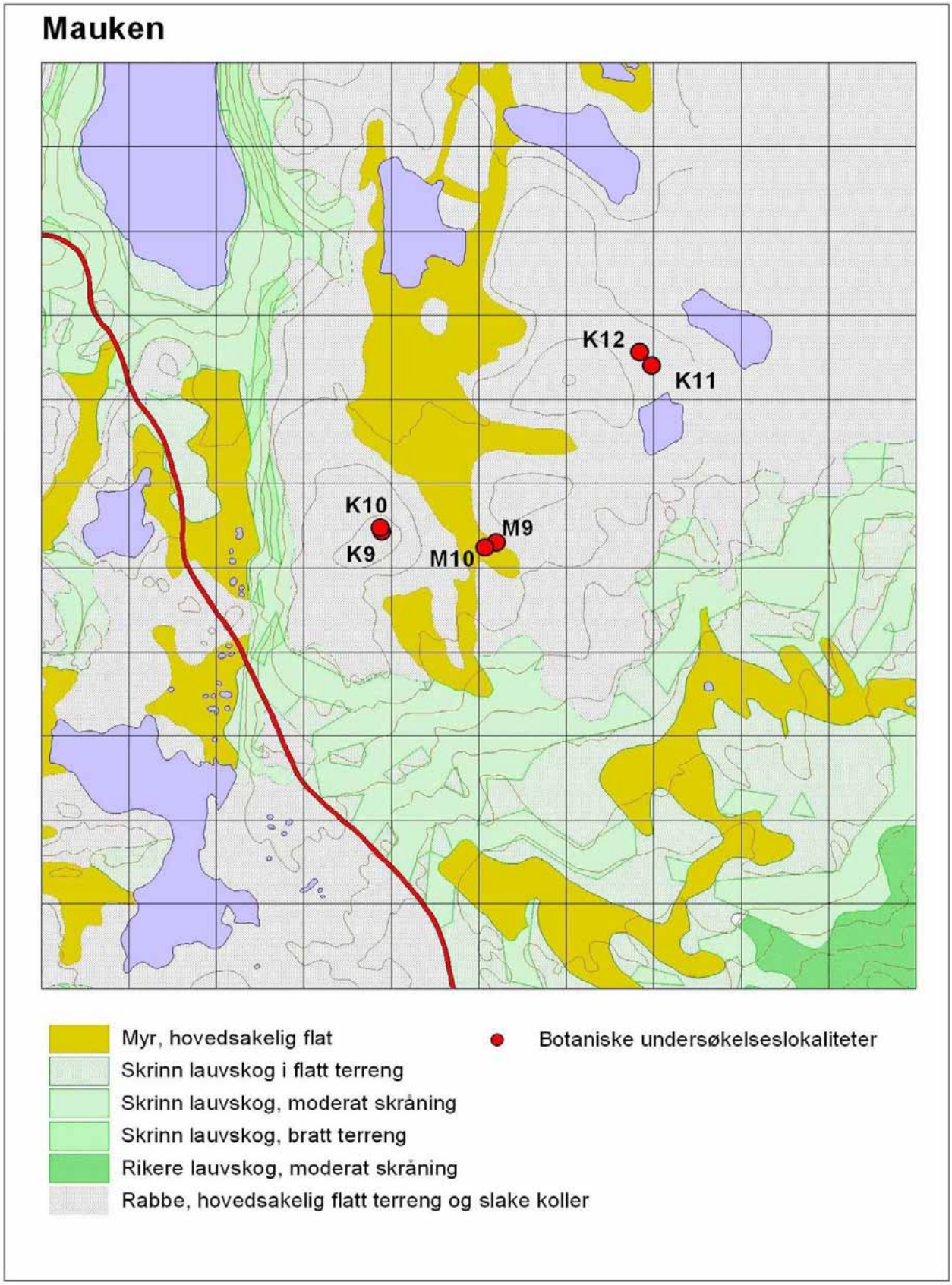
Myr
Myrarealene består hovedsakelig av fattige minerogene bakkemyrer og flatmyrer mot åpent vann med mindre rike innslag mot sigevann fra næringsrik bergrunn. Karakteristiske arter for de fattige minero-gene myrene er halvgras som flaskestarr, duskull, torvull og bjønnskjegg og torvmoser som brodd-torvmose, frynsetorvmose, bjørnetorvmose, alle lite næringskrevende arter. Flatmyrene har innslag av ombrogene elementer med fattig lyngdominert vegetasjon med molte og torvmoser som furutorvmose, rødtorvmose og rusttorvmose.



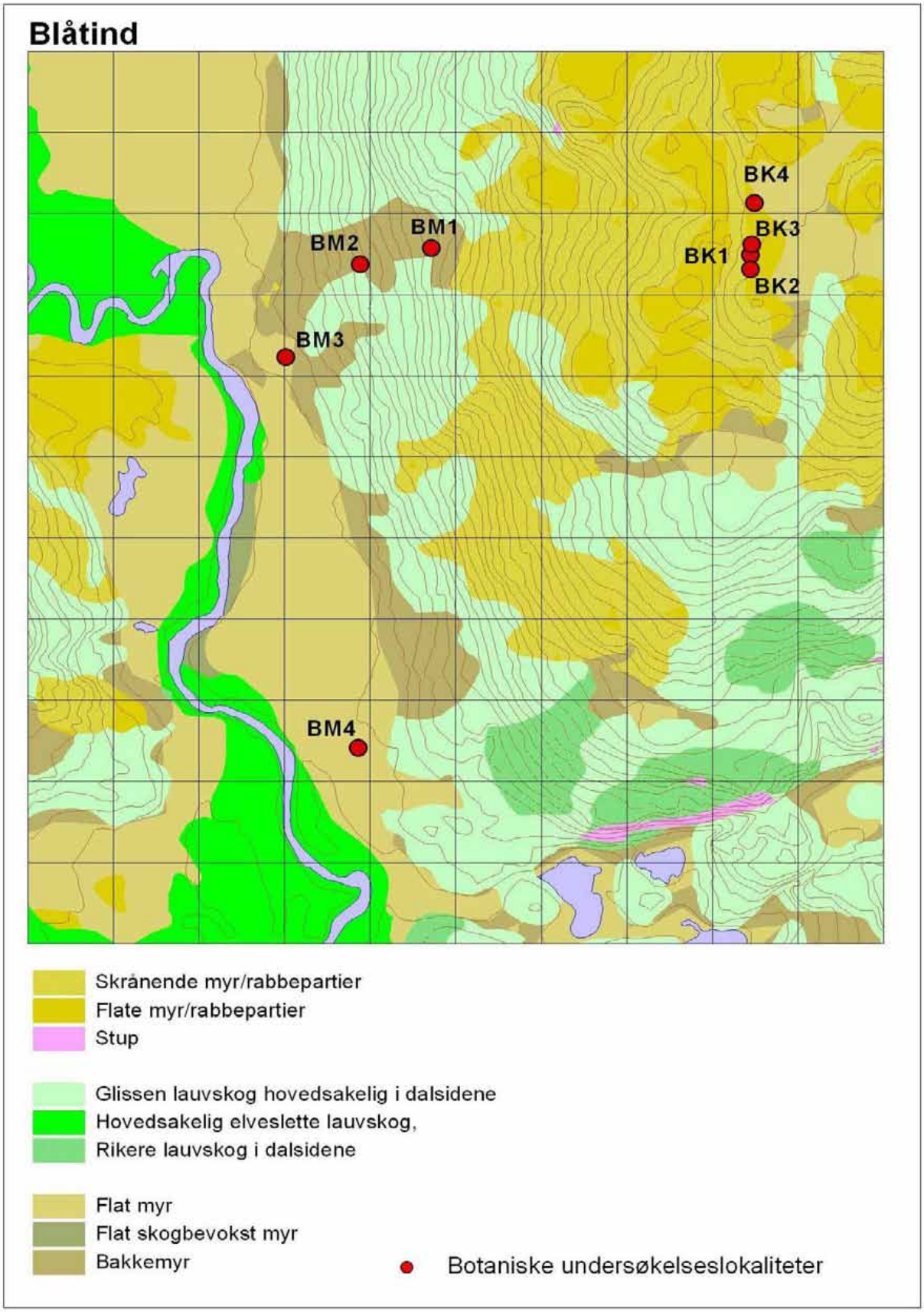
***Figur 2.3**. Kart over naturkarakter, studieområde Varden. 100x100 m ruter. Undersøkelseslokalitetene er gitt navn etter naturkarakter: M = myr, K = Rabbe/Kolle.*



***Figur 2.4**. Kart over naturkarakter, studieområde Varden. 100x100 m ruter. Undersøkelseslokalitetene er gitt navn etter naturkarakter: M = myr, K = Rabbe/Kolle.*



***Figur 2.5**. Kart over naturkarakter, studieområde Mauken. 100x100 m ruter. Undersøkelses-lokalitetene er gitt navn etter naturkarakter: M = myr, K = Rabbe/Kolle.*



***Figur 2.6**. Kart over naturkarakter, studieområde Blåtind.100x100 m ruter. Undersøkelses-lokalitetene er gitt navn etter naturkarakter: BM = myr, BK = Rabbe/Kolle.*

2.2.2 Setermoen - Varden

Området inneholder mye de samme naturtypene som Eldhushaugen, men rik vegetasjon er fraværende da området mangler næringsrik berggrunn (Figur 2.4). I tillegg inneholder området skogløse koller (på naturtypekartet kalt rabber) på svært tynt jorddekke med flekkvis bart fjell. Den naturlige vegetasjonen her er dominert av lyng med mye lav og moser i bunnsjiktet. Imidlertid er disse områdene svært slitasjeskadd og består nå stort sett av åpen jord. Myrområdene er også svært oppkjørt med mye blottlagt jord.

2.2.3 Mauken

Det utvalgte området ligger over skoggrensa og veksler mellom rabbevegetasjon på koller og myr i søkk (Figur 2.5). Karakteristisk for de øvre deler av kollene er større forekomster av rabbesiv og stivstarr og vegetasjonsmessig hører de trolig til typen R5 Grasrabb (Fremstad 1997). Lenger nede i skråningene blir vegetasjonen mer lyng- og lavpreget med dvergbjørk, krekling, reinlavsarter, smal islandslav, islandslav og gullskinn, såkalt R2 Dvergbjørk-kreklingrabb. Myrene er hovedsakelig flatmyrer av både fattig minerogen og ombrogen karakter, men sammenlignet med myrene i de andre feltene har disse mer fjellpreg, bl.a. større forekomster av snøull.

2.2.4 Blåtind

Området er avgrenset til Stormyra, Finnveggåsen og Finntuva der myr, skog og fjellvegetasjon (rabber og hei) er de dominerende naturtypene (Figur 2.6).

Myr
Stormyra i dalbunnen er en flat, minerogen myr med innslag av palsmyr (ombrotrofe tuer som trolig har permanent iskjerne året rundt). Myrvegetasjonen er av intermediær til rik karakter og får tilført næringsrikt sigevann fra rik, omliggende berggrunn. Karakteristiske arter her er dvergjamne, fjellfrøstjerne, tvebostarr, tvillingsiv, rødmakkmose, stormakkmose, blodnøkkemose, skeitorvmose, lapptorvmose, kroktorvmose, beitetorvmose og rosetorvmose, alle mer eller mindre kalk-/næringskrevende. Noen mindre flatmyrer finnes også i forsenkninger oppe på Finnvegåsen, men disse er generelt mer næringsfattige. Bakkemyrer finnes hovedsakelig i de nedre deler av lia ned mot Stormyra eller i fuktige drog på og under Finnvegåsen. Disse er av fattig til svakt intermediær karakter med dominans av arter som tepperot, trådstarr, flaskestarr, duskull, grasmose, broddtorvmose, krattorvmose og bjørnetorvmose.

Skog
Langs elva vokser bjørkeskog med et gras- og urtedominert feltsjikt på elveavsatt materiale. Trær brer seg også til dels innover på flatmyra, og skogen langs elva består således av vekselvis tørre og fuktige skogpartier. I lia på østsida av Stormyra finnes glissen og til dels artsfattig bjørkeskog av bærlyngtype med innslag av gras og låge urter. Skoggrensa varierer sterkt, trolig pga. variert beitepåvirkning, lokalklimatiske- og jordsmonnsmessige forhold, samt varierende innslag av bakkemyr. Rikere subalpin bjørkeskog av høgstaudetype finnes i sørvendte partier med arter som ballblom, skogstorkenebb, myskegras, fjellfiol, fjelltettegras, fjelltistel, fjellfrøstjerne, fjellminneblom og marikåper.

Fjellvegetasjon, rabb og hei
Deler av Finnvegåsen er treløs, hovedsakelig pga. værhardt klima og et til dels tynt jorddekke. Vegetasjonen her veksler mellom R1 Greplyng-lav/moserabb på de mest ekstreme rabbene til R2 Dvergbjørk-kreklingrabb som er mer vanlig utbredt. I lesider lenger nede i skråningene dominerer dvergbjørk stedvis i S3 Blåbær-blålyng- kreklinghei.

2.3 Materiale og metoder

2.3.1 Landskapsanalysen

Undersøkelsen på landskapsnivå baserer seg på datagrunnlag fra eksisterende kartverk i målestokk 1:5000 (N5) med ekvidistanse 5 m, inkludert digital markslagsinformasjon (DMK) (NIJOS). Med grunnlag i dette er det laget kart over naturkarakter på et generelt nivå (Erikstad & Stabbetorp 1999) (figur 2.3 – 2.6). Utgangspunktet for figurene er de digitale markslagsdataenes inndeling av naturen i typer som barskog, lauvskog, myr, grunnlendt mark og lignende, med tilleggsinformasjon om bl.a. bonitet. Disse kategoriene er videre inndelt etter terrengets skråningsforhold som er bestemt ved en enkel TIN – høydemodell (ESRI 1999) basert på kartverkets koter. Det er ikke utført en omfattende kvalitetskontroll av resultatet i felt, men sentrale deler av undersøkelsesområdene er kontrollert opp mot de satellittdata som er brukt i prosjektet (Figur 2.2) og i et fåtall tilfeller er det gjort korrigeringer i henhold til dette. Dette gjelder i hovedsak Blåtindområdet der DMK angir signaturen ”grunnlendt mark” for store områder i høyereliggende deler, der en finner en mosaikk av myr, bakkemyr, fukthei og rabbe/hei. En fullstendig kartlegging av dette vil kreve relativt mye tid og det er her derfor bare laget et grovt kart med sammenslåtte signaturer. Presisjonen på dette er like god men i kombinasjonssignaturen myr/rabbe gir ikke kartet isolert noen pekepinn om hvilken av disse signaturene som er riktig på et gitt sted. Eksisterende vegetasjonsdata over området slik som presentert i kapittel 3 er for grove til å analysere skadene og deres relasjon til naturkarakter og terreng og det er bakgrunnen for å introdusere denne formen for landskapsanalyse her. Dette vil også fungere som eksempel på en analysemetodikk som er nyttig og som utnytter eksisterende data for vurdering av terrengslitasjesårbarhet (kapittel 1) så vel som en inndeling av naturkarakter som nærmer seg naturtypebegrepet slik det er utviklet i håndbøkene for registrering av biologisk mangfold (se kapittel 3).

De samme satellittdataene er videre brukt til å registrere kjørespor på et så detaljert nivå som mulig innen undersøkelsesområdene sammenfallende med registreringene beskrevet i kapittel 3. Kjøresporene er digitalisert manuelt og det er lagt vekt på å få med samtlige kjørespor som var synlige på satellittbildene. I områder som har stor tetthet med synlige kjørespor vil digitaliseringen i praksis bli noe skjematisk i den forstand at det ikke er praktisk mulig å digitalisere absolutt alle spor, men den vil godt få fram dimensjonene av kjørespor og slitasje i terrenget.

Den digitaliserte kjøresporfilen (vektorlinjetema) er videre overført til en gridfil med oppløsning på 10 m. Dette vil i områder med få svake kjørespor fra for eksempel vinterkjøring representere en viss arealmessig overvurdering av kjøresporene. I områder der det er tett med kjørespor vil imidlertid det arealdekkende totalbilde av kjørespormønsteret komme godt fram. Denne måten å regne resultatene av kjøresporanalysen på er noe raskere og enklere enn å måle direkte lengder. For direkte sammenligning mellom statistikk basert på lengdemål og på 10 x 10 m piksler kan en piksel i praksis betraktes som en lengde på 10 m.

Undersøkelsesområdene er også delt opp i ruter på 100 x 100 m (Figur 2.2). Egenskaper knyttet til terreng, naturtyper og kjøresporer er tilordnet rutene som indekser i form av antall piksler i et grid. For eksempel kjørespormatrisen som er nevnt ovenfor, representerer en indeks på fra 0 til 100 som viser forekomsten av de ulike naturtypene og mengden kjørespor i hver rute. Det er søkt etter enkle sammenhenger som kan bidra til en bedre beskrivelse av forholdet mellom naturtyper og slitasje på grunn av terrengkjøring i de fire undersøkelsesområdene. For terrengforholdene er områder med forsenkninger og forhøyninger i terrenget samt områder i ulike skråningsklasser (under 3 grader, mellom 3 og 10 grader, mellom 10 og 20 grader og over 20 grader) identifisert.

De gridfilene som er laget for kjøresporene er også brukt til å beregne omfanget av kjørespor for ulike arealer med ulik type naturkarakter. Hvert piksels egenskaper er registrert og legger grunn for en arealstatistikk. Hovednaturtypene skog, rabbe/hei og myr er lagt til grunn sammen med terrengtypene forsenkning, forhøyning og fire skråningsklasser. Forsenkninger og forhøyninger er beregnet ved en algoritme som måler høyden i hvert punkt i forhold til middelhøyden i en omgivelse på 10 x 10 piksler (Erikstad & Stabbetorp 2000).

2.3.2 Intensive botaniske undersøkelser

I forbindelse med terrestrisk naturovervåking (TOV) er det utviklet en standard for vegetasjonsovervåking (se Bakkestuen et al. 2000, Økland et al. 2001). Metodikken går i korthet ut på at det oppmerkes faste ruter permanent i terrenget og at floraen analyseres i disse prøveflatene med jevne mellomrom. I tillegg måles et sett av abiotiske faktorer i eller ved hver analyserute. Metoden er beregnet på skogvegetasjon, men den er også egnet på myr og i fjellvegetasjon. Det er også etablert en standardisert form for tallmessig analyse av innsamlet datamateriale. Et lignende studiedesign er benyttet her, men det er gjort noen nye tilpasninger.

Innen de fire utvalgte intensivområdene er det fokusert på naturtypene myr og vegetasjon tilknyttet koller/rabber. Det er tidligere vist at disse har stor sårbarhet for slitasje, og i områder med rik bergrunn kan artsdiversiteten være høy. Analyserutene er spredd langs en påvirkningsgradient, det vil si fra fullt vegetasjonsdekke til slitasjeområder med bare spredt vegetasjon, for å dokumentere hvordan slitasje påvirker vegetasjonssammensetningen og mangfoldet.

Tre av de utvalgte områdene (Eldhushaugen, Varden og Mauken) hadde middels til store arealdekkende slitasjeskader mens det fjerde området på Blåtind hadde mindre skader tilknyttet enkeltkjørespor. Det er en metodisk fordel med hensyn til allmenngyldigheten av dataene at det er valgt områder med ulik totalskadegrad i og med at prøveflatene blir lagt ut mer representativt. Det er derfor valgt litt forskjellig studiedesign og metodikk i Blåtind i forhold til de tre andre områdene.

Feltbefaring og utvelgelse av studieområder ble utført i 2003 (uke 23), mens selve feltarbeidet ble gjort i uke 33. Navnsetting av arter følger Lid & Lid (1994) for karplanter, Frisvoll et al. (1995) for moser og Krogh et al. (1994) for lav.

2.3.3 Studiedesign Eldhushaugen, Varden og Mauken

2.3.3.1 Storruter

I hvert av disse områdene ble det lagt ut fire storruter (makroruter) à 6 x 6 m på henholdsvis myr og kolle/rabbe, totalt 8 i hvert felt. Storrutene ble lagt ut parvis i tilnærmet samme vegetasjonsutforming, men med ulik slitasjepåvirkning med tanke på at den minst påvirkete storruta skal fungere som en referanse på ”normaltilstand”. Videre er de parvise storrutene lagt ut for å kunne fange opp gradienter i næring og fuktighet. For myr betyr dette at man innen hvert område har fanget opp en fattig ombrogen myrtype (nedbørsmyr) og en svakt rikere minerogen type (sigevassmyr). For kolle/rabbe har man fanget opp en gradient fra lavdominerte til lyng/urtedominerte vegetasjonsutforminger i skog til rabbevegetasjon i fjell.

Myr: Storrutene M1 og M2 på Eldhushaugen er lagt ut på minerogen flatmyr med innslag av ombrotrof vegetasjon (Figur 2.3 og Figur 2.11). M1 er sterkt skadd av dype kjørespor med vannansamling, mens M2 kun er svakt påvirket. M3 og M4 ligger like ved i svakt hellende bakkemyr ned mot åpent tjern der M3 har kjørespor og M4 er upåvirket referanse. Storrutene M5-M8 er lagt ut på Varden (Figur 2.4). M5 og M6 ligger på ombrogen flat myr der M5 er sterkt påvirket av kjørespor. Rutene M7 og M8 er lagt ut på svakt hellende bakkemyr, der M8 er sterkest påvirket. I Mauken skytefelt er myrrutene lagt ut på ombrogen myr M9 og M10, der M9 har svært dype kjørespor med oppsamling av vann (Figur 2.5). Ruteantall og plassering er lagt ut med målsetting om å representere vanlige myrtyper som er utsatt for kjøring på en slik måte at det er håp om å få signifikante svar knyttet til kapitlets målsetting.

Kolle/rabbe: Storrutene K1 og K2 på Eldhushaugen er lagt ut i skrinn bar/blandingsskog med lavdominans, der K1 er den sterkest påvirkede ruta (Figur 2.3). K3 og K4 er lagt ut i samme område i noe mer lyngdominert utforming av skrinn bar/blandingsskog, der K3 er mest påvirket. På Varden er storrutene K5-K8 lagt i samme type skog som på Eldhushaugen, og K5 og K8 er de sterkest påvirkede rutene (Figur 2.4). På Mauken er rute K9 og K10 lagt ut på eksponert grasrabb, mens K11 og K12 ligger på dvergbjørk-kreklingrabb (Figur 2.5). K9 er sterkt slitasjeskadd med mye åpen jord, mens K12 er den mest påvirkede av dvergbjørk-kreklingrabbrutene.

I storruta estimeres mengden av alle karplanter på en skala fra 1 – 5

- 1. Sjelden: kun 1 – 3 individer observert
- 2. Spredt: 3 – 10 individer observert

- 3. Frekvent: Flere enn 10 individer, liten dekningsgrad
- 4. Vanlig: Mange individer, dekker mindre enn 50 % av storruta
- 5. Dominerende: Mange individer, dekker mer enn 50 % av storruta

I tillegg estimeres en total dekning av all vegetasjon (total dekning), av tresjiktet (tresjikt), av feltsjiktet – dvs. karplanter og graminider (feltsjiktet) og av bunnsjiktet – dvs. moser og lav (bunnsjiktet) på en prosentskala fra 0 – 100. Åpen humus er også estimert på samme måte.

Skade eller slitasjegrad på vegetasjon (vegetasjonsskadeindeks) er estimert på en skala fra 0 – 5:

- 0. Ingen visuelle skader
- 1. Noen få synlige skader, skadene på vegetasjonen omfatter mindre enn 5 % av rutas areal
- 2. Synlige skader, skadene på vegetasjonen omfatter mer enn 5 % men mindre enn 20 % av rutas areal
- 3. Omfattende skader, skadene på vegetasjonen omfatter mer enn 20 % men mindre enn 50 % av rutas areal
- 4. Store skader, skadene på vegetasjonen omfatter mer enn 50 % av rutas areal
- 5. Svært store skader, mindre enn 5 % av ”opprinnelig” vegetasjon igjen.

Dekning av grunnvann i dagen er estimert på en prosentskala fra 0 – 100. Helning på storruta er målt til nærmeste hele grad. Det ble også gjort fotodokumentasjon av rutene med digitalkamera.

2.3.3.2 Mesoruter

Storruta er videre inndelt i 9 mesoruter à 2 x 2 m hvor to av disse er tilfeldig trukket ut for en nærmere detaljanalyse. I hver uttrukne mesorute er dekning av alle karplanter, moser og lav estimert på en prosentskala fra 0 til 100. Alle parametrer som er målt på storrutenivå (beskrevet ovenfor) er også målt på mesorutenivå. I tillegg kommer et mål på terrengslitasje (her kalt terrengslitasjeindeks) hvor dagens tilstand er sett i forhold til en opprinnelig upåvirket situasjon. Parameteren er estimert på en skala fra 0 – 3:

- 0. Ingen visuell terrengslitasje
- 1. Liten terrengslitasje, dekker mindre enn 10 % av rutas areal
- 2. Middels terrengslitasje, dekker mer enn 10 % men mindre enn 50 % av rutas areal
- 3. Stor terrengslitasje, dekker mer enn 50 % av rutas areal

2.3.4 Studiedesign Blåtind- transektanalyse

I dette området er det sett på variasjon i floristisk sammensetning og artsmangfold i tilknytning til enkeltkjørespor. Transekter med 50 cm x 50 cm store analyseruter er lagt ut på tvers av utvalgte kjørespor med den første og den siste ruta i tilnærmet upåvirket vegetasjon på hver side av kjøresporet. En rute ble lagt ut midt i kjøresporet og deretter en til på hver side av denne slik at disse blir liggende midt i mellom de upåvirkete rutene og den midterste ruta. Totalt er det fem analyseruter i hvert transekt. På denne måten fanges det opp en slitasjegradient fra midten og i økende avstand fra kjøresporet. Ideelt sett skal de ytterste rutene ligge så langt fra kjøresporet at vegetasjonen her ikke er påvirket av kjøring og dermed kan brukes som en referanse på upåvirket tilstand.

Det ble lagt ut 4 transekter à 5 ruter på tvers av kjørespor i myr og like mange på rabbe i fjellvegetasjon. Transektene BM1 og BM2 ligger på bakkemyr under Finnvegåsen og transektene BM3 og BM4 ligger på Stormyra (Figur 2.6). På rabbe ble 4 transekter (BK1 - BK4) lagt på tvers av et kjørespor på Finnvegåsen. Her ble det prøvd å fange opp en topografisk styrt fuktighetsgradient slik at noen av transektene går gjennom lav- og lyngdominert vegetasjon mens andre går gjennom et mer urte- og graminidedominerte (gress og halvgress) utforminger.

Artenes prosentvise dekning av arealet i ruta er benyttet som mengdemål for hver art. For hver rute er det målt de samme økologiske parametere som er benyttet i feltdesignet for Setermoen og Mauken, unntatt vegetasjonsskadeindeks. I tillegg er dybden på kjøresporet i forhold til nærmeste omgivelse målt.

2.3.5 Ordinasjon og statistikk

DCA-ordinasjon er en metode for å ordne prøveflater (her: vegetasjonsruter) på en slik måte at avstanden mellom prøveflater i et diagram gjenspeiler grad av likhet i innhold (her: artssammensetning). Prøveflater som ligger nære hverandre i diagrammet inneholder mange av de samme artene (og mengdene), mens prøveflater som ligger langt fra hverandre har få arter felles. Ligger prøveflatene mer enn 4 enheter (standardavvik) fra hverandre skal de i prinsippet ikke ha noen felles arter. Analysen etablerer et antall ulike akser (ordinasjonsakser – i figurene (neste kapittel) kalt DCA1, DCA2, DCA3 osv.) som hver for seg må tolkes og som forteller ulike ting om variasjonen i materialet.

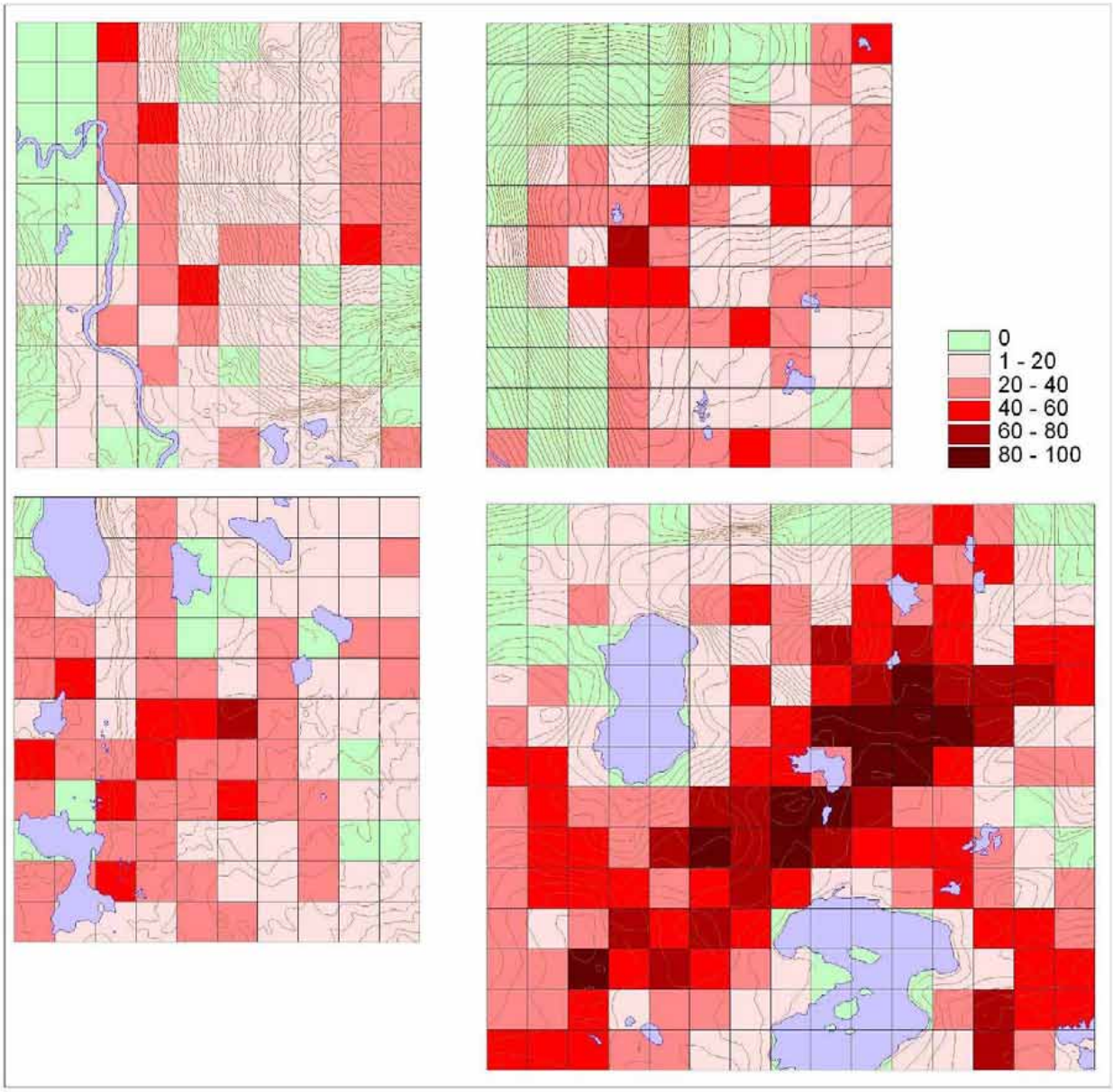
I naturen samvarierer mange arter (de er korrelert) langs noen viktige økologiske gradienter (næring, fuktighet, forstyrrelse osv.). Den første ordinasjonsaksen kan forståes som en optimal økologisk variabel; den av alle mulige tenkte variable som best forklarer variasjonen av arter i prøveflatene. Ved å gjøre økologiske målinger i prøveflatene og korrelere disse med ordinasjonsaksen vil en ofte kunne relatere artsvariasjonen i prøveflatene til kjente og viktige gradienter i naturen. Restvariasjoner i materialet fanges opp av de påfølgende ordinasjonsaksene og kan også ofte representere andre reelle gradienter i naturen (som har et annet mønster enn de gradientene som er fanget opp av tidlige ordinasjonsakser). Et eksempel på det siste er at tilgang på næring kan være korrelert med den første ordinasjonsaksen og at fuktighet kan være korrelert med den andre. Dette betyr at prøveflatene fanger opp en næringsgradient (viktigst) og uavhengig av dette også en fuktighetsgradient, slik at både næringsrike og fattige prøveflater kan være både fuktige og tørre (ikke slik at de rike alltid er tørre eller alltid fuktige – i så fall ville fuktighet vært korrelert med førsteaksen).

Det ble utført DCA-ordinasjonsanalyser på datamateriale fra prøveflatene på myr og rabbe/kolle (separat) for å studere vegetasjonsgradienter (endringer i artssammensetning, dvs. β-diveristet) og hvordan disse samvarierte med økologiske målinger og målinger av skadeomfang (se kapittel 2.3.3 og 2.3.4). Ordinasjonsanalysene ble utført i programpakken CANOCO (ter Braak 1987, 1990, 1998). Analyse av samvariasjon ble gjort ved hjelp av en korrelasjonsanalyse, Kendall's τ, i programpakken SPSS (Norusis 1990).

2.4 Resultater og diskusjon

2.4.1 Landskapsanalysen

Delområdenes naturkarakterer er vist i Figur 2.3 - 2.6 og kommentert under områdebeskrivelsen. Grunnlagsdataene (DMK) ser ut til å gi et godt bilde av naturvariasjonene i alle områder unntatt Blåtindområdet der en tett mosaikk av flate bløtmyrer, bakkemyrer og rabbe-/heiområder ikke er fanget opp i eksisterende kartgrunnlag. Kartgrunnlaget her viser enhetlige polygoner med grunnlendt mark, noe som skulle indikere et homogent rabbe- og heiområde. Dette er imidlertid ikke korrekt og det er derfor valgt å bruke en kombinert signatur for å indikere den mosaikk av naturtyper som finnes i området.



Figur 2.7. *Indeks for kjøresportetthet for fra øverst til venstre til nederst til høyre: Blåtind, Eldhushaugen, Mauken og Varden. Rutenett 100x100m. Indeksen er gitt i antall piksler (10x10m) per dekar.*

Indekskart som viser frekvensen av kjørespor er vist i Figur 2.7. Det går her frem at Blåtind har minst frekvens av kjørespor mens Varden har mest. Både Eldhushaugen og Mauken har også områder med til dels svært tett mønster av kjørespor fra terrenggående kjøretøy og sommerkjøring. Det samme gjelder Varden, men her er kjøresporene stedvis så tett at det er snakk om en ren flatepåvirkning. I Blåtindområdet er kjøresporene gjennomgående mindre fordi det her i hovedsak foregår kjøring under vinterforhold.

I **Tabell 2.1** er arealstatistikken for kjøresporene for de fire delområdene listet opp. Varden skiller seg her også ut med høyere sportetthet enn de andre områdene. Tabellen viser videre at på Eldhushøgda påvirker sporene en svært stor andel av myrområdene, selv om også deler av skogområdene har høy sportetthet. Generelt er sportettheten større på rabbe/hei og myr enn i skog. Dette kan dels ha sin årsak i at sporene er registrert visuelt fra satellittbilde og at synligheten av spor i åpne områder er større enn i skog, men feltarbeidet antyder klart at det observerte mønsteret også bunner i reelle forskjeller mellom naturkarakteren til områdene. Ved Varden er hele 49 % av rabbe/hei pikslene og 56 - 58 % av myrpikslene påvirket av spor.

I områder med sommerkjøring er det relativt mye spor på forhøyninger i terrenget, mens i Blåtind som har mye vinterkjøring er det relativt mer kjøring i forsenkningene. Dette gjenspeiler trolig normal kjøreadferd i forhold til fuktighetsforhold og åpenhet i terrenget i forhold til ulike kjøretøytyper. Flate områder er generelt sett mer påvirket av kjørespor enn bratte områder, men det synes som at sportettheten på myr i hellende terreng er større enn på flate myrer. I Blåtindområdet og Mauken er en relativt høy andel av de bratteste områdene påvirket av kjørespor. For Blåtindområdet skyldes dette kjøring opp dalsiden der kjørespor forbinder traseer i dalbunnen med traséer oppe på åsryggen, noe som ofte sammenfaller med myr og myr/rabbepartier i hellende terreng. Forholdet mellom sportettheten på myr og terrengparametrene reflekterer for en stor del hensiktsmessige traséer langs myrdrag i terrenget.

2.4.2 Intensive botaniske undersøkelser - Effekter på flora og vegetasjon

Først presenteres resultatene fra undersøkelsene på myr og deretter på kolle/rabbe. Under hver naturtype oppsummeres fellesresultatene fra storrutene (6 x 6 m ruteanalyser) og mesorutene (2 x 2 m ruteanalyser) fra Eldhushaugen, Varden og Mauken, og til slutt fra transektanalysene (0,5 x 0,5 m ruteanalyser) fra Blåtind med tanke på endringer i vegetasjon relatert til terrengslitasje. Det er også gjort en analyse av endringer i artssammensetning (β-diversitet) i områder med ulik slitasjegrad ved hjelp av multivariate metoder.

Tabell 2.1. *Arealstatistikk for de fire undersøkelsesområdene. * angir tall for Blåtindområdet der klassen myr/rabbepartier erstatter signaturen rabbe/hei. Denne klassen inneholder relativt store arealer med småmyrer og fukthei og tallene kan derfor ikke sammenlignes direkte med de andre områdene. Tall i parentes angir myr/rabbepartier i hellende terreng.*

	Totalt areal, piksler 100m^2	Mengde spor piksler 100m^2	Mengde spor %
Eldhushøgda	11000	1858	**17**
Varden	21000	6525	**31**
Mauken	11000	2110	**19**
Blåtind	11000	1384	**13**

Areal	**Skog**	**Rabbe/hei**	**Flat myr**	**Bakkemyr**
Eldhushøgda totalt	8777		1241	839
Eldhushøgda spor	1015		302	470
Eldhushøgda spor %	**12**		**24**	**56**
Varden totalt	12868	2035	1428	2234
Varden spor	3181	1006	800	1304
Varden spor %	**25**	**49**	**56**	**58**
Mauken totalt	3517	4815	982	633
Mauken spor	559	1153	176	186
Mauken spor %	**16**	**24**	**18**	**29**
Blåtind totalt	4645	923 (1806)*	2507*	523*
Blåtind spor	305	94 (310)*	387*	287*
Blåtind spor %	**7**	**10 (17)***	**15***	**35***

Terreng	**Forsenkning**	**Forhøyning**	**Under 3 gr**	**3-10 gr**	**10-20 gr**	**Over 20 gr**
Eldhushøgda totalt	2877	2505	1553	4552	2786	2219
Eldhushøgda spor	122	431	440	1138	169	36
Eldhushøgda spor %	**4**	**17**	**28**	**25**	**6**	**2**
Varden totalt	4378	3409	6202	10317	3939	542
Varden spor	1061	978	1876	4086	549	14
Varden spor %	**24**	**29**	**30**	**40**	**14**	**3**
Mauken totalt	1287	1917	4460	5511	848	181
Mauken spor	199	390	831	1119	130	30
Mauken spor %	**15**	**20**	**19**	**20**	**15**	**17**
Blåtind totalt	1544	1379	4516	4961	1481	42
Blåtind spor	305	139	351	828	137	8
Blåtind spor %	**20**	**10**	**8**	**17**	**9**	**19**

2.4.2.1 Myr

Artsendringer i storrutene (6 x 6 m)

Totalt 10 storruter fordelt på 5 par ble inventert for karplanter på henholdsvis Eldhushaugen (2 par), Varden (2 par) og Mauken (1 par). Det ble totalt registrert 44 karplanter i disse rutene. Størst antall arter i en rute, 32, ble registrert i M1 på Eldhushaugen mens M10 på Mauken kun inneholdt 9 karplantearter. Det er en generell trend at ruten som representerer ”normaltilstand” har færre karplanter enn den som er påvirket av slitasje. Dette kan oppfattes som en tidlig revegeteringsfase og vil ofte resultere i en temporær økning i artsdiversiteten i området, noe som illustrerer at ikke enhver økning i biodiversitet (målt som artsdiversitet) i et gitt område representerer økt naturverdi. For en helhetlig vurdering av betydningen for biologisk mangfold må både naturtilstand og naturtype tas med i betraktning.

Tabell 2.2. *Korrelasjoner mellom variabler i storruter på myr. Skytefelt Troms. Tall i fet skrift er statistisk signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.For forklaring av parametrene langs rader og kolonner, se kapittel 2.3*

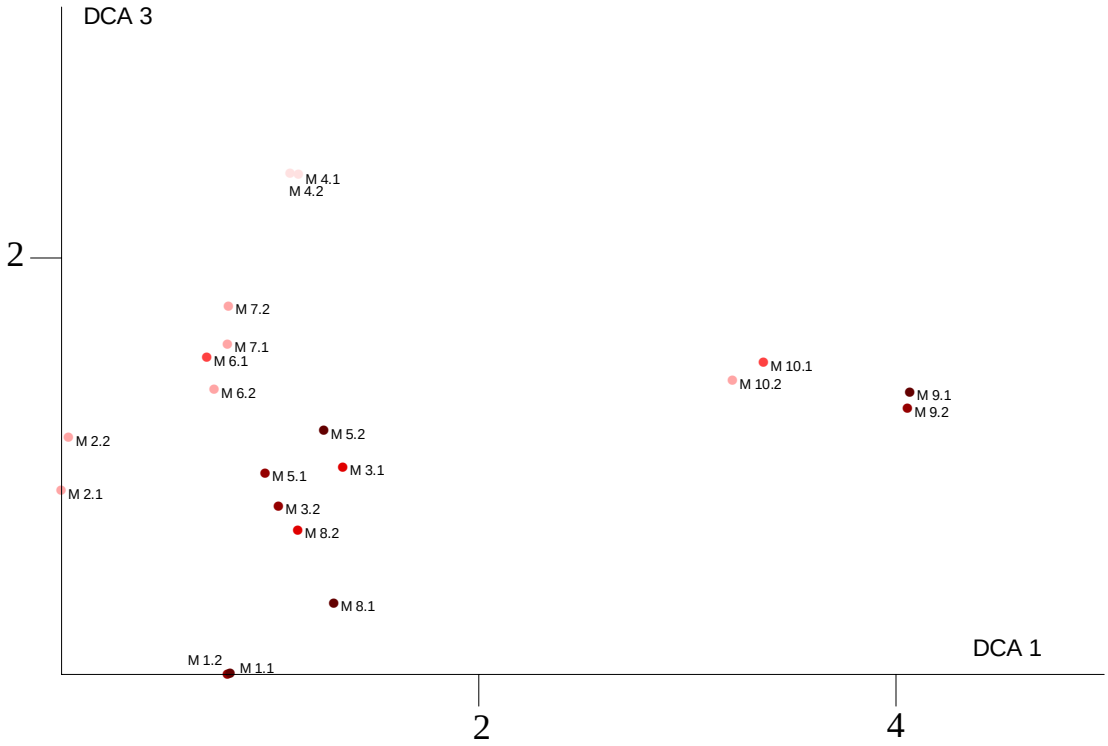
	Korrelasjon	Antall arter	Total dekning	Feltsjikt	Bunnsjikt	Åpen jord	HELNING	VANN	SKADE
Antall arter	Koeffisient	1							
	Signifikans	.							
Total dekning	Koeffisient	-0.262	1						
	Signifikans	0.312	.						
Feltsjikt	Koeffisient	-0.262	**.561***						
	Signifikans	0.312	**0.033**	.					
Bunnsjikt	Koeffisient	-0.23	**.659***	0.283	1				
	Signifikans	0.365	**0.01**	0.272	.				
Åpen jord	Koeffisient	0.138	**-.918***	**-.565***	**-.659***	1			
	Signifikans	0.587	**0**	**0.028**	**0.009**	.			
Helning	Koeffisient	0.361	0.053	-0.29	0.255	0	1		
	Signifikans	0.182	0.847	0.29	0.342	1	.		
Vann	Koeffisient	**.594***	-0.329	-0.405	-0.171	0.196	0.247	1	
	Signifikans	**0.024**	0.218	0.129	0.513	0.455	0.377	.	
Skade	Koeffisient	0.198	-0.456	-0.051	**-.562***	0.416	-0.356	0.263	1
	Signifikans	0.456	0.09	0.851	**0.033**	0.114	0.204	0.336	.

Korrelasjonsanalysen mellom karplanteantall (α-diversitet) og økologiske parametere er gitt i Tabell 2.2. Eneste målte parameter som var signifikant korrelert (positivt) med karplanteantall var dekning åpent vann i rutene. Vegetasjonsskadeindeksen (skade) var i liten grad korrelert med mangfoldet av karplanter, men negativt korrelert med dekning av bunnsjikt, dvs. at økt slitasje ikke medfører større endringer i α-diversitet hos karplanter, men at mosedekket reduseres noe. Selv om det ikke er signifikant korrelasjon mellom grad av slitasje og antall karplanter kan variasjonen innen enkeltrutene likevel skyldes grad av påvirkning. Rute M1 som har det høyeste antall arter er sterkt påvirket av kjørespor som har økt variasjonen i mikrotopografi på myra. Dette har trolig ført til at flere nye arter har kunnet etablere seg under ulike økologiske forhold.

Artsendringer i mesorutene (2 x 2 m)

Datasettet er basert på 20 analyseruter: to mesoruter à 2 x 2 m tilfeldig stratifisert plassert innen storrutene. Totalt ble det registrert 97 arter innen rutene, fordelt på 33 karplanter, 60 moser og 5 lav. Det totale floristiske mangfoldet i rutene var signifikant negativt korrelert med terrengslitasjeindeksen. Det vil si at økt skade gir generelt lavere α-diversitet i rutene. Av de enkelte artsgruppene var det imidlertid kun antall moser som var signifikant negativt korrelert med terrengslitasje, de andre artsgruppene var lite korrelert med denne indeksen (Tabell 2.3). Dette tyder på at det først og fremst er moser som går

tilbake i antall ved kjøresporslitasje i myr (se også den negative korrelasjonen mellom dekning av bunnsjikt relatert til både terrengslitasje og vegetasjonsskadeindeks i tabell 2.3). Dekning av alger er positivt korrelert med vegetasjonsskadeindeks og med åpen jord, som igjen er positivt korrelert med skadeindeksene. Dette tyder på at torv som blir blottlagt ved kjøring lett blir kolonisert av alger.



Figur 2.8. β-diversitet: *DCA-ordinasjon av 2 x 2 m ruteanalysene på myr. Vegetasjonsskadeindeksen er visualisert ved at ruter som har liten skade har lyse rødfarger mens økende skade har mørkere rødfarge. For forklaring av aksene, se kapittel 2.3.5.*

Tabell 2.3. *Korrelasjoner mellom variabler i mesoruter fra myr. Skytefelt Troms. Tall i fet skrift er signifikante en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjoner	Totalt antall	Karplanter antall	Moser antall	Lav antall	Alger dekn.	Tot. dekn.	Felt sjikt dekn.	Bunn-sjikt dekning	Åpen jord dekn.	Vann dekn.	Terr. slitasje indeks	Veg. skade indeks
Totalt antall	Koeffisient	1											
	Signifikans	.											
Karplanter antall	Koeffisient	**.548***	1										
	Signifikans	**0.001**	.										
Moser antall	Koeffisient	**.416***	-0.011	1									
	Signifikans	**0.016**	0.947	.									
Lav antall	Koeffisient	0.139	-0.164	-0.091	1								
	Signifikans	0.462	0.386	0.633	.								
Alger dekning	Koeffisient	-0.236	-0.32	0.018	0.238	1							
	Signifikans	0.22	0.098	0.925	0.266	.							
Total dekning	Koeffisient	0.216	0.297	0.046	-0.025	**-.487***	1						
	Signifikans	0.21	0.085	0.791	0.896	**0.012**	.						
Feltsjikt dekning	Koeffisient	-0.232	-0.222	-0.149	0.074	**-.449***	**.424***	1					
	Signifikans	0.175	0.196	0.388	0.696	**0.02**	**0.014**	.					
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	0.24	**.337***	0.085	-0.106	**-.506***	**.836***	**.366***	1				
	Signifikans	0.157	**0.048**	0.62	0.574	**0.008**	**0**	**0.032**	.				
Åpen jord dekning	Koeffisient	-0.151	-0.265	-0.045	0.057	**.444***	**-.890***	-0.333	**-.830***	1			
	Signifikans	0.374	0.121	0.791	0.762	**0.021**	**0**	0.051	**0**	.			
Vann dekning	Koeffisient	-0.076	0.031	-0.085	-0.089	0.283	-0.292	**-.430***	-0.257	0.144	1		
	Signifikans	0.685	0.871	0.654	0.671	0.183	0.122	**0.022**	0.168	0.44	.		
Terrengslitasje indeks	Koeffisient	**-.502***	-0.262	**-.535***	0.102	0.185	**-.386***	0	-0.354	**.361***	0	1	
	Signifikans	**0.006**	0.156	**0.004**	0.619	0.375	**0.038**	1	0.053	**0.049**	1	.	
Vegetasjonsskade indeks	Koeffisient	-0.29	-0.232	-0.21	0	**.422***	**-.713***	**-.376***	**-.613***	**.674***	0.257	**.650***	1
	Signifikans	0.1	0.19	0.238	1	**0.035**	**0**	**0.034**	**0**	**0**	0.186	**0.001**	.

Endringer i artssammensetning i forhold til slitasjegrad

Det ble kjørt en DCA-ordinasjon på mesorutene for å se på forskjeller i artssammensetning i de ulike rutene (Figur 2.8). Det er forskjeller i artssammensetningen på de ombrogene myrene som spenner ut førsteaksen. Andreaksen gjenspeiler i hovedsak ulikheter i artssammensetningen på de minerogene bakkemyrene. De to første aksene (hovedvariasjonen i materiale) representerer derfor naturlige vegetasjonsgradienter innen vegetasjonstypen myr, noe som ses av at verken terrengslitasjeindeksen eller vegetasjonsskadeindeksen er korrelert med disse to floristiske gradientene (tabell 2.4). Derimot er vegetasjonsskadeindeksen og mengde grunnvann i dagen korrelert med den tredje ordinasjonsaksen. Denne aksen representerer endringer i vegetasjonssammensetning som er relatert til slitasjegrad, jfr. resultatet fra transektanalysene på myr.

Tabell 2.4. *Korrelasjoner mellom variabler og DCA-aksene fra mesorutene på myr***.** *Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjoner	AX1	AX2	AX3	AX4
Antall totalt	Koeffisient	-0.185	-0.065	0.087	-0.272
	Signifikans	0.266	0.695	0.601	0.102
Karplanter totalt	Koeffisient	-0.306	-0.241	-0.055	**-.405***
	Signifikans	0.067	0.15	0.743	**0.015**
Moser totalt	Koeffisient	0.127	0.27	0.127	-0.039
	Signifikans	0.45	0.108	0.45	0.818
Lav totalt	Koeffisient	-0.285	-0.19	0.095	0.332
	Signifikans	0.122	0.302	0.606	0.071
Total dekning	Koeffisient	-0.11	-0.176	**.462***	**-.506***
	Signifikans	0.512	0.294	**0.006**	**0.003**
Feltsjikt dekning	Koeffisient	0.093	-0.016	**.411***	-0.225
	Signifikans	0.577	0.922	**0.014**	0.178
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	-0.011	-0.108	**.411***	**-.476***
	Signifikans	0.948	0.514	**0.013**	**0.004**
Åpen jord dekning	Koeffisient	0.103	0.07	**-.418***	**.450***
	Signifikans	0.535	0.671	**0.012**	**0.007**
Alger dekning	Koeffisient	0	0.035	**-.387***	**.493***
	Signifikans	1	0.851	**0.039**	**0.009**
Vann dekning	Koeffisient	-0.214	**.390***	**-.626***	**.361***
	Signifikans	0.242	**0.032**	0.001	**0.048**
Terrengslitasje indeks	Koeffisient	0.338	-0.191	-0.166	0.166
	Signifikans	0.059	0.287	0.354	0.354
Vegetasjonsskader indeks	Koeffisient	0.264	0.034	**-.539***	0.321
	Signifikans	0.125	0.842	**0.002**	0.062

Vegetasjonsendringer i transektene (0,5 x 0,5 m analyseruter)

Resultatene baserer seg på 4 transekter med 5 analyseruter i hvert transekt. Korrelasjonsanalysene viser mange signifikante relasjoner (**Tabell 2.5**). Både totalt artsantall, antall karplanter og antall mosearter var signifikant negativt korrelert med terrengslitasjeindeksen, dekning av grunnvann i dagen og dekning åpen jord. Vann i dagen er i tilegg positiv korrelert med terrengslitasje. Dette tyder på at kjøring på myr skaper et våtere øvre torvsubstratet, noe som igjen fører til reduksjon i antall arter, både karplanter og moser. Torva presses ned under kjøring og vegetasjonen endrer seg fra fastmattepreg til mer bløtmyrvegetasjon. Forskjellen i forhold til resultatene fra ruteanalysene kan ha sin årsak i ulik slitasjegrad. Ulike typer skader vil gi ulik respons avhengig av torveksponering.

Det skjer en endring i artssammensetning ved at trådstarr i bakkemyrene erstattes av duskull, samtidig som fuktighetskrevende torvmosearter øker på bekostning av fastmatte arter, for eksempel er det en økning av bjørnemose (*Sphagnum lindbergii*) og flarktorvmose (*S. jensenii*) mens broddtorvmose (*Sphagnum fallax*) avtar i de bløteste delene av kjøresporene. På flatmyrene er det den samme tendensen. De fuktighetskrevende artene duskull og rosetorvmose (*Sphagnum warnstorfi*) går fram, mens for eksempel fastmattearten stivtorvmose (*S. compactum*) går tilbake. I tilegg er det også flere arter som ikke tåler forhøyet vannstand, slike som dvergbjørk, kvitbladlyng, rome, dvergjamne, fjellfrøstjerne og grasmose (*Straminergon stramineum*) og noen levermoser som alle går tilbake i de bløte kjøresporene.

Tabell 2.5. *Korrelasjoner mellom variabler i myrtransekter i Blåtind skytefelt Troms. Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjoner	Totalt antall	Karplanter antall	Moser antall	Total dekning	Feltsjikt dekning	Bunn-sjikt dekning	Åpen jord dekning	Terreng-slitasje indeks	Vann dekning
Totalt antall	Koeffisient	1								
	Signifikans	.								
Karplanter antall	Koeffisient	**.818***	1							
	Signifikans	**0**	.							
Moser antall	Koeffisient	**.840***	**.605***	1						
	Signifikans	**0**	**0.001**	.						
Total dekning	Koeffisient	**.730***	**.724***	**.607***	1					
	Signifikans	**0**	**0**	**0**	.					
Feltsjikt dekning	Koeffisient	0.323	0.238	**.406***	**.391***	1				
	Signifikans	0.063	0.185	**0.02**	**0.026**	.				
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	**.684***	**.676***	**.575***	**.941***	0.335	1			
	Signifikans	**0**	**0**	**0.001**	**0**	0.051	.			
Åpen jord dekning	Koeffisient	**-.648***	**-.565***	**-.585***	**-.746***	**-.353***	**-.716***	1		
	Signifikans	**0**	**0.002**	**0.001**	**0**	**0.048**	**0**	.		
Terrengslitasje indeks	Koeffisient	**-.679***	**-.665***	**-.587***	**-.828***	**-.502***	**-.795***	**.750***	1	
	Signifikans	**0**	**0**	**0.001**	**0**	**0.007**	**0**	**0**	.	
Vann dekning	Koeffisient	**-.553***	**-.678***	**-.486***	**-.540***	-0.198	**-.514***	**.398***	**.590***	1
	Signifikans	**0.002**	**0**	**0.007**	**0.003**	0.275	**0.004**	**0.03**	**0.002**	.

2.4.2.2 Kolle/rabbe

Artsendringer i storrutene (6 x 6 m)
Totalt 12 storruter fordelt på 6 par, to par i hvert delområde, ble undersøkt for karplanter. Det totale karplanteantallet i disse rutene var 37. Rute K1 på Eldhushaugen hadde flest arter (19) mens K9 på Mauken hadde færrest (9). Korrelasjonsanalysen mellom karplanteantall og økologiske parametre (Tabell 2.6) viser ingen signifikante korrelasjoner, verken med terrengslitasje, åpen jord eller dekningsgrad av artsgrupper. Det skjer altså liten endring i antall arter ved økt terrengslitasje. Derimot er terrengslitasje negativt korrelert med både dekning av feltsjiktet og bunnsjiktet, noe som viser at vegetasjonsdekket blir redusert ved økt slitasje.

***Tabell 2.6**. Korrelasjoner mellom variabler i storruter fra kolle/rabb. Skytefelt Troms. Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjoner	Totalt antall	Total dekning	Tresjikt dekning	Feltsjikt dekning	Bunnsjikt dekning	Åpen jord dekning	Helling	Vegetasjonsskade indeks
Totalt antall	Koeffisient	1							
	Signifikans	.							
Total dekning	Koeffisient	-0.274	1						
	Signifikans	0.234	.						
Tresjikt dekning	Koeffisient	-0.037	0.288	1					
	Signifikans	0.881	0.233	.					
Feltsjikt dekning	Koeffisient	0.065	0.444	-0.054	1				
	Signifikans	0.78	0.052	0.823	.				
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	-0.336	**.803***	0.446	0.205	1			
	Signifikans	0.143	**0**	0.063	0.367	.			
Åpen jord dekning	Koeffisient	0.323	**-.952***	-0.252	**-.476***	**-.740***	1		
	Signifikans	0.162	**0**	0.297	**0.037**	**0.001**	.		
Helling	Koeffisient	-0.15	0.312	0.149	**.525***	0.179	-0.262	1	
	Signifikans	0.524	0.181	0.546	**0.024**	0.44	0.26	.	
Vegetasjonsskade indeks	Koeffisient	0.348	**-.857***	-0.136	**-.531***	**-.680***	**.909***	-0.354	1
	Signifikans	0.149	**0**	0.591	**0.026**	**0.004**	**0**	0.146	.

Tabell 2.7. *Korrelasjoner mellom variabler fra mesoruter på rabb/kolle. Skytefelt Troms. Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjon	Tot. Antall	Karplanter antall	Mosean-tall	Lav antall	Alger dekn.	Total dekn.	Tresjikt dekn.	Feltsjikt dekn.	Bunn sjikt dekn.	Åpen jord dekn.	Terreng-slitasje indeks	Vegetasjons-skade indeks
Total antall	Koeffisient	1											
	Signifikans	.											
Karplanter antall	Koeffisient	0.298	1										
	Signifikans	0.059	.										
Moser antall	Koeffisient	**.622***	**.367***	1									
	Signifikans	**0**	**0.022**	.									
Lav antall	Koeffisient	**.597***	0	0.196	1								
	Signifikans	**0**	1	0.207	.								
Alger dekning	Koeffisient	0.077	0.107	0.079	0.048	1							
	Signifikans	0.664	0.563	0.662	0.789	.							
Total dekning	Koeffisient	0.222	-0.164	0.239	0.283	**-.366***	1						
	Signifikans	0.146	0.306	0.123	0.066	**0.041**	.						
Tresjikt dekning	Koeffisient	0.258	0.085	**.393***	0.087	-0.031	0.034	1					
	Signifikans	0.132	0.637	**0.024**	0.615	0.878	0.846	.					
Feltsjikt dekning	Koeffisient	0.119	0.233	0.271	-0.066	**-.426***	**.374***	0.067	1				
	Signifikans	0.437	0.144	0.082	0.669	**0.017**	**0.016**	0.699	.				
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	0.219	-0.226	0.259	**.310***	-0.201	**.749***	0.133	0.104	1			
	Signifikans	0.147	0.153	0.092	**0.042**	0.255	**0**	0.44	0.498	.			
Åpen jord dekning	Koeffisient	-0.221	0.203	-0.261	-0.224	0.334	**-.888***	-0.087	**-.332***	**-.766***	1		
	Signifikans	0.146	0.201	0.091	0.145	0.061	**0**	0.615	**0.031**	**0**	.		
Terreng slitasje indeks	Koeffisient	-0.013	0.314	0.014	-0.14	0.244	**-.406***	-0.156	0.113	**-.517***	**.448***	1	
	Signifikans	0.936	0.072	0.936	0.405	0.212	**0.016**	0.41	0.502	**0.002**	**0.007**	.	
Vegetasjonsskade indeks	Koeffisient	-0.269	0.2	-0.28	-0.289	0.224	**-.787***	-0.208	-0.311	**-.739***	**.830***	**.451***	1
	Signifikans	0.091	0.23	0.084	0.072	0.232	**0**	0.253	0.054	**0**	**0**	**0.01**	.

Artsendringer i mesorutene (2 x 2 m)
Dette datasettet er basert på 24 analyseruter: to mesoruter à 2 x 2 m tilfeldig stratifisert plassert innen storrutene. Totalt ble 82 arter fordelt på 27 karplanter, 34 moser og 21 lav funnet i rutene. Det totale floristiske mangfoldet i rutene var signifikant korrelert med mose- og lavantallet, men ikke med karplanteantallet (**Tabell 7**). Dette skyldes at variasjonen i artssammensetningen hovedsakelig er knyttet til bunnsjiktet, og at feltsjiktet er artsfattig. Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom artsmangfoldet i rutene og parametrene på skade og dekning (**Figur 2.9**), noe som underbygger konklusjonen fra storrutene om at antall arter på kolle/rabb er stabile under de målte skadepåvirkningene. Dette betyr imidlertid ikke at det ikke har skjedd endringer i floraen, da arter kan forsvinne og nye arter kan komme inn (se nedenfor under resultater DCA-ordinasjonen av mesorutene og transekt-analysene). I tillegg har dekningen av artene gått tilbake, noe som er vist ved en negativ korrelasjon mellom dekning av bunnsjikt og slitasjeindeksene. Antall moser har også en liten positiv signifikant korrelasjon med dekning i tresjiktet, noe som kan tyde på økt mosediversitet i skyggene under trær.

Endringer i artssammensetning i forhold til slitasjegrad
I kontrast til DCA-ordinasjonen på myr (hvor endringer i artssammensetning relatert til slitasje først er synbar på tredje ordinasjonsakse) er første DCA-aksen på kolle/rabbe veldig godt korrelert med vegetasjonsslitasjeindeksen, terrengslitasjeindeksen og dekning av åpen jord (Figur 2.10 og Tabell 2.8). Total dekning av all flora og total dekning av bunnsjiktet var sterkt negativt korrelert med førsteaksen.

Dette betyr at effekten av terrengslitasje på koller/rabber er mer framtredende enn på myr når det gleder artssammensetningen i vegetasjonstypene. Arter som reduseres i dekning ved økt terrengslitasje er lyngartene krekling, blokkebær, blåbær og tyttebær, mosene furumose (*Pleurozium schreberi*) og gåsefotskjeggmose (*Barbilophozia lycopodioides*), samt lys reinlav (*Cladonia arbuscula*). Alle er typiske skogs- eller heiarter. Arter som øker i mengde er graminidene sølvbunke, seterstarr, stivstarr, mosene skruemoser (*Barbula spp*.), fotmoser (*Bryum ssp*.), nikkemoser (*Pohlia ssp*.), torvgrøftemose (*Dicranella cerviculata*), krukkemoser (*Pogonatum spp*.), snøbinnemose (*Polytrichastrum sexangulare*) og begerlav (*Cladonia spp*.). Dette er alle arter som lett etablerer seg i lysåpen vegetasjon med mye blottlagt jord, og mange er pionérarter i tidlige gjengroingsstadier.

***Tabell 2.8**. Korrelasjoner mellom variabler og DCA-aksene fra mesorutene på kolle/rabb. Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Korrelasjoner	AX1	AX2	AX3	AX4
Antall totalt	Koeffisient	-0.218	-0.063	-0.078	0.166
	Signifikans	0.142	0.672	0.601	0.263
Karplanter totalt	Koeffisient	0.229	0.016	0.126	-0.134
	Signifikans	0.14	0.919	0.416	0.387
Moser totalt	Koeffisient	**-.329***	-0.132	-0.125	-0.004
	Signifikans	**0.029**	0.38	0.408	0.98
Lavarter totalt	Koeffisient	-0.232	0.09	-0.105	**.352***
	Signifikans	0.121	0.549	0.484	**0.019**
Total dekning	Koeffisient	**-.537***	0.101	-0.041	**.349***
	Signifikans	**0**	0.5	0.783	**0.02**
Tresjikt dekning	Koeffisient	-0.156	0.169	-0.312	0.208
	Signifikans	0.356	0.317	0.065	0.218
Feltsjikt dekning	Koeffisient	-0.011	**.304***	0.222	0.094
	Signifikans	0.94	**0.043**	0.14	0.532
Bunnsjikt dekning	Koeffisient	**-.704***	-0.067	-0.193	**.333***
	Signifikans	**0**	0.654	0.195	**0.025**
Åpen jord dekning	Koeffisient	**.555***	-0.063	0.063	**-.339***
	Signifikans	**0**	0.672	0.672	**0.023**
Alger dekning	Koeffisient	0	**-.487***	-0.266	**-.382***
	Signifikans	1	**0.005**	0.125	**0.028**
Terrengslitasje indeks	Koeffisient	**.414***	-0.004	0.004	**-.370***
	Signifikans	**0.011**	0.979	0.979	**0.023**
Vegetasjonsskade indeks	Koeffisient	**.611***	-0.044	0.036	**-.388***
	Signifikans	**0**	0.779	0.818	**0.013**

Vegetasjonsendringer i transektene (0,5 x 0,5 m analyseruter)

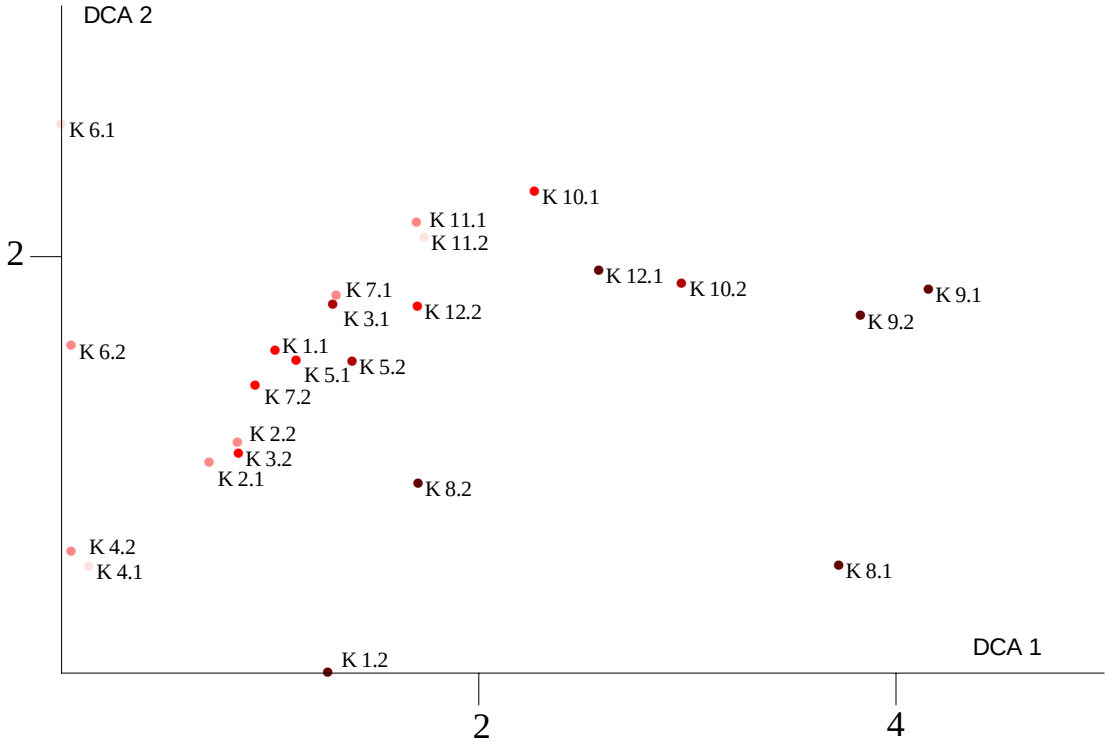
Resultatene baserer seg på 4 transekter med 5 analyseruter i hvert transekt. Totalt ble det registrert 75 arter i rutene fordelt på 25 karplanter, 49 mosearter og 12 lav. Vegetasjonen i transektene er således karakterisert av et stort mangfold i kryptogamfloraen. Det er en positiv korrelasjon mellom terrengslitasje og åpen jord (Tabell 2.9), noe som viser at barmarkskjøringen bidrar til økt blottlegging av jord. En negativ korrelasjon mellom feltsjiktets dekning og terrengslitasje betyr at feltsjiktet går tilbake ved økt slitasje. Dekningen av bunnsjiktet er imidlertid positivt korrelert med terrengslitasjen, og mengden av moser øker således inne i kjøresporene sammenlignet med mosedekket utenfor. Dette skyldes trolig at flere moser etableres i en pionerfase i suksesjonen mot gjengroing av åpen mark. Samtidig vil tilbakegangen av et tett lyngsjikt (feltsjiktet) tilføre bakken mer lys, noe som også vil bidra til økt mosevekst. Antall lav derimot går signifikant tilbake, vist ved negativ korrelasjon mellom antall lav og terrengskade. Lav anses derfor å være svært sårbar for terrengkjøring.

Tabell 2.9. *Korrelasjoner mellom variabler fra transekter på rabbe i Blåtind skytefelt i Troms. Tall i fet skrift er signifikante, en stjerne angir signifikans < 0.05 og to stjerner < 0.01.*

Parametre	Nr	Korrelasjoner	Totalt antall	Antall karplanter	Antall moser	Antall lav	Total dekning	Feltsjikt dekning	Bunn sjikt dekning	Åpen jord dekning	Terreng-slitasje	Dybde kjørespor
Totalt antall	2	Koeffisient	1									
	4	Signifikans	.									
Antall karplanter	8	Koeffisient	**.546***	1								
	10	Signifikans	**0.002**	.								
Antall moser	14	Koeffisient	**.721***	**.604***	1							
	16	Signifikans	**0**	**0.001**	.							
Antall lav	20	Koeffisient	0.061	**-.387***	-0.186	1						
	22	Signifikans	0.733	**0.035**	0.302	.						
Total dekning	26	Koeffisient	0.201	**.376***	**.398***	-0.326	1					
	28	Signifikans	0.253	**0.038**	**0.026**	0.08	.					
Feltsjikt dekning	38	Koeffisient	-0.139	-0.145	-0.283	0.263	0.196	1				
	40	Signifikans	0.411	0.406	0.098	0.141	0.267	.				
Bunnsjikt dekning	44	Koeffisient	**.535***	**.522***	**.625***	-0.246	**.388***	**-.364***	1			
	46	Signifikans	**0.002**	**0.003**	**0**	0.171	**0.029**	**0.032**	.			
Åpen jord dekning	50	Koeffisient	**-.413***	-0.367	-0.322	-0.05	-0.169	**-.430***	-0.22	1		
	52	Signifikans	**0.026**	0.054	0.087	0.801	0.385	**0.021**	0.239	.		
Terreng-slitasje	56	Koeffisient	0.075	0.239	0.222	**-.500***	0.193	**-.563***	**.376***	**.405***	1	
	58	Signifikans	0.68	0.199	0.226	**0.009**	0.308	**0.002**	**0.039**	**0.042**	.	
Dybde kjørespor	62	Koeffisient	0.275	0.252	0.157	0.006	-0.206	**.332***	0	**-.614***	**-.403***	1
	64	Signifikans	0.101	0.144	0.356	0.973	0.24	**0.049**	1	**0.001**	**0.026**	.

Arter som går tilbake i kjørespor i tørre rabbe-/hei utforminger er mye de samme som nevnt under analysene av mesorutene fra kollevegetasjon på Eldhushaugen, Varden og Mauken. Det er først og fremst forvedede arter som dvergbjørk, krekling, blokkebær, tyttebær og blåbær; mosene einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) og rabbebjørnemose (*P. piliferum*) og lavene grå og lys reinlav (*Cladonia rangiferina, C. arbuscula*). Derimot skjer det stedvis et oppslag av bjørk inne i kjøreporene. Fjellartene rabbesiv og greplyng etablerer seg på eksponerte steder og vegetasjonen får her et mer eksponert rabbepreg. I mer ly slår flere grasarter opp, slike som fjellkvein, skogrørkvein og seterstarr.

Midten av kjøresporene ligger ofte lavere i terrenget enn den naturlige vegetasjonen rundt, enten fordi jordsmonnet er presset sammen eller fordi jord er skyflet bort. I slike områder drenerer vann inn og gjør jordsmonnet fuktig. Her slår det opp en mengde levermoser på blottlagt jord slike som torvdymose, flikmoser, hutremoser, tvebladmoser, rødmuslingmose og oljetrappemose (*Gymnocolea inflata, Lophozia spp., Marsupella spp., Scapania spp., Mylia taylorii* og *Nardia scalaris*).



***Figur 2.9**. DCA-ordinasjon av 2 x 2 m ruteanalysene på kolle. Vegetasjonsskadeindeksen er visualisert ved at ruter som har liten skade har lyse rødfarger mens økende skade har mørkere rødfarge. For forklaring av aksene, se kapittel 2.3.5*

***Figur 2.10.** Kjørespor ved Blåtind. Legg merke til den synlige endringen av artssammensetningen langs sporet. Foto: Lars Erikstad*

2.4.3 Underliggende mekanismer som påvirker flora og vegetasjon

Resultatene viser som ventet at terrengslitasjen påvirker flora og vegetasjon på småskalanivå. Det er flere faktorer som avgjør hvordan ferdsel påvirker vegetasjonen, bl.a. plantens toleranseevne mot slitasje, markas bæreevne, revegeteringsevne, jordegenskaper, helling og klima, og ikke minst graden av slitasje/ferdsel (Christensen et al. 2001). Mekanisk sett skjer slitasjen ved at vegetasjonen fjernes eller forstyrres slik at bindingen i jorda avtar, dermed pakkes jorda slik at luft- og vanngjennomtrengning reduseres. Dette gir redusert infiltrasjon av vann, og følgelig økning i andelen overflatevann og økt jorderosjon. Ved høy slitasjegrad fjernes det stabiliserende vegetasjonslaget. Fortsatt ferdsel vil sette i gang jorderosjonsprosesser, og resultatet kan bli store områder med blottlagt jord der ny vegetasjon har problemer med å etablere seg. Moderat slitasje uten fjerning av vegetasjon vil på småskalanivå, som vist i dette prosjektet, føre til endringer i artssammensetning i vegetasjonstypene, og ved langtidsbruk kan plantesamfunn endre seg over større områder. På denne måten vil endringene også kunne få effekt på landskapsnivå. Det er for eksempel observert oppslag av bjørk langs en del kjørespor. Kombinert med eventuelle klimaendringer vil dette på sikt kunne føre til en raskere og mer ujevn hevning av skoggrensen enkelte steder. Per i dag er de landskapsmessige effektene av kjøreskadene i hovedsak visuelle, men som undersøkelsen viser er det også knyttet konkrete endringer i vegetasjonssammensetningen og vegetasjonstettheten til disse endringene.

Forskjellige vegetasjonstyper har ulik toleranse overfor slitasje (se Christensen et al. 2001). De relativt tørre plantesamfunnene på koller og rabber viser større endringer i artssammensetning (β-diversitet) enn myrsamfunn. Dette skyldes bl.a. at arter som lyng og busker overvintrer med skudd- og knopper over jorda, og er således spesielt sårbare, mens grasarter og urter på myr overvintrer med rotsystemet i jorda. Selv om de blir skadd i vekstsesongen vil et intakt rotsystem bidra til ny vekst. I tillegg viser vedaktige planter en dårligere evne til å overleve skader, da de lett knekker, mens gras og urter er mykere og skades således mindre ved slitasje. Revegeteringen går også saktere i tørre vegetasjonstyper enn i fuktige typer med større tilgang på næring og mer dominans av urter og gras. Dette kan bidra til at synligheten av kjørespor i de mer næringsrike skogene er mindre enn i tørrere flatmarks- og kolleutforminger (jfr. landskapsanalysen).

Slitasjen på myr er hovedsakelig knyttet til nedpressing og blottlegging av torv, med heving av grunnvannstanden. Artsendringen på myr skyldes således hovedsakelig endringer i vannforholdene. Flere økosystemprosesser blir påvirket i tørrere lyng- og buskdominerte samfunn på kolle og rabb, bl.a. jordsmonnsendringer, mikroklimaendringer og endrede konkurranseforhold. Disse endringene gir større muligheter for etablering av pionérarter, som flere moser og gras. Her er økningen av artsmangfoldet som registreres, knyttet til etableringen av pionérarter i en tidlig revegeteringsfase og et signal om økt forstyrrelse (slitasjeskade). I hvilken grad dette vil føre til varige endringer i det biologiske mangfoldet er vanskelig å si, men en kan tenke seg varige effekter av den type som er nevnt for bjørkeskogsetablering.

De synlige skadene er imidlertid størst på myr da torvjorda har betraktelig lavere bæreevne enn mineralrik skogsjord (se kapittel 1). Resultatet av moderat militær virksomhet på myr kan således ha større landskapsmessige effekt enn aktivitet på koller og rabber, mens effektene for flora og vegetasjon på småskalnivå er i alle fall kortsiktig størst på koller/rabber. På sikt kan endringer i hydrologiske forhold i myr føre til at endringene blir mer permanente eller langvarige enn på tørr mark, i alle fall der det ikke oppstår sekundærskader i form av vind- eller vannerosjon.

Dette er en vurdering som er gjort uavhengig av de ulike naturtypenes verdi. I svært verdifulle områder for biologisk mangfold kan selv moderate til små effekter ha større konsekvens enn større effekter i mindre verdifulle områder (Erikstad & Stabbetorp 1999, Statens Vegvesen 1994). For et totalt bilde av skadeomfang, konsekvensen av dette samt muligheten og viktigheten av eventuelt avbøtende tiltak er det derfor viktig også å se på områdenes og naturtypenes verdi.

Figur 2.11. *Kjørespor i liten myr ved Eldhushøgda illustrerer stor variasjon av slitasje innen et lite område. I dette området er en stor andel av myrene sterkt påvirket av kjørespor. Foto: Lars Erikstad.*

2.5. Konklusjon

Dette kapitlet bidrar til hovedprosjektets formål om å undersøke Forsvarets miljøvirkning i Troms på to måter:

- Demonstrasjon av en metodikk (landskapsanalyse) som kan gi en relativt detaljert oversikt over naturkarakter basert på eksisterende kartdata og som sammen med regional kartlegging av terrengslitasjesårbarhet (kapittel 1), vegetasjon og skademønster (kapittel 3) og biologisk mangfold (kapittel 7), vil kunne gi et godt grunnlag for fremtidig forvaltning.
- Etablere en lokalt forankret forståelse og bekreftelse på de endringsprosesser som pågår i forbindelse med terrengslitasje i skytefeltsområdene.

Samtidig er det etablert målefelt som sammen med pågående overvåking av vegetasjon (TOV) i nærliggende områder kan legge grunnlag for en framtidig langsiktig overvåking av disse forholdene.

Undersøkelsesområdet ved Blåtind har minst frekvens av kjørespor mens Varden har mest. Her er hele 49 % av rabbe/heiområdene og 56 - 58 % av myrområdene påvirket av spor. Generelt ser man at registrert sportetthet er større på rabbe/hei og myr enn i skog. I områder med sommerkjøring er det relativt mye spor på forhøyninger i terrenget, mens i Blåtindområdet som har mye vinterkjøring er det relativt mer kjøring i forsenkningene. Flate områder er generelt sett mer påvirket av kjørespor enn bratte områder, men det synes som at sportettheten på myr i hellende terreng er større enn på flate myrer.

I områder med omfattende kjøreskader, for eksempel intens barmarkskjøringsområder som ses i deler av de utvalgte undersøkelsesfeltene, er skadene preget av stor grad av jorderosjon og blottlegging av jord, humus og minerogent substrat. Konsekvensen av dette på lang sikt i forhold til naturmiljøet vil være avhengig av de ulike naturtypenes evne til rehabilitering og de tiltak som eventuelt settes i verk for å avbøte skaden. Dette er ikke studert nærmere i denne undersøkelsen der det er fokusert på områder med en mer moderat slitasjegrad innen naturtypene myr og kolle/rabbe.

I myrområdene vil økende terrengslitasje redusere artsmangfoldet (α-diversitet) for moser, mens antall karplanter er relativt stabilt (noe nedgang). Nedgang i moser skyldes i hovedsak blottlegging av torv og en generell høyere vannstand ved at torvmassene blir presset ned ved terrengkjøring. Blottlagt torv kan få en økning av algevekst. Det skjer også en moderat endring i myrtypenes artssammensetning ved at mer fuktighetskrevende løsmattearter øker på bekostning av fastmattearter. Dette gjelder både for karplanter og moser. I hellende terreng vil vannbevegelse lett kunne føre til erosjonsskader av mer omfattende art.

På eksponerte koller i skog og på rabber i fjell er artsantallet relativt stabilt ved moderat terrengslitasje. Det skjer imidlertid en større endring i vegetasjonstypenes artssammensetning ved at forvedede vekster som bærlyngarter og busker, samt skogsmoser og større reinlavsarter går tilbake. Disse erstattes av pionérarter, både gress, moser og lav, som etablerer seg i mer lysåpen vegetasjon og på blottlagt jord. De nyetablerte pionersamfunnene vil variere etter fuktighetsforholdene i jorda og grad av slitasje.

Moderat slitasje uten fjerning av vegetasjon vil på småskalanivå føre til endringer i artssammensetning (β-diversitet) i vegetasjonstypene, og ved langtidsbruk kan plantesamfunn endre seg over større områder på storskalanivå. Endringene i kolle/rabbevegetasjonen er større enn på myr da moderat terrengslitasje (terrengkjøring og tråkk) på fastmark påvirker flere økosystemvariabler som jordvann, jordsmonn og lystilgang, mens det på myr er hovedsakelig nivået på grunnvannspeilet som blir endret ved terrengkjøring. Samtidig har fastmarkvegetasjon mer forvedede arter som lett skades av kjøring og tråkk, mens myrvegetasjon har mjukere arter som tåler mer slitasje. På grunn av torvas mekaniske egenskaper i forhold til mineraljord vil imidlertid de synlige skadene på myr være større og kanskje også mer permanente.

De relativt omfattende skadene i myr, kombinert med at disse ofte er knyttet til økt vanninnhold i overflaten gjør at det ved registrering av kjørespor basert på fjernanalyse trolig registreres relativt mer skade på myr enn på fastmark og data som innhentes på denne måten bør justeres eller brukes med det for øye.

Generelt må de observerte skadene med mulig unntak av de aller mest skadete områdene for eksempel på Varden, kunne oppfattes som lokale. I vanlige naturtyper med moderat naturverdi vil skade-

omfanget da kunne oppfattes som moderat til lite og i hovedsak knyttet til visuelle endringer i landskapsbildet. Dette er i seg selv en negativ naturendring som ikke bør undervurderes, men betydningen av den er ikke direkte knyttet til verdifullt biologisk mangfold. Det er også viktig å merke seg at skader i utsatte naturtyper som myr (særlig bakkemyr) og annet skrånende terreng lett kan forverres ved økt jorderosjon.

I områder med særlig høy naturverdi vil imidlertid selv små til moderate skader og endringer ha stor betydning, ofte på et overordnet nivå. Det er derfor viktig både ved fremtidig planlegging av aktivitet og ved vurdering av mulig avbøtende tiltak å legge stor vekt på områdenes verdi for biologisk mangfold. Generelt bør det fremholdes at planlegging av fremtidig kjøring bør gjøres slik at sårbare og verdifulle naturtyper i størst mulig grad unngås. Tett og tung kjøring bør holdes i størst mulig grad i områder der eksisterende skader allerede er store. Ved behov for faste kjøreløyper over myr og fuktige naturtyper bør teknikker med kjørenett for forsterkning av terrengets bæreevne vurderes. I områder med til dels store skader som ikke lenger omfattes av øvingsaktivitet bør restaureringstiltak med revegetering vurderes. Dette gjelder særlig skader i myr og der det er omfattende erosjonsskader ellers. For nærmere vurdering av avbøtende tiltak henvises til kapittel 8.

I områder med moderat naturverdi kan for en stor del generelle landskapsbetraktninger knyttet til visuelle og estetiske forhold legges til grunn for planlegging og avbøtende tiltak. I områder med høy naturverdi og med sårbare naturtyper må detaljerte økologiske betraktninger legges til grunn og man må være forberedt på at det i slike tilfeller kan trenges til dels grundig faglig tilleggsarbeid for å designe, gjennomføre og følge opp avbøtende tiltak slik at de skal virke etter hensikten.

Det er med andre ord av avgjørende betydning at en både har kunnskap om skadebildet, naturkarakteren i relativt stor detalj og en kunnskap om områdets generelle naturkarakter og fordeling av viktige naturtyper for biologisk mangfold for å vurdere forsvarets miljøvirkning i gitte områder.

Kapittel 3

KARTLEGGING AV TERRENGSKADER INNENFOR DE FASTE SKYTE- OG ØVINGSFELTENE

Hans Tømmervik, red. (NINA)
Lars Erikstad (NINA)
Kjell Arild Høgda (NORUT IT)
Bernt Johansen (NORUT IT)
Said Hassan Ahmed (NORUT IT)

3.1 Innledning

Denne delen av rapporten har hatt som mål skaffe et overordnet bilde av den påvirkningen som Forsvarets aktiviteter i Troms har hatt på vegetasjon og landskap innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene. Dette gir grunnlag for å analysere hvordan de eksisterende skader og slitasjeområder fordeler seg i forhold til de ulike vegetasjons- og naturtyper innenfor undersøkelsesområdet så vel som i forhold til den tekniske sårbarheten som naturen har i forhold til ulike former for inngrep og slitasje (kapittel 1). Ved å se resultatene i sammenheng med detaljstudier knyttet til vegetasjonens respons på slitasje særlig i forbindelse med terrengkjøring (kapittel 2) har det vært et mål å danne et grunnlag for en vurdering av betydningen av Forsvarets virksomhet på verdifullt og sårbart biologisk mangfold.

En helhetlig oversikt av denne typen gir grunnlag for å kunne uttale seg om skadeomfanget av Forsvarets virksomhet, og den vil bidra til å synliggjøre behovet for ulike typer av forebyggende arbeid og avbøtende tiltak. Oversikten er også et godt utgangspunkt for på detaljert nivå å kunne følge den militære aktivitetens påvirkning på naturmiljøet innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene i tiden framover. Kartlegging av terrengskader innenfor nærøvingsområder, oppstillingsplasser og terrengakser omhandles i kapittel 4 og kartlegging av ilandstigningsplasser i kapittel 5..

Undersøkelsesområdets ytre geografiske ramme er et avgrenset område innenfor Troms fylke og dels kommuner i Nordland som grenser til Troms. Innenfor dette store området er følgende skyte- og øvingsfelt undersøkt og omtalt her i kapittel 3 (figur 1 i innledningskapitlet):

- Mauken
- Blåtind
- Setermoen
- De mindre skyte- og øvingsfeltene i Åsegarden, Sørlimarka, Ramnes og Elvegårdsmoen, samt på Trondenes fort.

Undersøkelsesmetodikk og datagrunnlag som er tatt i bruk er tilpasset tilgangen på data (tabell 3.1). I Forsvarets faste skyte- og øvingsfelt i Mauken, Blåtind og Setermoen ble det brukt satellittdata. For de mindre skyte- og øvingsfelt ble det brukt flybilder for å kartlegge kjøreskadene, der det fantes noenlunde ferske flybilder (1999 og nyere). Over skyte- og øvingsfeltet i Sørlimarka fantes det ikke oppdaterte flybilder og her ble det i stedet foretatt en beskrivelse av kjøreskadene ut fra BM-rapport fra skyte- og øvingsfeltet (Forsvarsbygg 2003b) samt opplysninger fra miljøvernoffiserer (Troms Garnison) og fra personellet til NIJOS (Per Bjørklund, pers. medd.).

3.2 Materiale og metoder

Analysen i dette kapitlet er i stor grad bygget på fjernanalyseteknikker. Beskrivelsen av materiale og metoder er derfor konsentrert om dette, først i forhold til hvilke datakilder som har vært tilgjengelige, dernest hva slags analysemetodikk som er brukt før spørsmålet om feltvalidering og supplerende datainnsamling diskuteres.

3.2.1 Digitale datakilder

Følgende digitale datakilder ble brukt i kartleggingen:

- Eksisterende digitale topografiske kart, temakart og stedfestede økologiske data
- Eksisterende digitale vegetasjonskart basert på satellittbilder (Landsat 5 TM)
- Eksisterende stedfestede data fra Forsvaret (Forsvarsbygg og miljøvernoffiserer)
- Digitale flyfoto over Troms/Nordland (FMGT og Forsvarsbygg)
- Satellittbilder (IKONOS og Quickbird) over hovedskytefeltene.

Satellittbilder og vegetasjonskart ble brukt i de store skyte- og øvingsfeltene, mens flyfoto ble brukt i de små.

3.2.1.1 Digitale topografiske kart, temakart og stedfestede økologiske data

Digitale markslagskart (DMK) gir normalt en god oversikt over hva slags naturkarakter som finnes med stor grad av detaljering (se kapittel 2). Sammen med terrengdata og data over registrerte områder med spesiell verdi for biologisk mangfold er dette derfor benyttet som et supplement til å verifisere og analysere satellitt- og flybilder. Dette er i hovedsak gjort i de fire områdene som er spesielt undersøkt i kapittel 2. Andre temakart som vegetasjonskart, se under, og geologiske kart er benyttet for å finne områder som er særlig sårbare for teknisk slitasje (kapittel 1). Videre er rapporter og data fra Forsvarsbyggs kartlegging av biologisk mangfold innenfor Mauken-Blåtind, Setermoen, Åsegarden, Sørlimarka, Ramnes, Elvegårdsmoen skyte- og øvingsfelter, samt Trondenes fort brukt (Forsvarsbygg 2002a, 2003a, 2003b, 2004a, 2004b og 2004c, 2005), samt Strann et al. 2005.

3.2.1.2 Eksisterende digitale vegetasjonskart basert på satellittbilder (Landsat 5 TM)

Det eksisterer et vegetasjonskart som dekker store deler av undersøkelsesområdet. Kartet er basert på satellittbilder (Landsat 5 TM) med 25 m oppløsning. Det er stilt til disposisjon fra NORUT og er utviklet gjennom EU-prosjektet LACOPE. Den tematiske nøyaktigheten på vegetasjonskartet er ikke pr. dags dato beregnet, men et foreliggende kart er delvis basert på et kart produsert i år 2000 (Tømmervik et al. 2004, 2005), hvor den totale nøyaktigheten ligger på ca. 80 %. Lavest nøyaktighet ble beregnet for myrtyper og snøleier, mens skog, fjell- og lavheier kom best ut av testen. Dette er noe som kan påvirke detaljerte vurderinger knyttet til biologisk mangfold i enkeltområder, men normalt vil statistiske beregninger med et slikt resultat gi tilfredsstillende resultat (Tømmervik et al. 2003).

3.2.1.3 Eksisterende stedfestede data fra Forsvaret (Forsvarsbygg og miljøvernoffiserer)

En del inngrep (veier, standplasser etc.) var allerede stedfestet og dette kartmaterialet inngår i analysene. Dette kartmaterialet ble stilt til disposisjon av Forsvarsbygg i Harstad.

3.2.1.4 Digitale flyfoto over Troms/Nordland (FMGT og Forsvarsbygg)

Flyfoto egner seg til mye av de samme problemstillingene som satellittbilder men kan gi informasjon på et enda mer detaljert nivå. Flyfoto er imidlertid ikke målestokk-riktig og kan derfor ikke kombineres med vektor- eller rasterdata uten at de målestokkorrigeres (ortofoto). Digitale ortofoto (romlig oppløsning på 25 cm) ble benyttet til å kartlegge skadene i de mindre skyte- og øvingsfeltene i Åsegarden, Trondenes, Ramnes og Åsegarden.

3.2.1.5 Satellittbilder

De jordobservasjonssatellitter som er mest aktuelle for bruk i de problemstillinger som er tatt opp i dette prosjektet, er satellitter som registrerer refleksjon innen den synlige delen av lysspekteret og den infrarøde/termiske delen. De optiske satellittene ser ikke gjennom skyer og er derfor avhengig av godt vær og registrerer dårlig i mørke (kun termisk IR). Radarsatellitter har derimot ikke slike begrensninger i forhold til skydekke og mørke. Fordelen med de optiske satellittene er bedre muligheter til å skille ut vegetasjon og bedre romlig oppløsning.

Av de optiske satellittene er det noen høyoppløselige som bare registrerer gråtoner, det vil si at resultatet fremstår som et svart-hvitt bilde, også kalt pankromatisk. Dette er ikke så egnet for naturressurskartlegging der satellitter som har både multispektrale (sensorer som måler i flere bånd) og pankromatiske sensorer er å foretrekke. I 2000 ble kommersielle satellitter lansert med en romlig oppløsning på bakken ned til 1 m pankromatisk og 4 m multispektralt. Med så høy romlig oppløsning er satellittens dekningsområde redusert. Satellitten Ikonos-2 har nå vært operativ i over 4 år og i oktober 2001 ble Quickbird, en ny høyoppløselig satellitt, sendt opp. Disse to satellittene har en dekningsbredde på henholdsvis 11 og 16,5 km og en maksimal oppløsning på 1 og 0,6 m.

De pankromatiske sensorene har ofte en bedre bakkeoppløsning enn de multispektrale. Dette kan utnyttes ved å kombinere disse to opptakene og på den måten gjøre det multispektrale bildet visuelt skarpere ved å benytte den bedre oppløsningen i det pankromatiske bildet (oppskarpet eller pansharpened). Det gir ikke mer spektral informasjon, men kan likevel føre til at objekter som ikke gjenkjennes i det multispektrale blir gjenkjent. Økt visuell informasjon kan også oppnås ved å omkode informasjonen innhentet fra deler av det elektromagnetiske spekteret som ikke er synlig for oss (f.eks. infrarødt), og ved digital transformasjon gjøre denne informasjonen synlig (kunstige farger). Quickbird-

data koster i 2004 ca. 270 kr/km^2 for et ”oppskarpet” fargebilde/IR-bilde, men prisen på de høyoppløselige satellittdataene vil trolig bli redusert etter hvert som flere selskaper kan tilby slike data. På grunn av en samlet vurdering av tilgjengelighet, pris, informasjonsinnhold og arbeidsmengde for bruk av de ulike satellittsensorene er det i dette prosjektet valgt å basere arbeidet på data fra Ikonos og Quickbird satellittene (tabell 3.1).

Tabell 3.1 *Oppsummering av brukte satellittdata for skyte- og øvingsfeltene.*

Område	Satellitt	Kanaler	Romlig oppløsning (m)	Geometri	Tidspunkt	Opptaksvinkel (grader)
Mauken	Ikonos-2	3 (G,B og NIR)	1*	Ikke korrigert	15/8 2000	30
Blåtind	Quickbird	4 (RGB + NIR)	0,72**	Delvis korrigert	11/7 2002	14
Setermoen	Quickbird	4 (RGB + NIR)	2,53	Ortho ready	19/7 2003	9
Setermoen	Quickbird	1 Pankromatisk	0,63	Ortho ready	19/7 2003	9

**Pansharpened fra 4 m, **Pansharpened fra 2,61 m.*

3.2.2 Metodikk bildebehandling av satellitt- og flybilder

3.2.2.1 Automatiserte metoder

For klassifikasjon av satellittdata benyttes i dag to hovedprinsipper, visuell tolkning og automatisk klassifikasjon (Tømmervik et al. 1998). Felles for de begge er at det er behov for et stort antall punkter hvor tilstand på bakken er kjent. Slike referansedata eller bakkesannheter vil være nødvendig uansett om problemstillingen er inndeling i et antall arealklasser, beregning av biomasse eller skadeomfang. Det er i innhenting av slike data mye av feltarbeidet i forhold til bruk av satellittdata vil ligge. Dette kan være tidkrevende og dermed kostbart arbeid, men er det først gjort vil dataene kunne anvendes i ulike sammenhenger og for andre områder enn der feltdataene ble innsamlet.

3.2.2.2 Deteksjon av slitasje og kjørespor

Bildebehandling for den type problemstillinger som det fokuseres på i dette prosjektet er vanskelig å automatisere. Det ble derfor brukt en kombinasjon av bildeforbedringsteknikker for å fremheve kanter/linjer (det vil si kjørespor) med påfølgende visuell tolkning. Til slutt ble det foretatt feltundersøkelser for å verifisere de observerte spor m.h.t. tilstand og skadeomfang.

For at en slik metode skal fungere er det viktig at den romlige oppløsning på satellittdataene er så god som mulig. Det antas derfor at Ikonos-2 Pansharpened (4 m multispektralt kombinert med 1 m pankromatisk) eller tilsvarende er et minimumskrav til romlig oppløsning (Høgda et al. 2001, Høgda et al. 1997). Av bildeforbedringteknikker som ble anvendt er histogrambaserte metoder for kontrastforbedring, ulike typer høy-pass-filtreringer for å fremheve linjer og kanter og terskning for lettere å kunne identifisere kjørespor. For nærmere detaljer henvises til (Gonzalez og Woods 1993).

3.2.2.3 Geometrisk oppretting og preprosessering

<u>Mauken skyte- og øvingsfelt:</u>
Ikonos-2-bildet over Mauken ble på grunn av kostnadene bestilt med avbildningsgeometri og ikke som ortofoto. Dette bildet har blitt stillet til rådighet for prosjektet og var opprinnelig finansiert av EU-prosjektet HIBECO. Det var heller ikke mulig å få data (RPCer - Rational Polynomial Coefficients) som gjør at en ved hjelp av en digital høydemodell og bildebehandlingsprogramvare kan lage ortofoto. Det var derfor nødvendig å foreta en manuell geometrisk oppretting av bildet.

Problematisk med bildet er at det er tatt med en vinkel på 30 grader, noe som gir store og variable geometriske forvrengninger i bildet. Det må derfor et meget stort antall kontrollpunkter til for å få en god nok geometri ved manuell plukking av kontrollpunkter for georeferering. Det ble brukt data fra veidatabasen (VBASE på www.statkart.no ;som er de mest nøyaktige data som var tilgjengelig) for å

foreta en opprettingen (vannvektorene fra kartverkets N-50 er ikke like nøyaktige selv om de ville dekket større deler av bildet). Dette ga ikke muligheter til å plukke nok kontrollpunkter godt spredt utover bildet. Resultatet er derfor at kvaliteten på georefereringen varierer over bildet. Dette må det tas hensyn til hvis bildet senere skal brukes sammen med andre datasett (for eksempel flyfoto eller nyere satellittdata).

Blåtind skyte- og øvingsfelt:
Quickbird-bildet over Blåtind ble bestilt med en geometrisk korrigering foretatt fra en grov digital høydemodell. Dette gjør at geometrien blir bedre enn Ikonos-bildet fra Mauken. Den brukte høydemodellen er imidlertid av begrenset nøyaktighet, og den grove opprettingen gjør at en ikke kan lage ortofoto ved hjelp av RPCer (selv om disse kan skaffes for dette bildet) og mer nøyaktige høydemodeller. Det ble derfor også her foretatt en manuell plukking av kontrollpunkter for geometrisk korrigering av bildet. De samme merknader vedrørende kvaliteten som på Ikonos-bildet gjelder derfor også her.

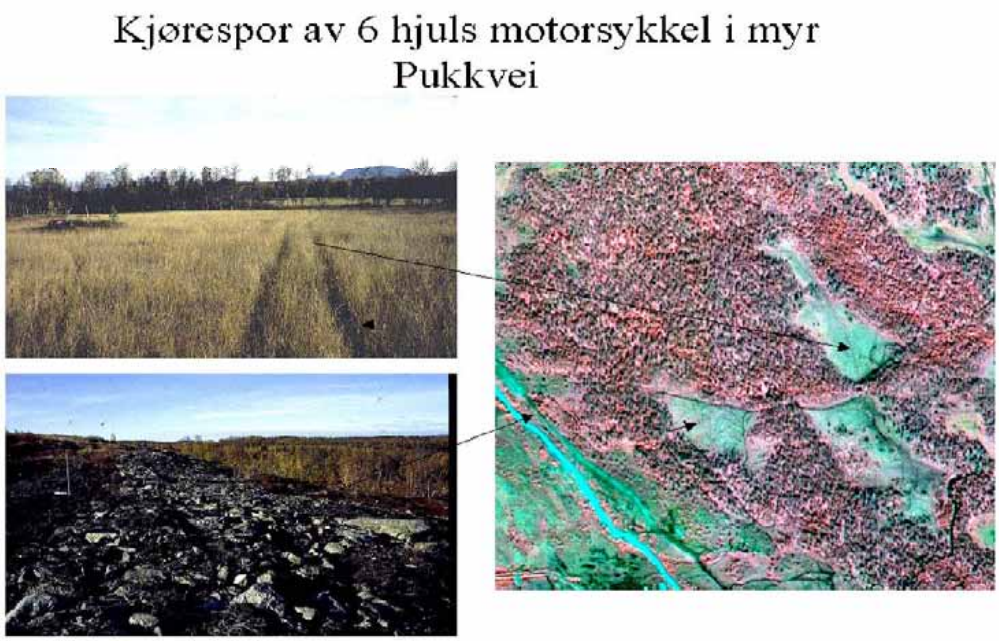
Setermoen skyte- og øvingsfelt:
Setermoenbildet ble levert som et Pankromatisk bilde (oppløsning 0,6 m) og et multispektralt bilde (oppløsning 2,6 m). Dette bildet var ikke geometrisk korrigert og alle nødvendige data for å rette det opp var tilgjengelig. Det ble derfor først laget et Pansharpened bilde som så ble rettet opp geometrisk ved hjelp av en høydemodell, 6 kontrollpunkter og RPCer som beskriver kamera/avbildningsgeometrien. Det ga et meget godt resultat for hele bildet. Bildet er radiometrisk meget bra (skarpt og detaljrikt) og posisjoneringen er for alle de kontrollerte områder innenfor noen få m.

De små skyte- og øvingsfeltene:
Flybildeopptakene som ble benyttet over de mindre skyte- og øvingsfeltene er fra 2003 (Ramnes), 2000/2001 (Åsegarden og Trondenes), samt 1999 (Elvegårdsmoen).

3.2.2.4 Valgt metode for deteksjon av kjørespor.

Quickbird-bildet fra Setermoen ble først gjort visuelt skarpere som forklart over ved hjelp av programvarepakken ERDAS Imagine. Deretter var prosesseringen lik den for de andre bildene. Det ble først kjørt en geometrisk oppretting ved hjelp av data om satellitten eller ved hjelp av kontrollpunkter. Deretter ble det utført en manuell tolking og vektorisering av kjøresporene. Dette ble også gjort uavhengig i de fire intensivområdene (kapittel 2), og der det var ”overlapp” i vektoriseringene ble disse kontrollert opp mot hverandre og gjort konsistente. Dette betyr at det ikke har blitt gjort noen form for automatisk deteksjon, men det er brukt bildeforbedringsteknikker for å lette identifikasjonen av kjørespor.

Kvaliteten på Ikonos-bildet over Mauken var som nevnt over ikke optimal på grunn av at bildet var tatt i en vinkel med mer enn 30 graders avvik fra loddrett. Det var derfor vanskelig å detektere kjørespor i enkelte kuperte områder i Mauken. I Blåtind og Setermoen var bildet delvis ferdig korrigert og med bedre opptaksvinkel, slik at her var kvaliteten god. I tillegg hadde disse bildene en bedre romlig oppløsning. I Figur 3.1 vises et eksempel fra Mauken skyte- og øvingsfelt hvor et enkeltspor av LTK (6-hjuling) tvers over myra kunne lett gjenfinnes på satellittbildet. På bakken måtte man observere/fotografere sporet i en spesiell vinkel for å få det fram på bildet da ”starrgraset” (trådstarr) delvis hadde rettet seg opp igjen. Det som satellitten her har registrert er delvis sammentrykking av starr (vegetasjon) og tendenser til vannansamling i sporet. Kartlegging av kjørespor og skader ved hjelp av digitale flybilder (ortofoto) foregår etter samme metodikk som ved bruk av satellittbilder.



***Figur 3.1**. Kjørespor i myrkanter i Mauken skyte- og øvingsfelt. Sentrum i bildet: UTM 430100, 7661345. Bildet viser tydelig at myrkanter er mye brukt ved framrykking i terrenget. Midt i satellittbildet ses en stor myrflate. Enkeltspor av LTK (6-hjuling) tvers over myra kan gjenfinnes på satellittbildet. Også en ikke ferdiglaget vei kan observeres i bildet. Kilde: IKONOS 2.*

3.2.2.5 Analyse av influenssoner i forhold til biologisk mangfold

Influenssoner:

Når et kjørespor vektoriseres, blir det i datamaskinen representert med en linje uten areal. For å analysere kjørespor-mønsteret i forhold til biologisk mangfold ble det introdusert en influenssone på henholdsvis 10, 25 og 50 m på begge sider av sporet. I kapittel 4 er det også beregnet en influenssone på 5 m. Influenssonen representerer ulik breddeforståelse for skade langs sporene, der 5 m influenssone nærmer seg direkte primær påvirkning og de øvrige sonene i stadig økende grad fanger opp mer indirekte påvirkning. Eksempelvis ligger fluktavstanden for mange dyr og fugler innenfor en avstand av 50 - 100 m (Burton et al. 2002, Verhulst et al. 2001, Nygård & Sørhuus 2002). Elg og rein kan imidlertid skremmes på flere hundre meters avstand (Geist 1981, Reimers & Colman 2000).

I områder med tett og komplisert spormønster vil en influenssone også dekke opp nettverk av parallell- og tverrspor som det er praktisk umulig å digitalisere. Influenssonene bør oppfattes som en gjennomsnittlig tilnærming, der ulik bredde har ulik relevans i forhold til varierende problemstillinger.

Følgende definisjoner for skade- og influenssonene er brukt:

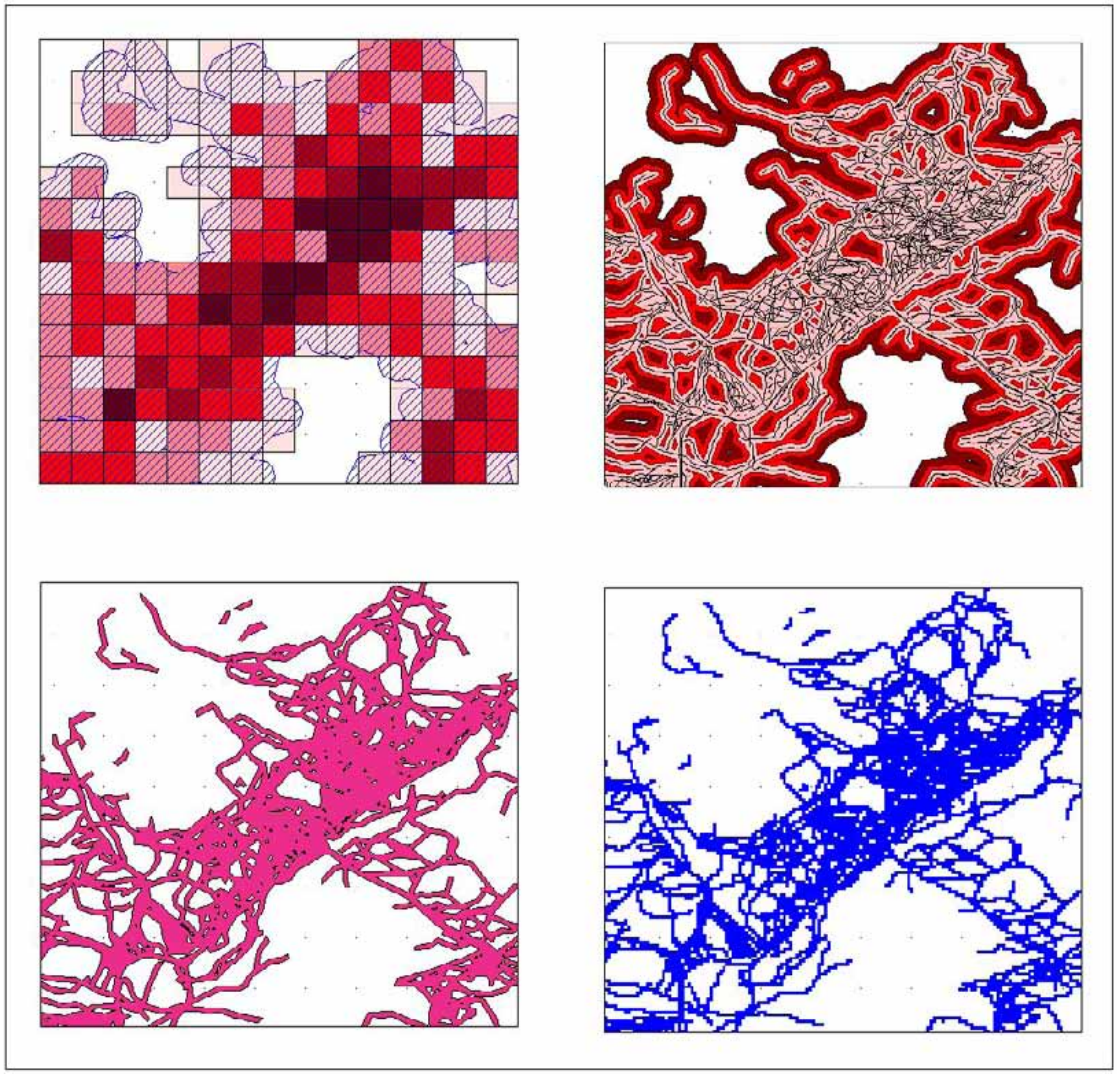
- 10 m: Sentralt skadeområde. Kjøresporet har stor betydning i området det passerer, enten ved at det er totalskadet (direkte primær påvirkning) eller delvis skadet (mer indirekte påvirking) .
- 25 m: Dekker tverrspor og parallelle spor, men der sporet ligger alene har kjøresporet kun middels betydning i området det går igjennom (mer indirekte påvirkning). Her kan for eksempel kjørespor over myr influere artsinnholdet avhengig av skadenes omfang -> mer opphopning av vann som medfører et annet artsinnhold (karplanter og moser) eller opptørking av myra som fører til et artsinnhold som reflekterer tørrere forhold (karplanter og moser). En del vadefugler er sårbare for slike endringer i myr (se kapittel 5 og kapittel 7).
- 50 m: Dekker tverrspor og parallelle spor og er ment også å dekke opp en viss forstyrrelsessone for enkelte fugle- og dyrearter. Se ellers 25 meters sone.

Etter vektoriseringen ble det gjort beregninger av kjøresporenes lengde og areal innenfor influenssonene på 10, 25 og 50 m langs med kjøresporene. Influenssonene ble analysert mot vegetasjonskart over skyte- og øvingsfeltene, og det ble så beregnet arealene av de ulike vegetasjonstyper som influenssonene berørte. De skadete og påvirkete arealene totalt innenfor hovedskytefeltene ble også beregnet. I forbindelse med metodikk beskrevet i kapittel 2 er det også i enkelte tilfeller beregnet mengde kjørespor i form av piksler 10 x 10 m store. Sammenhengen mellom de ulike influenssonene og rasterberegningene og frekvensmålene som er diskutert i kapittel 2, fremgår av figur 3.2. Pikselrepresentasjonen er lik 5 m influenssone der sporene går rett loddrette eller vannrett, mens det ellers vil kunne avvike fra dette (stedvis maksimum 10m). Som enkeltspor representerer hvert piksel ca 8 m. I områder med tett og komplisert kjørespormønster går pikslene for hvert kjørespor over i hverandre og hver piksel representerer derfor større kjøresporlengde, her 15 m. Som et generelt gjennomsnitt kan en si at en piksel representerer ca 10 m kjørespor.

Områder viktig for biologisk mangfold:
Slike områder er identifisert gjennom Forsvarets biomangfoldkartlegging av øvingsområder etter Direktoratet for naturforvaltning (DN) sine håndbøker nr 11, 13, og 15, samt nasjonal rødliste (Direktoratet for naturforvaltning. 1999b). Dette er samme metodikk som kommunene benytter for kartlegging av biologisk mangfold. Kartleggingene er gjennomført i prosjektet *Oppfølgning av Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold,* som er kapittel 5 i St. meld. 42 om biologisk mangfold, og de er en viktig del av etableringen av et kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold innen forsvarssektoren.

Ved kartleggingen identifiseres verdifulle naturtyper (DN-håndbok 13), viktige viltforekomster (DN-håndbok 11) og viktig ferskvannsforekomster (DN-håndbok 15) i tillegg til truede og sårbare arter (rødlista). Denne informasjonen sammenveies og man får ved en slik sammenveiingsprosess identifisert de viktigste områdene for biologisk mangfold (BM-områder) innen det kartlagte arealet. Kartleggingsresultatene presenteres i egne rapporter med tilhørende kartverk for Mauken, Blåtind, Setermoen, Åsegarden, Sørlimarka, Ramnes, Elvegårdsmoen skyte- og øvingsfelter, samt Trondenes fort (Forsvarsbygg 2002a, 2003a,b, 2004a,b,c, 2005; Strann et al. 2005).

DNs Håndbok 13 (Kartlegging av naturtyper) som har en inndeling av 56 prioriterte naturtyper i tre ulike kategorier; svært viktige naturtyper (A-områder), viktige naturtyper (B-områder) og lokalt viktige naturtyper (C-områder). Kriteriene for denne inndelingen er beskrevet i håndboka. Verdisettingen påvirkes av faktorer som areal, tilstand og forekomst av sjeldne og truede arter (rødlistearter). Innehar et område forekomster av rødlistearter med status truet, sjelden eller sårbar, vil områdene oppnå høyeste verdi (A).



Figur 3.2. *Øverst til venstre er det presentert en sammenligning av arealet som dekkes opp av 50 m influenssone (skravert) innen det detaljundersøkte området for Varden (kapittel 2) og frekvens av kjørespor slik det er beregnet for 100x100 m ruter i kapittel 2. Øverst til høyre er registrerte kjørespor vist sammen med influenssonen 10m – lyserødt, 25 m – rødt og 50 m – mørkt rødt. Nederst til venstre er 5 m influenssone sammenlignet med en raster-representasjonen på 10 x 10 m piksler nederst til høyre.*

Kjørespor og annen slitasje er ikke jevnt fordelt innen området. Det er heller ikke områder med stor verdi for biologisk mangfold. For å få informasjon om i hvilken grad registrert slitasje faller innenfor områder av stor betydning for biologisk mangfold (både naturtypeområdene og de sammenveide BM-områdene) er derfor lengde av kjørespor innen disse områdene registrert. Dette gir en indikasjon på i hvilken grad sårbart biologisk mangfold er påvirket av Forsvarets aktiviteter innenfor skyte- og øvings-feltene. I kapittel 4 gis det tilsvarende oversikt uten for faste skyte- og øvingsfelt. Mengden kjørespor er målt ved rastermetodikk (se over).

<u>Områder med ulik sårbarhet for slitasje:</u>
For å undersøke i hvilken grad kjøresporene som registreres samvarierer med terrengets tekniske sårbarhetsgrad (kapittel 1) er kjøresporlengden (på samme måte som beskrevet ovenfor) målt for samtlige av de definerte sårbarhetsklassene.

3.2.3 Validering og supplerende datainnsamling

En del inngrep er allerede stedfestet og kjent, som for eksempel på vanlige topografiske kart med veger og annen infrastruktur inntegnet (Statens Kartverk), samt vegdatabasen (Statens Kartverk), og kartmateriale som viser Forsvarets egne registreringer (kartdata og flybilder som ble stilt til disposisjon av Forsvarsbygg). Et slikt datamateriale inngår som en viktig del i det fjernmålingsbaserte arbeidet for validering og supplering.

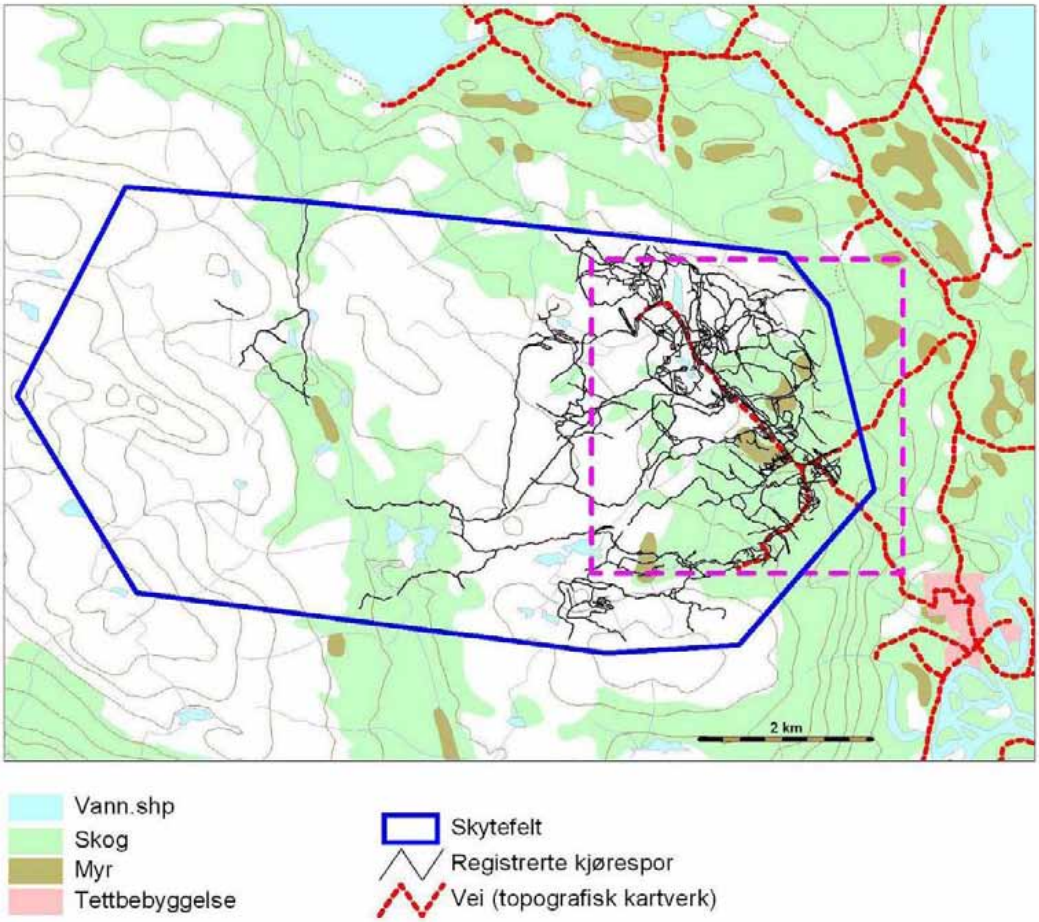
Områdene som klassifiseres ved hjelp av fjernmåling har også blitt kvalitetssikret ved feltarbeid. Bakgrunnen for dette er å få luket bort feiltolkninger som har oppstått i digitaliseringen av kjørespor og skadeområder. I tillegg dannet feltarbeidet grunnlag for å definere de influens- og skadesoner som ble introdusert langs med barmarkstraséer med mange parallelle og kryssende spor (høy grad av fragmentering). For å mest mulig nøyaktig kartfeste naturtypene, inngrepene mm., er denne informasjonen stedfestet med GPS. Inngrepene ble dokumentert med bilder i digitalt format. Lengde og bredde av kjøresporene, samt natur- og vegetasjonstyper ble registrert i felt. I tillegg ble artssammensetningen og viktige indikatorarter registrert. Det ble her lagt vekt på å få med dominante arter, indikatorarter, samt sjeldne arter. I tillegg er det foretatt en beskrivelse av hvilke vegetasjonstyper som dominerer på siden av barmarkstraséene. Artene ble sjekket ut mot rødlista (DN 1999) etter inndelingen i truethetskategorier. Inndelingen av vegetasjonstyper følger håndboken ”Vegetasjonstyper i Norge” (Fremstad 1997).

Ved kartlegging av terrengskader ble det så langt som mulig beskrevet hva slags aktivitet (type kjøretøy eller lignende) som har forårsaket skaden. Andre arealinngrep som veier, standplasser, skytebaner kan kvantifiseres i form av areal eller lengde av påført skade. Dette gir en oversikt over de ulike aktivitetenes innvirkning på terrenget og bidrar til å avdekke hvilke påvirkninger som medfører størst skade. Innenfor fjernmålingsdelen av prosjektet er det fokusert på barmarkstraséer, kjørespor og veier. Da ikke all infrastruktur innenfor skyte- og øvingsfeltene var oppdatert på tilgjengelig kartmateriale, ble det valgt å digitalisere infrastruktur (standplasser, skytebaner, fremrykksakser (parallelle veier), hus etc.), og dette presenteres som egne figurer under de ulike skyte- og øvingsfeltene. Infrastruktur som veier, standplasser etc. inngår i beregningene mht. påvirkningsgrad på ulike natur- og vegetasjonstyper.

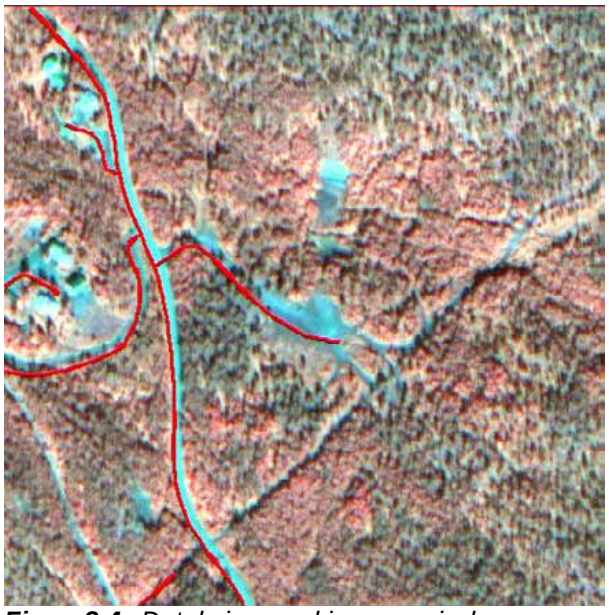
3.3 Resultater

3.3.1 Mauken skyte- og øvingsfelt

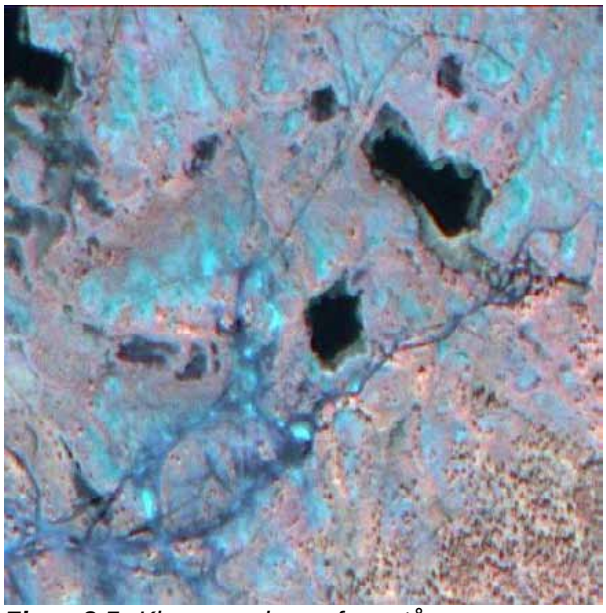
I Mauken skyte- og øvingsfelt er det registrert til sammen ca 140 km med kjørespor (figur 3.3 – 3.7). Kjøresporene er av svært ulik type, størrelse og tetthet, men der sportettheten er stor representerer registreringen hovedspor, og mindre parallelle spor og tverrspor er ikke registrert som selvstendige spor. Flertallet av de mindre markerte sporene finnes imidlertid innenfor influenssonen på 50 m på hver side av kjøresporet. I Mauken skyte- og øvingsfelt utgjør denne influenssonen 8,9 km^2 (Tabell 3.2). Dette utgjør 22 % av det totale arealet på 40,8 km^2 innenfor skyte- og øvingsfeltet. Kjøresporene er konsentrert i den østlige delen av skyte- og øvingsfeltet, mens det er få spor i den vestlige delen. Her i den vestlige delen viser feltregistreringene at det er registrert en del gamle og delvis utydelige spor på bakken, og disse sporene var så utydelige at de ikke lot seg avlese fra satellitt (Figur 3.3). Her var bildekvaliteten så dårlig, eller kjøresporene var så gjengrodde/utydelige at de ikke kunne oppdages på satellittbildene. 17 av i alt 124 lokaliteter med kjørespor kunne ikke gjenkjennes på satellittbildet. Tross de vanskelighetene når det gjelder kvaliteten på bildet som ble beskrevet i kapittel 3.2 er likevel bildetolkingen gi rimelige resultater i registrering av kjøreskader og andre skader. Figur 3.4 viser for eksempel kjørespor i skog. Deteksjon av kjørespor i skog er blant annet avhengig av tettheten på skogen. Kjørespor i myr (figur 3.5) er lett å detektere og disse framstår som mørkeblå, sammenhengende lineære strukturer i myrflata. Spesielt mørke blir linjene i de tilfeller der det er mye vann i sporet (figur 3.5 – 3.7). Infrastrukturområder som standplasser, SIBO-anlegget (anlegg for stridsøvelser i boligområder), skytebaner, hus etc. er beregnet til ca. 0,4 km^2 (figur 3.8). Det er 77,9 km med bilvei og veier i forbindelse med standplasser og skytebaner og dette utgjør et areal på 1,56 km^2.



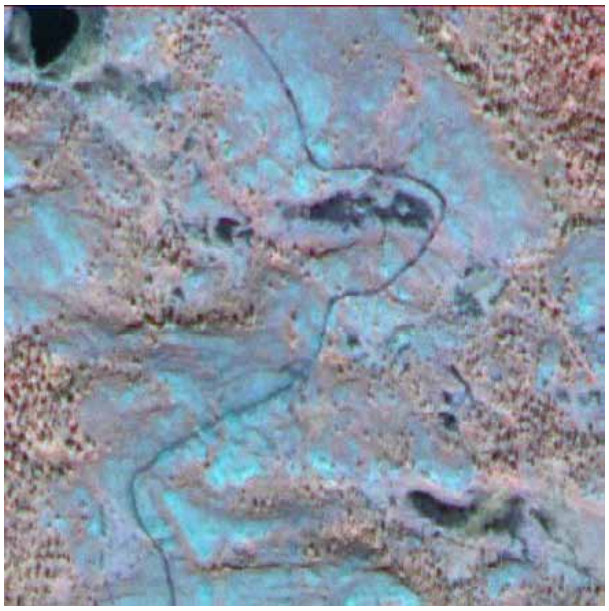
Figur 3.3. *Oversiktskart over Mauken skyte- og øvingsfelt. Digitaliserte kjørespor er vist som svarte streker. Legg merke til konsentrasjonen av kjørespor i de østlige delene av området. Veier er presentert i rødt, mens grensen for skyte- og øvingsfeltet er angitt i blått. Den stiplete firkanten (rosa) angir område for figur 3.8.*



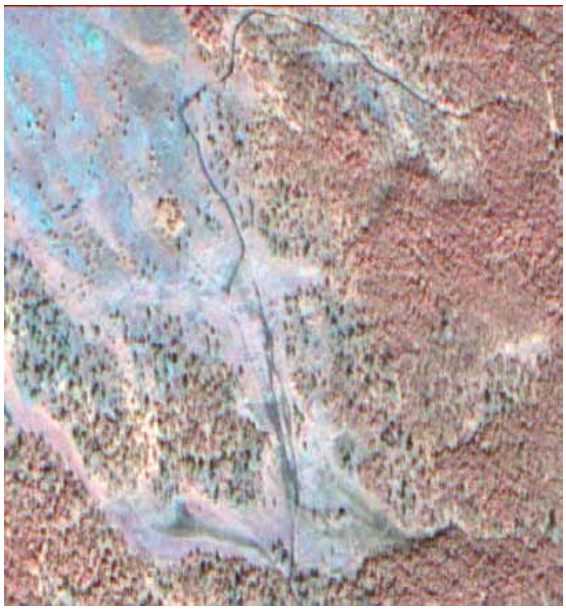
Figur 3.4. *Deteksjon av kjørespor i skog avhenger av tettheten i skogen. Kjøresporene opptrer gjerne som permanente traséer. Bildeutsnittet er tatt like nord for tettstedet Skjold. Sentrum i bildet: UTM: 431900, 7659320. Permanent vei avtegnet i rødt. Kilde: IKONOS 2.*



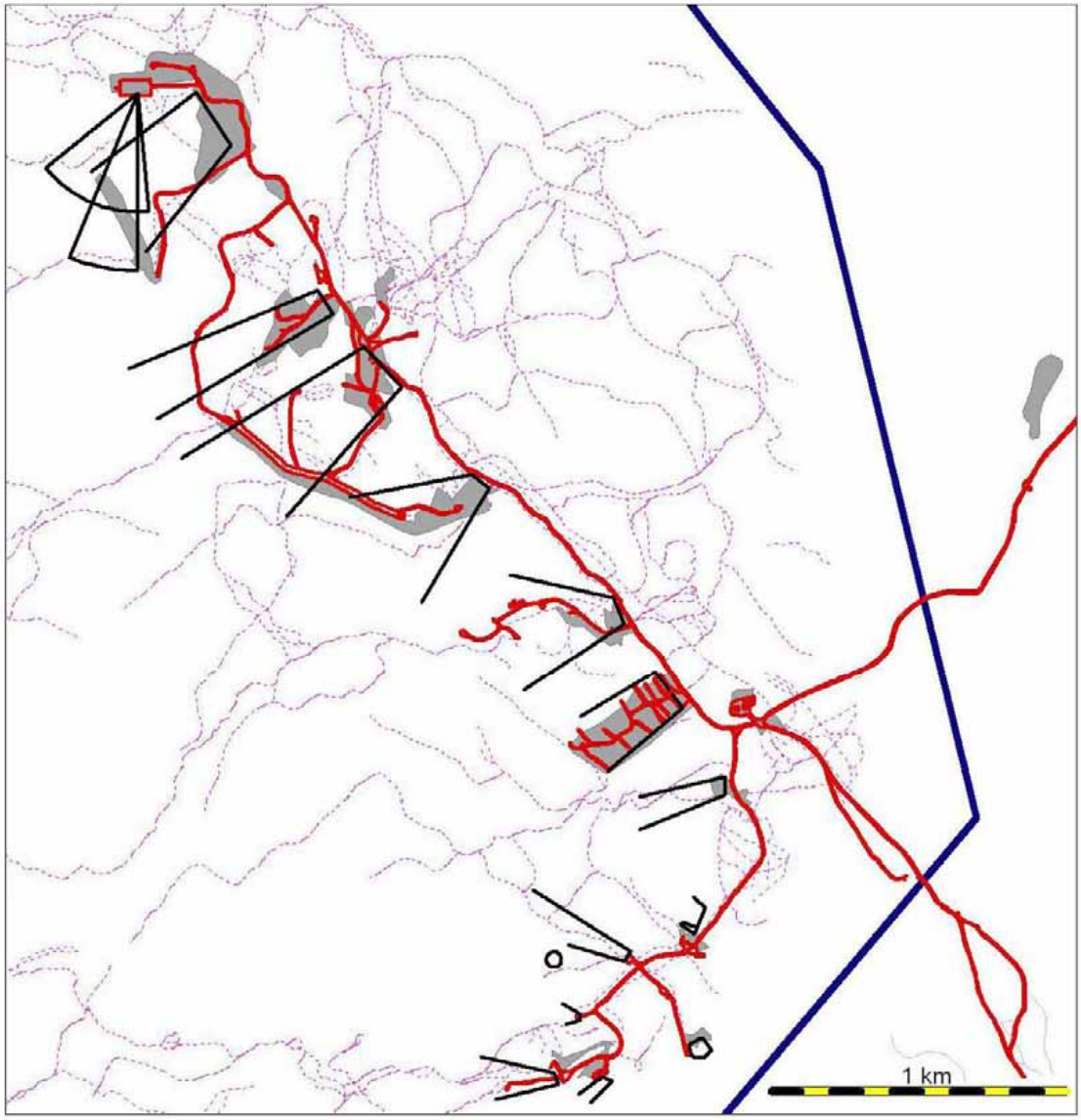
Figur 3.5. *Kjørespor i myr framstår som mørke, sammenhengende linjer i myrflata. Spesielt mørke blir linjene i de tilfeller der det er vann i sporet. Bildeutsnittet er tatt sørøst for Bergvatnet i Mauken skyte- og øvingsfelt. Området brukes intensivt og en rekke spor kan detekteres i bildet. Sentrum i bildet: UTM 429420, 7662200. Kilde: IKONOS 2.*



Figur 3.6. *Kjørespor i nordlige deler av Mauken skyte- og øvingsfelt. Sporet går gjennom ulike naturtyper (myr, fukthei, kreklingrabber, åpen skog). Sporet viser at en har styrt unna de våteste myrområdene. Sentrum i bildet: UTM 427620, 7663830. Kilde: IKONOS 2.*



Figur 3.7*. Flere parallelle kjørespor er her kartlagt gjennom et vått myrområde. Sentrum i bildet: UTM 430310, 7661730. Kilde: IKONOS 2.*



Figur 3.8. *Kart om viser infrastruktur i form av veier, standplasser i Mauken skyte- og øvingsfelt. Registrerte kjørespor er angitt i stiplete fiolette linjer. Arealet av de ulike anlegg utgjør ca. 0,4* km^2*, mens veilengden i forbindelse med feltet er beregnet til 77,9 km.*

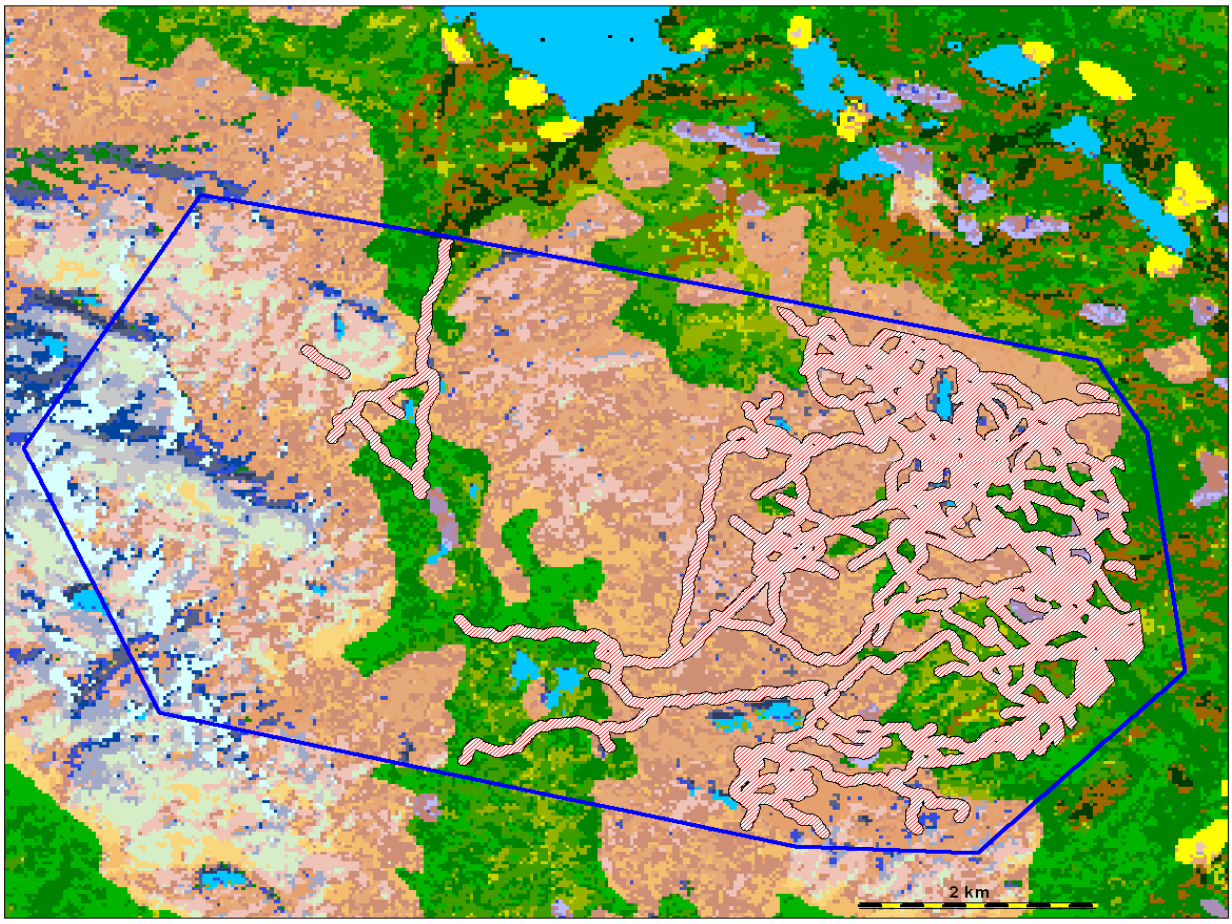
Influenssonen på 10 m ut fra kjøresporene (Tabell 3.2) utgjør vel 2,6 km^2 (6,4 %) av totalarealet innenfor skyte- og øvingsfeltet. Influenssonen på 25 m ut fra kjøresporene utgjorde ca. 5,5 km^2, som er 13,4% av totalarealet, mens tilsvarende areal av sonen på 50 m er 8,9 km^2 (21,8%).

Det ble også utført arealberegninger for alle disse influenssone-arealene i forhold til de vegetasjonstyper som er berørt. Til dette ble NORUTs vegetasjonskart for Mauken benyttet. Dette er basert på Landsat TM-data med en romlig oppløsning på 25 m (figur 3.9). Resultatene for denne beregningen er presentert i tabell 3.2.

Av vegetasjonstyper som er særlig sårbare med hensyn til biologisk mangfold er:

- høgstaudeskog (bjørk/gråor) som med største influenssone (50 m) utgjør ca. 33 % av totalarealet (1.9 km^2) for denne vegetasjonstypen
- myrtypene ris-/viermyr, 0,2 km^2 som med største influenssone (50 m) utgjør ca. 65 % av totalarealet på 0,3 km^2
- starrmyrer (grasmyrer), 0,3 km^2 som med største influenssone (50 m) utgjør ca. 29 % av totalarealet på 0,9 km^2

Vi har her brukt en influenssone på 50 meter som beskriver skader/influensområder hvor vegetasjon og dyreliv enten er direkte eller indirekte påvirket/skadet. Risheier utgjorde 30 % av totalarealet av hele skyte- og øvingsfeltet og ca 27 % av denne typen var delvis ødelagt eller influert. 25,5 % av reinrose- og greplyngrabbene samt 19,6 % av alpine engsamfunn var skadet eller influert av terrengkjøring og andre inngrep. For de andre vegetasjonstypene (50 meters sone) var mindre prosentandeler skadet eller påvirket (Tabell 3.2).



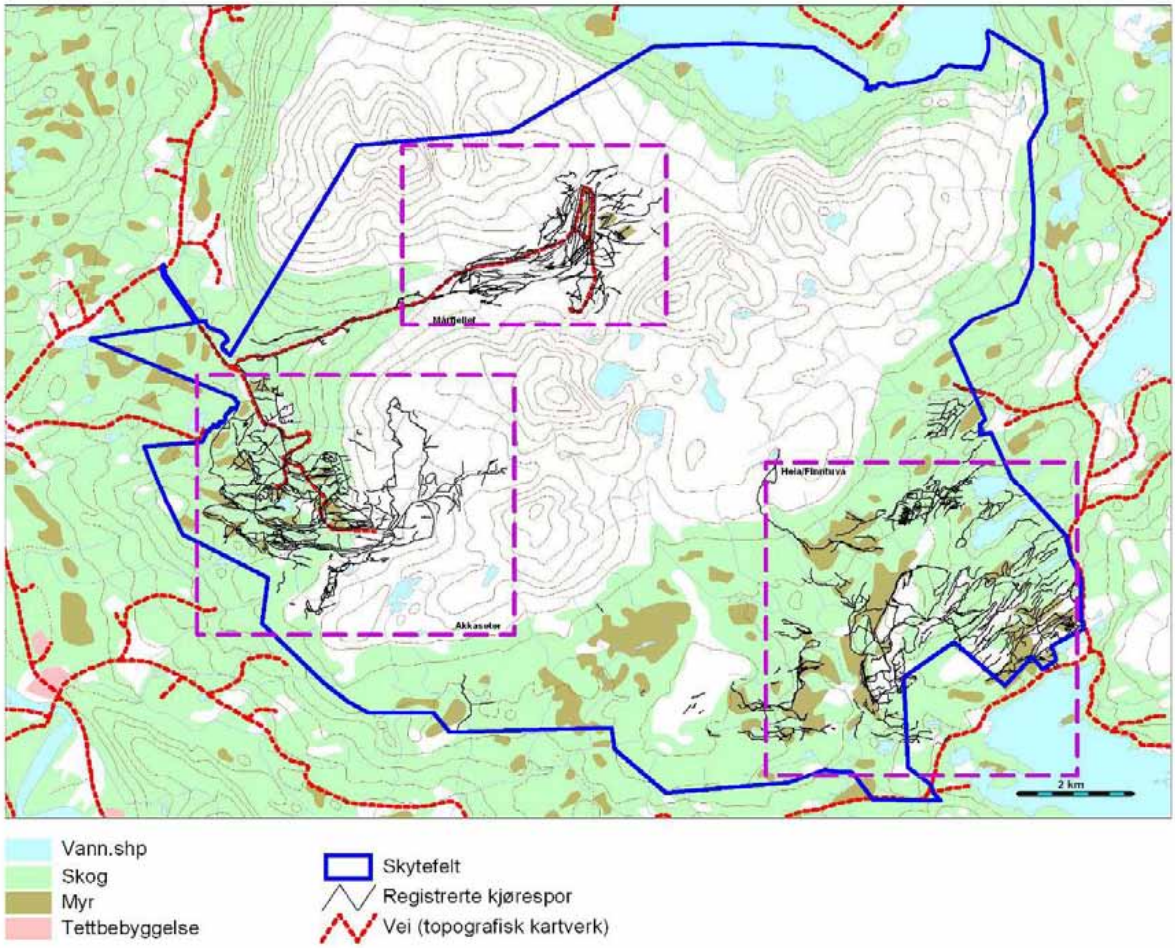
***Figur 3.9**. Landsat TM-basert vegetasjonskart fra Mauken skyte- og øvingsfelt. Skog er her presentert i grønne farger, mens eng- og grasheivegetasjon er presentert i gule farger. Fjellhei og rabber er presentert i fiolette, rødbrune og rosa farger, mens myr er mørkeblått og svart. Furuskog nede i dalene er i mørkegrønne farger. Snø er presentert i hvit. Den største influenssonen på 50 m langs med kjøresporene er inntegnet som polygoner med rosa farge.*

Tabell 3.2. *Andel av vegetasjonstyper innenfor Mauken skyte- og øvingsfelt, samt andel av vegetasjonstyper innenfor influensområdene på henholdsvis 10 m, 25 m og 50 m på hver side av kjøresporene.*

		Mauken totalareal		Kjørespor/influenssoner					
				Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Nr	**Vegetasjonstyper**	**km²**	**%**	**km²**	**%**	**km²**	**%**	**km²**	**%**
1	A2c Furuskog	0,353	0,9	0,003	6,4	0,044	12,5	0,074	20,9
2	A2c Åpen furuskog m/lav	0,053	0,1	0,023	13,6	0,015	28,8	0,021	39,0
3	A2c Blandingsskog	1,133	2,8	0,007	7,4	0,180	15,9	0,320	28,3
4	A1b Lavbjørkeskog	0,078	0,2	0,084	20,7	0,033	42,5	0,039	49,4
5	A4c Bjørkeskog – krekling type	1,504	3,7	0,016	12,3	0,414	27,5	0,600	39,9
6	A4a Bjørkeskog – blåbær type	0,267	0,7	0,185	3,7	0,020	7,4	0,042	15,8
7	A5c Småbregnebjørkeskog	2,638	6,5	0,010	6,9	0,381	14,4	0,683	25,9
8	C2a Høgstaudeskog (bjørk/gråor)	1,934	4,7	0,183	8,9	0,339	17,5	0,650	33,6
9	C2c Lågurtskog (bjørk/silkeselje)	0,134	0,3	0,172	5,4	0,015	11,4	0,023	17,4
10	K2a Ris-/tuemyr	0,026	0,1	0,007	27,6	0,010	37,9	0,014	51,7
11	L2 /L4 Starrmyrer (grasmyrer)	0,948	2,3	0,007	11,4	0,188	19,8	0,273	28,8
12	L1 Ris-/viermyrer	0,277	0,7	0,108	21,1	0,114	41,2	0,181	65,3
13	Blautmyrer	0,034	0,1	0,059	31,6	0,016	47,4	0,027	78,9
14	Sump/våtmark	0,000	0,0	0,011	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
15	R1a Eksponerte rabbesamfunn	0,003	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
16	R1a/R3c Reinrose-/greplyngheier	1,945	4,8	0,000	10,6	0,365	18,7	0,497	25,5
17	R2b Lavheier	0,000	0,0	0,206	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
18	S3 Lyngheier	2,021	5,0	0,000	8,4	0,378	18,7	0,614	30,4
19	S2a Risheier	11,835	29,0	0,170	7,4	1,958	16,5	3,196	27,0
20	R5 Grasheier	4,503	11,0	0,873	4,3	0,400	8,9	0,629	14,0
21	S6-S7 Alpine engsamfunn	2,117	5,2	0,193	5,2	0,229	10,8	0,416	19,6
22	T1-T3 Moderate snøleier	1,248	3,1	0,111	3,7	0,078	6,3	0,099	7,9
23	T4 Snøleier	0,805	2,0	0,046	7,0	0,105	13,1	0,176	21,8
24	T5 Mellomalpine snøleier	1,680	4,1	0,057	3,2	0,097	5,8	0,150	8,9
25	R6 Mellomalpine rabber, blokkmark	0,772	1,9	0,054	0,3	0,005	0,6	0,007	0,9
26	Snø/isbreer	4,010	9,8	0,003	0,4	0,038	0,9	0,066	1,6
27	Vann	0,179	0,4	0,017	0,5	0,003	1,5	0,005	2,5
28	Impediment	0,288	0,7	0,001	4,1	0,019	6,6	0,052	18,1
	Totalt	40,784	100,0	2,615	6,4	5,458	13,4	8,872	21,8

3.3.2 Blåtind skyte- og øvingsfelt

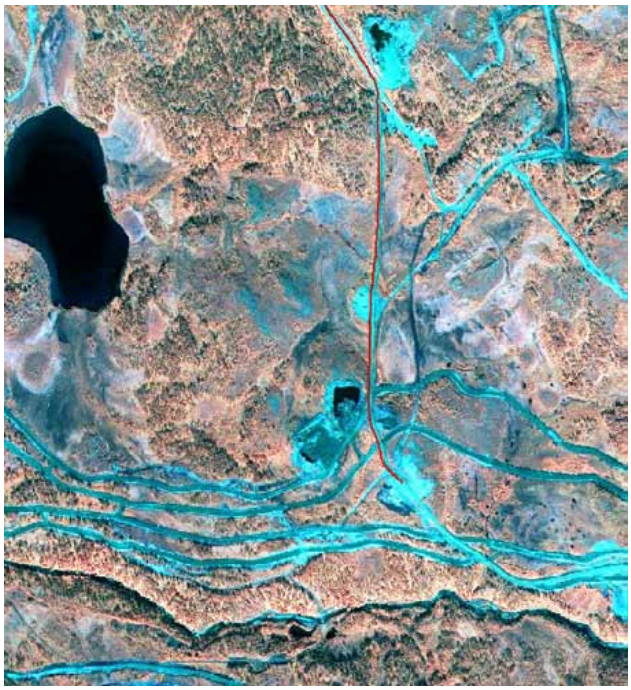
I Blåtind skyte- og øvingsfelt er det registrert til sammen 364 km kjørespor (figur 3.10 – 3.14). Disse er i hovedsak avgrenset til tre delområder: Heia/Finntuva, Akkasætra og Mårfjellskardet. Influenssonen på 50 m dekker ca. 23 km^2 av et totalt areal på 140,9 km^2 (16,5 %), mens influenssonene på 25 og 10 m dekker henholdsvis 14,5 km^2, (10,3%) og 6,9 km^2 (4,9%). Det ble utført i alt 121 feltregistreringer for verifikasjon av bildetolkningen.



***Figur 3.10**. Blåtind skyte- og øvingsfelt – geografisk avgrensing. Kjørespor er markert med svarte linjer, veier med røde stiplete linjer. Kjøring i terrenget er i hovedsak avgrenset til tre delområder: Heia/Finntuva (nederst til høyre), Akkasætra (lengst til venstre) og Mårfjellskardet (øverst), alle markert med stiplete firkanter i figuren.*

Satellittbildene som ble brukt egnet seg godt til å registrere så vel kjørespor som andre slitasjeområder, se for eksempel figur 3.11 som viser fremrykningsaksene ved Akkasæter og Ole-Jansavatnet, der er det bygd parallelle veier for at stridsvogner og panservogner skal kunne foreta parallell framrykning, og spor ved Hilbertsætra (figur 3.12). I Blåtindområdet er det også registrert spor og terrengskader etter skogsdrift (figur 3.13). I figur 3.14 har vi presentert et bilde fra Finntuvaområdet der beltevogner har kjørt opp 5 parallelle spor i en åsrygg. Infrastrukturområder som standplasser, hus etc. (Figur 3.15 – 3.16) er beregnet til ca. 1,3 km^2. Det er 143,3 km med vei i området og dette utgjør et areal på 2,87 km^2.

Det ble utført arealberegninger for de ulike influenssonene i forhold til de vegetasjonstyper som er berørt. Til dette ble vegetasjonskartet fra NORUT, som dekker området, benyttet. Dette er basert på Landsat TM-data (figur 3.17) og resultatene er summert opp i tabell 3.3 med andelene i prosent og i kvadratkilometer av vegetasjonstyper innenfor skyte- og øvingsfeltet, samt andelene av de samme vegetasjonstyper innenfor influensområdene.

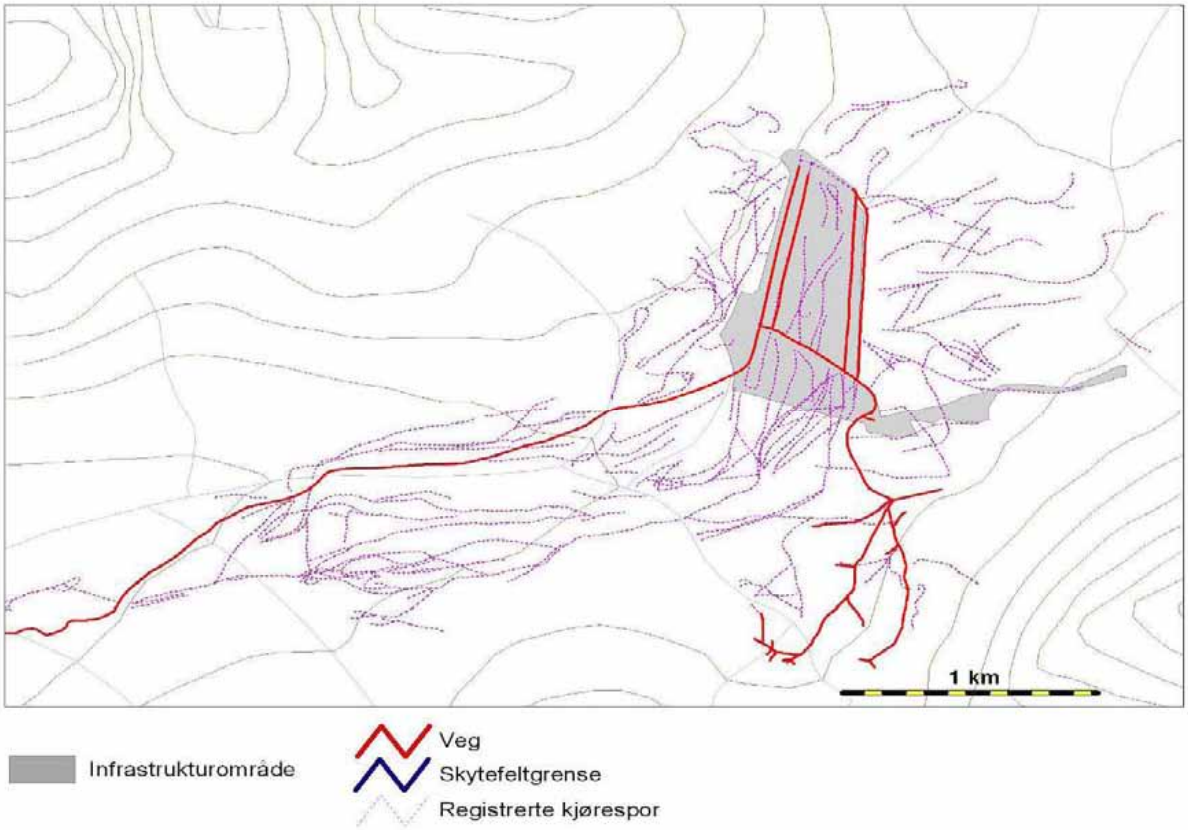


Figur 3.11. *Akkasæter- Ole-Jansavatnet – område med parallelle framrykningsakser/veier. Sentrum i bildet: UTM 409430, 767500. Kilde: Quickbird 1.*

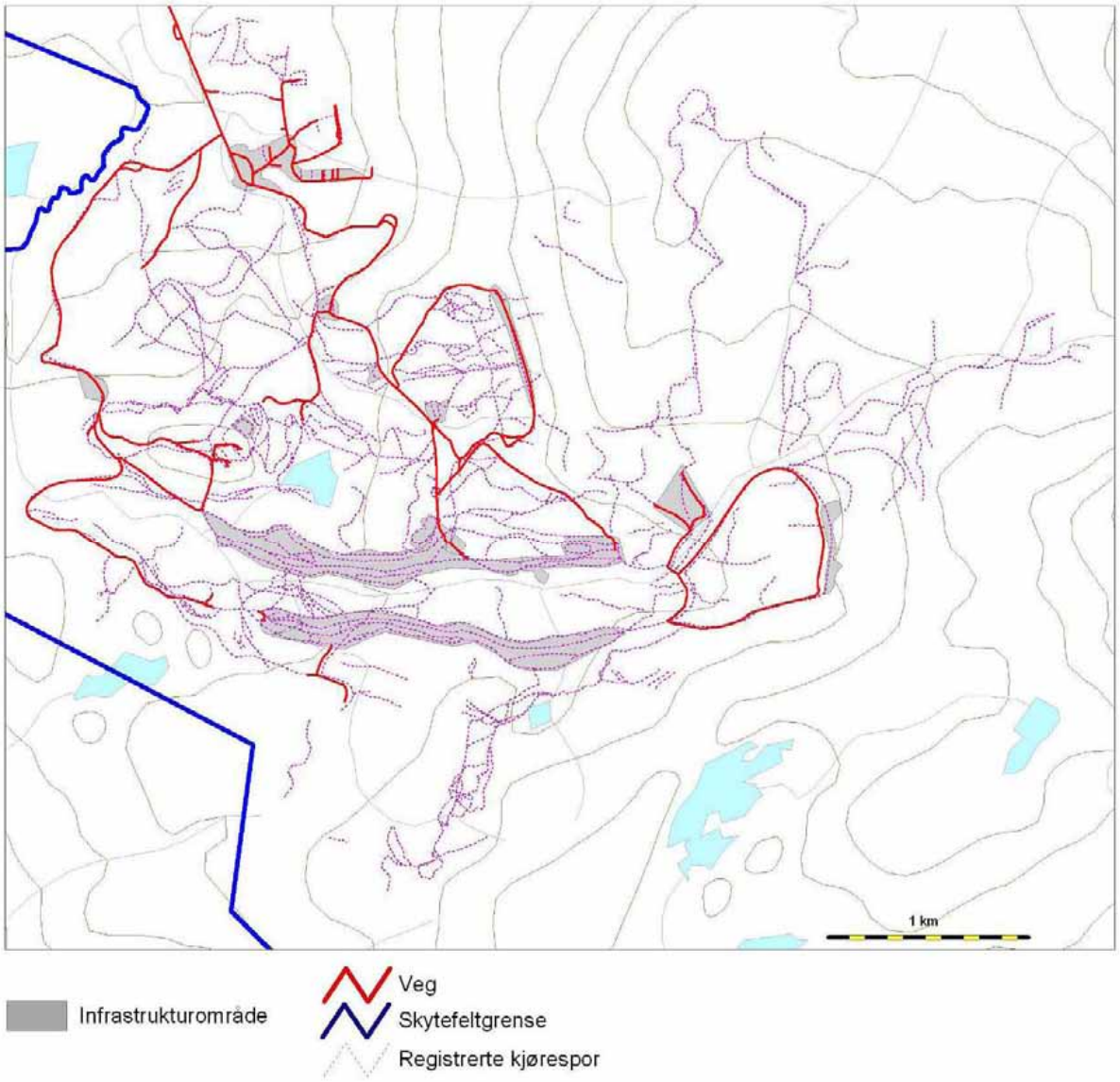
Figur 3.12. *Flere markerte spor nord for Hilbertsætra. Sentrum i bildet: UTM 418610, 7672340. Kilde: Quickbird 1.*

Figur 3.13*. Hogstfelt med mange spor avsatt av hogstmaskin like vest av Heia (E-6) innenfor Blåtind skyte- og øvingsfelt.*

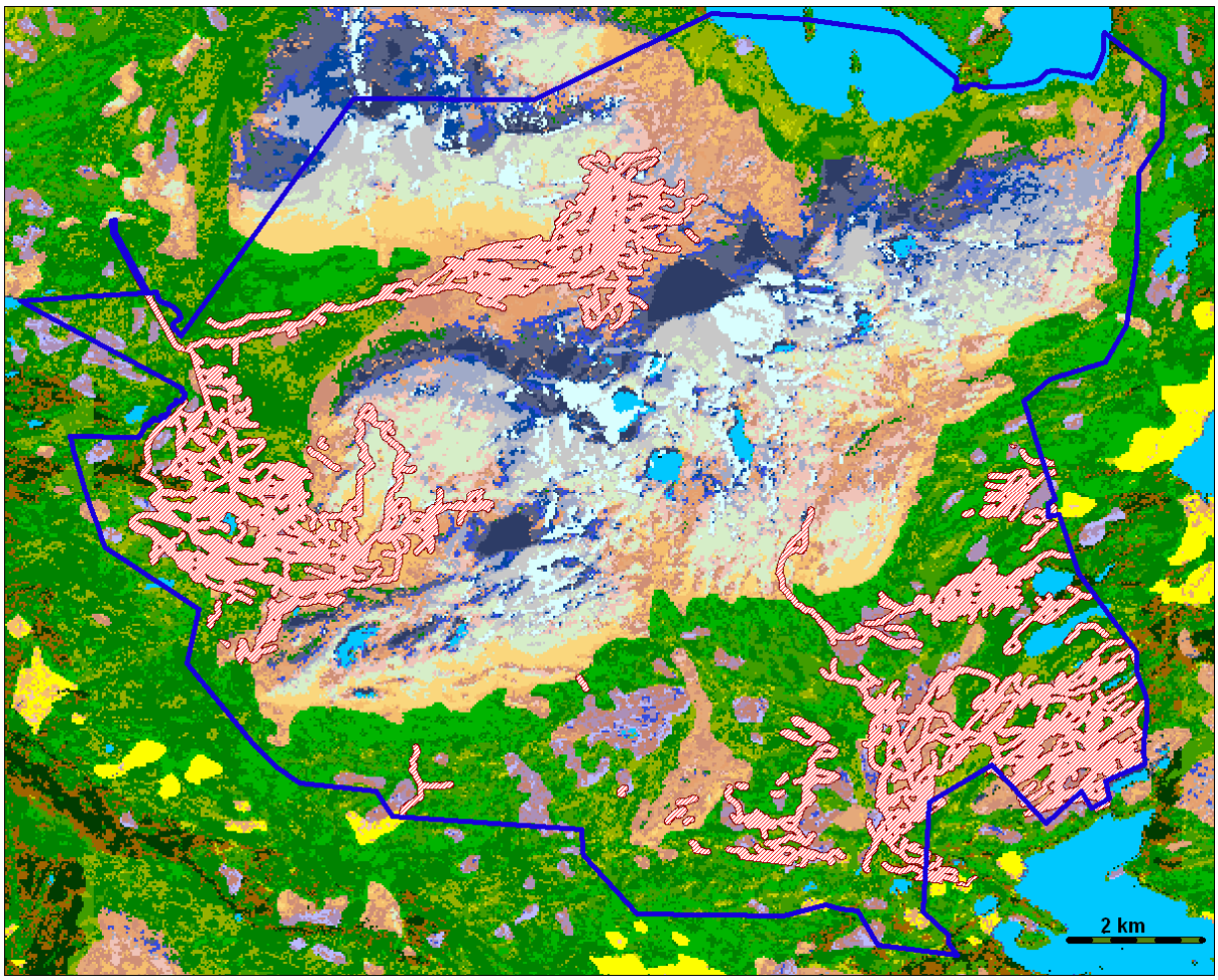
Figur 3.14. *Åsrygg i Finntuva-området der det er kjørt 5 parallelle spor med beltevogner opp og ned en åsrygg. Det er gjort en del skade på vegetasjonen også på siden av kjøresporene, spesielt i områder der beltevognene har snudd. Sporene var fra 2.5-4 m brede, og enkelte steder hadde beltevognene gravd seg ned slik at vegetasjonen ble slitt bort. Vannerosjon har i ettertid utvidet og gravd ut sporene ytterligere. Her trenges det reparasjoner.*



Figur 3.15*. Kjørespor (stiplete fiolette linjer), veier(røde linjer) og infrastruktur i Mårfjellskardet.*



Figur 3.16. *Kjørespor (stiplete fiolette linjer), veier (røde linjer) og infrastruktur i Akkasæter .*



***Figur 3.17**. Influenssoner på 50 m langs med registrerte kjørespor som er overlagt et Landsat TM-basert vegetasjonskart over Blåtind skyte- og øvingsfelt. Arealene er presentert i Tabell 3.3. For forklaring av fargebruken, se figur 3.9.*

Av vegetasjonstyper som er særlig sårbare m.h.t. biologisk mangfold er:

- høgstaudeskog (bjørk/gråor), største influenssone (50 m) utgjør her 4,2 km^2 som er ca. 23 % av totalarealet (17,7 km^2) for denne vegetasjonstypen
- myrtypen ris-/viermyr som med største influenssone (50 m) utgjør 1,1 km^2 som er ca 36 % av totalarealet på 3,0 km^2
- starrmyrer (grasmyrer) som med største influenssone (50 m) utgjør 1,9 km^2 som er ca 33 % av totalarealet på 5,7 km^2

Tilsvarende lå ca 14% av arealet med lågurtskog innenfor denne influenssonen. Også i dette feltet var risheiene mest påvirket (4,6 km^2), men i og med at det arealet av denne typen er stort innenfor Blåtind, så var kun 1/3 (32 %) av totalarealet for denne typen påvirket. 27,8 % av reinrose- og greplyngrabbene samt 11,3 % av alpine engsamfunn lå innenfor den største influenssonen. For de andre vegetasjonstypene var det mindre prosentandeler påvirket (Tabell 3.3).

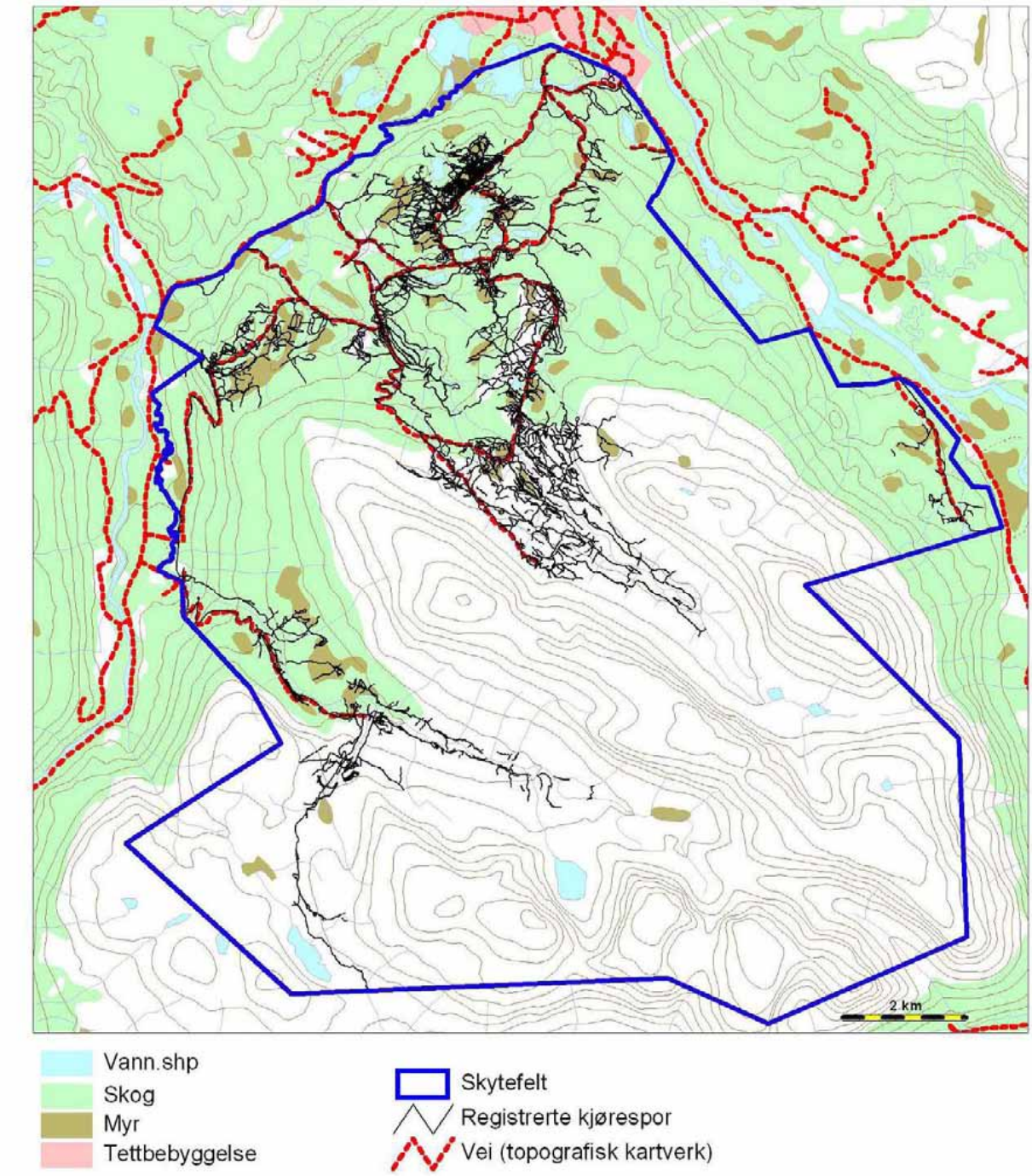
***Tabell 3.3**. Andel av vegetasjonstyper innenfor Blåtind skyte- og øvingsfelt, samt andel av vegetasjonstyper innenfor influensområdene på henholdsvis 10 m, 25 m og 50 m på hver side av kjøresporene.*

		Blåtind totalareal		**Kjørespor/influenssoner**					
				Buffer 10 m		**Buffer 25 m**		**Buffer 50 m**	
Nr	Vegetasjonstyper	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%
1	A2c Furuskog	1,780	1,3	0,061	3,4	0,155	8,7	0,287	16,1
2	A2c Åpen furuskog m/lav	0,047	0,0	0,002	3,8	0,004	7,7	0,007	15,4
3	A2c Blandingsskog	2,356	1,7	0,168	7,1	0,383	16,2	0,603	25,6
4	A1b Lavbjørkeskog	0,017	0,0	0,004	21,1	0,005	26,3	0,005	31,6
5	A4c Bjørkeskog – krekling type	1,249	0,9	0,156	12,5	0,333	26,7	0,483	38,7
6	A4a Bjørkeskog – blåbær type	2,281	1,6	0,058	2,5	0,120	5,2	0,227	9,9
7	A5c Småbregnebjørkeskog	10,734	7,6	0,563	5,2	1,200	11,2	2,068	19,3
8	C2aHøgstaudeskog (bjørk/gråor)	17,699	12,6	1,219	6,9	2,479	14,0	4,165	23,5
9	C2c Lågurtskog (bjørk/silkeselje)	9,518	6,8	0,358	3,8	0,783	8,2	1,366	14,4
10	K2a Ris-/tuemyr	0,530	0,4	0,070	13,2	0,150	28,4	0,210	39,6
11	L2 /L4 Starrmyrer (grasmyrer)	5,701	4,0	0,613	10,8	1,265	22,2	1,864	32,7
12	L1 Ris-/viermyrer	2,999	2,1	0,328	10,9	0,695	23,2	1,085	36,2
13	Blautmyrer	0,479	0,3	0,057	11,8	0,095	19,9	0,167	34,8
14	Sump/våtmark	0,056	0,0	0,005	8,1	0,010	17,7	0,019	33,9
15	R1a Eksponerte rabbesamfunn	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
16	R1a/R3c Reinrose-/greplynghei	3,689	2,6	0,321	8,7	0,666	18,1	1,026	27,8
17	R2b Lavheier	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
18	S3 Lyngheier	1,608	1,1	0,149	9,3	0,331	20,6	0,503	31,3
19	S2a Risheier	14,451	10,3	1,420	9,8	3,002	20,8	4,627	32,0
20	R5 Grasheier	5,350	3,8	0,332	6,2	0,683	12,8	1,010	18,9
21	S6-S7 Alpine engsamfunn	11,462	8,1	0,375	3,3	0,790	6,9	1,290	11,3
22	T1-T3 Moderate snøleier	6,423	4,6	0,212	3,3	0,487	7,6	0,789	12,3
23	T4 Snøleier	3,076	2,2	0,077	2,5	0,173	5,6	0,253	8,2
24	T5 Mellomalpine snøleier	7,333	5,2	0,168	2,3	0,393	5,4	0,608	8,3
25	R6 Mellomalpine rabber, blokkmark	6,430	4,6	0,033	0,5	0,077	1,2	0,128	2,0
26	Snø/isbreer	18,319	13,0	0,093	0,5	0,199	1,1	0,416	2,3
27	Vann	4,344	3,1	0,001	0,0	0,005	0,1	0,016	0,4
28	Impediment	3,008	2,1	0,002	0,1	0,009	0,3	0,024	0,8
		140,939	100,0	6,852	4,9	14,504	10,3	23,273	16,5

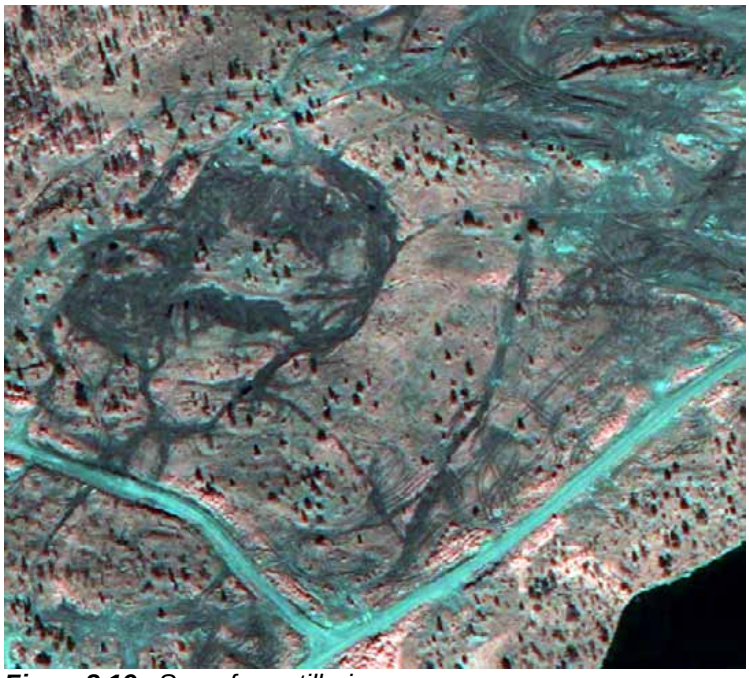
3.3.3 Setermoen skyte- og øvingsfelt

I Setermoen skyte- og øvingsfelt er det registrert 500 km med kjørespor (figur 3.18 – 3.20). Influenssonen på 50 m langs med kjøresporene dekker 23,9 km^2 av et totalt areal på 152,3 km^2 (15,7 %), mens influenssonene på 25 og 10 m dekker henholdsvis 15,3 km^2 (10,1 %) og 7,8 km^2 (5,1 %). Det ble utført i alt 24 feltregistreringer for verifikasjon av bildetolkningen. I tillegg kommer de detaljerte vegetasjonsanalyser og registreringer utført i kapittel 2.

Infrastrukturområder som standplasser, hus etc. (Figur 3.21) er beregnet til ca. 0,75 km^2. Det er 73,4 km med vei i området og dette utgjør et areal på 1,46 km^2.

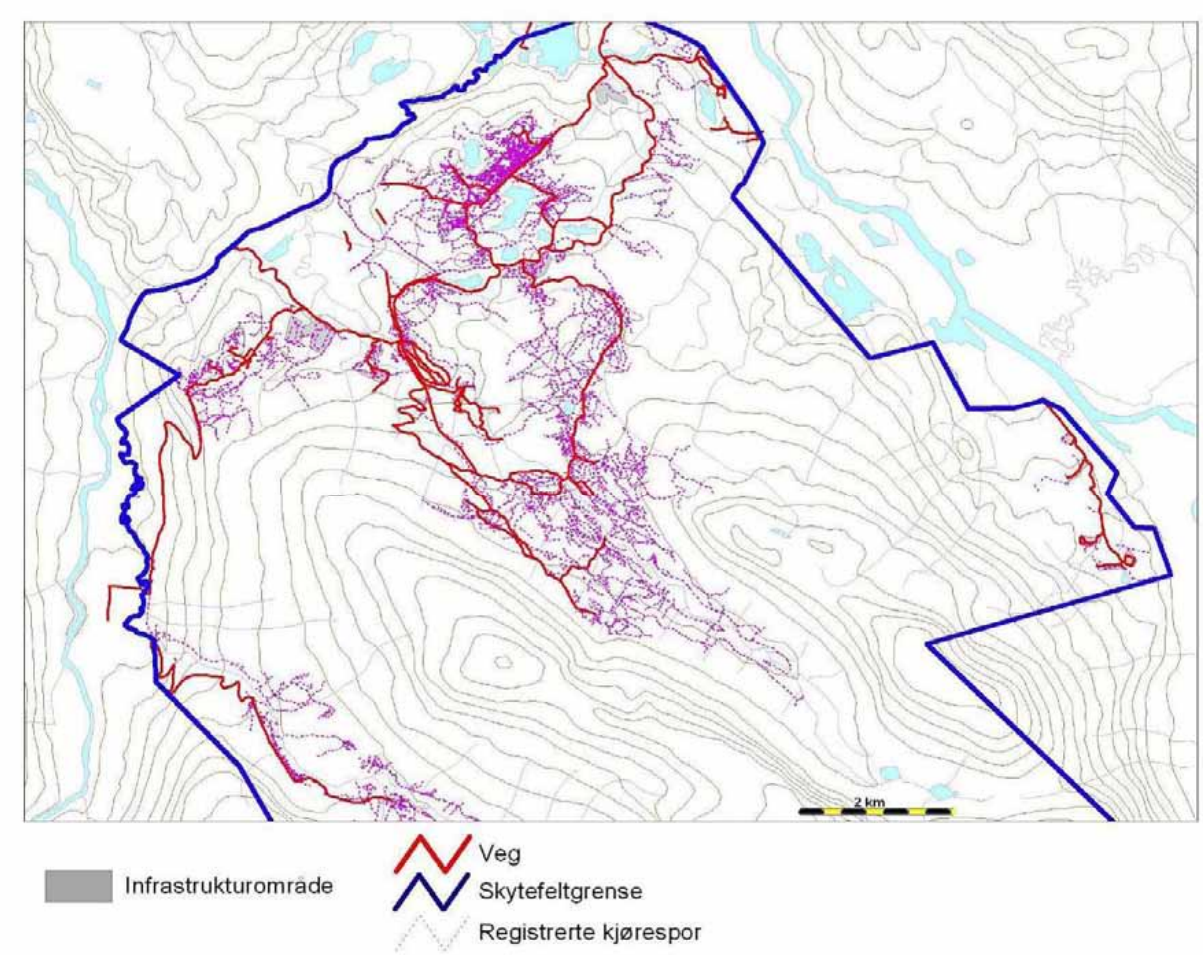


Figur 3.18. *Setermoen skyte- og øvingsfelt. Kjørespor er markert med svarte linjer.*



Figur 3.19. *Spor fra artilleri- og panservogner på Varden innenfor Setermoen skyte- og øvingsfelt. Kilde: Quickbird 1. Bildet i Figur 3.21 er tatt 25 m nordover fra veikrysset på satellittbildet. Kilde: Quickbird 1.*

Figur 3.20*. Store kjøreskader i Vardenområdet innenfor Setermoen skyte- og øvingsfelt. Bildet er tatt samme sted som satellittbildet (like ved veikrysset i Figur 3.20). Myrene og den åpne furuskogen i området er for det meste helt oppkjørt.*



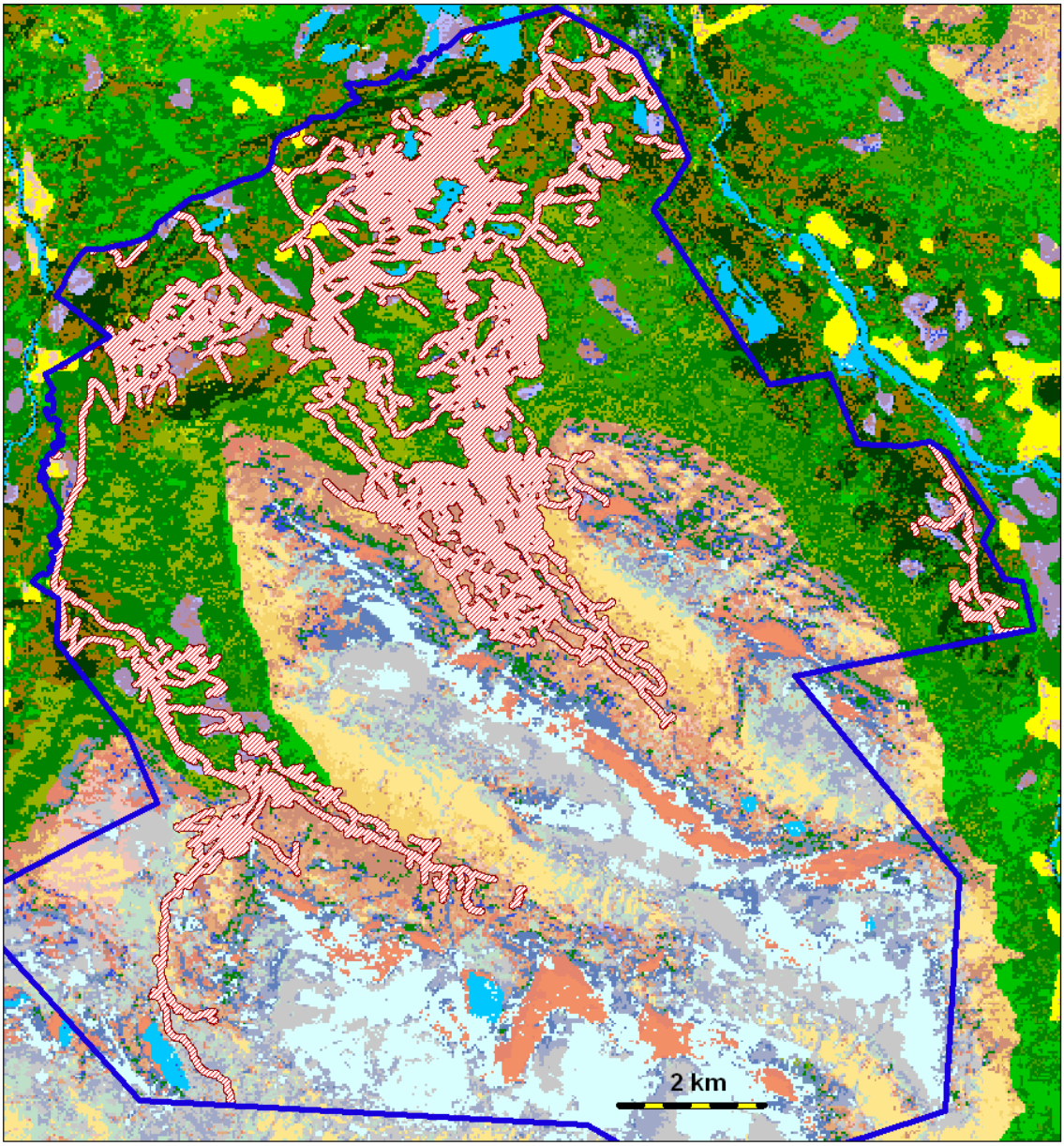
***Figur 3.21**. Kart som viser infrastruktur inntegnet over Setermoen skyte- og øvingsfelt. Arealet av de ulike anlegg i Setermoen utgjør ca. 0,75* km^2*.*

Det ble også utført arealberegninger for alle influenssonene i forhold til de vegetasjonstyper som er berørt. Det finnes to vegetasjonskart over området, et produsert av NIJOS i målestokk 1:50 000 (Bjørklund & Rekdal 1991), og et produsert av NORUT basert på Landsat TM-satellittdata (samme som er brukt for de øvrige store skyte- og øvingsfeltene). Det er valgt å bruke det Landsat-baserte vegetasjonskartet (figur 3.22) i analysene fordi dette kartmateriale dekker alle de tre store områdene og det ses som en fordel at beregningene er gjort med likest mulig utgangspunkt. Resultatene er summert opp i tabell 3.4 med andelene i prosent og i kvadratkilometer av vegetasjonstyper innenfor skyte- og øvingsfeltet, samt andelene av de samme vegetasjonstyper innenfor influensområdene.

Av vegetasjonstyper som er særlig sårbare m.h.t. biologisk mangfold er:

- høgstaudeskog (bjørk/gråor) som med største influenssone (50 m) utgjør 5,8 km^2 som er ca. 25 % av totalarealet (23,3 km^2) for denne vegetasjonstypen
- myrtypen ris-/viermyr som med største influenssone (50 m) utgjør 1,1 km^2 som er ca 40 % av totalarealet på 2,8 km^2
- starrmyrer (grasmyrer) som med største influenssone (50 m) utgjør 1,2 km^2, som er ca. 37 % av totalarealet på 3,2 km^2

Tilsvarende lå 9,5% (0,4 km^2) av lågurtskogen innenfor denne største influenssonen. Åpne furuskoger og lavbjørkeskoger utgjorde mindre arealer med henholdsvis 74 og 95% av totalarealene for disse typene påvirket. Kun 8 % av reinrose- og greplyngrabbene og 15,5 % av alpine engsamfunn lå innenfor influenssonen, mens den fjellvegetasjonstypen som var mest påvirket var risheiene hvor 2 km^2 eller 40,6% lå innenfor (Tabell 3.4).



Figur 3.22. *Influenssoner på 50 m langs med kjøresporene som er overlagt et Landsat TM basert vegetasjonskart over Setermoen skyte- og øvingsfelt. Arealene for disse sonene er presentert i Tabell 3.4. For forklaring på fargebruken, se figur 3.9.*

Tabell 3.4. *Andel av vegetasjonstyper innenfor Setermoen skyte- og øvingsfelt, samt andel av vegetasjonstyper innenfor influensområdene på henholdsvis 10 m, 25 m og 50 m på hver side av kjørespor-rene.*

		Setermoen totalareal		**Kjørespor/influenssoner**					
				Buffer 10 m		**Buffer 25 m**		**Buffer 50 m**	
Nr	**Vegetasjonstyper**	**km^2**	**%**	**km^2**	**%**	**km^2**	**%**	**km^2**	**%**
1	A2c Furuskog	3,498	2,3	0,159	4,6	0,332	9,5	0,607	17,3
2	A2c Åpen furuskog m/lav	0,480	0,3	0,202	42,0	0,307	64,0	0,356	74,3
3	A2c Blandingsskog	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
4	A1b Lavbjørkeskog	0,082	0,1	0,069	84,6	0,075	91,2	0,077	94,5
5	A4c Bjørkeskog – krekling type	1,643	1,1	0,539	32,8	0,863	52,5	1,070	65,1
6	A4a Bjørkeskog – blåbær type	2,201	1,4	0,284	12,9	0,519	23,6	0,731	33,2
7	A5c Småbregnebjørkeskog	22,932	15,1	1,526	6,7	3,128	13,6	5,217	22,8
8	C2a Høgstaudeskog (bjørk/gråor)	23,342	15,3	1,656	7,1	3,505	15,0	5,767	24,7
9	C2c Lågurtskog (bjørk/silkeselje)	4,572	3,0	0,109	2,4	0,233	5,1	0,434	9,5
10	K2a Ris-/tuemyr	0,704	0,5	0,224	31,8	0,371	52,7	0,471	66,9
11	L2 /L4 Starrmyrer (grasmyrer)	3,205	2,1	0,474	14,8	0,866	27,0	1,190	37,1
12	L1 Ris-/viermyrer	2,785	1,8	0,364	13,1	0,711	25,5	1,111	39,9
13	Blautmyrer	0,290	0,2	0,041	14,3	0,072	24,8	0,113	39,1
14	Sump/våtmark	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
15	R1a Eksponerte rabbesamfunn	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
16	R1a/R3c Reinrose-/greplyngheier	2,585	1,7	0,071	2,8	0,134	5,2	0,208	8,0
17	R2b Lavheier	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0	0,000	0,0
18	S3 Lyngheier	2,098	1,4	0,171	8,2	0,365	17,4	0,578	27,5
19	S2a Risheier	5,045	3,3	0,713	14,1	1,417	28,1	2,049	40,6
20	R5 Grasheier	3,167	2,1	0,233	7,4	0,391	12,3	0,611	19,3
21	S6-S7 Alpine engsamfunn	11,741	7,7	0,611	5,2	1,229	10,5	1,814	15,5
22	T1-T3 Moderate snøleier	2,522	1,7	0,008	0,3	0,019	0,7	0,041	1,6
23	T4 Snøleier	20,837	13,7	0,173	0,8	0,359	1,7	0,627	3,0
24	T5 Mellomalpine snøleier	4,899	3,2	0,064	1,3	0,113	2,3	0,239	4,9
25	R6 Mellomalpine rabber, blokkmark	7,315	4,8	0,050	0,7	0,097	1,3	0,176	2,4
26	Snø/isbreer	22,219	14,6	0,082	0,4	0,187	0,8	0,345	1,6
27	Vann	1,163	0,8	0,006	0,5	0,016	1,4	0,060	5,2
28	Impediment	2,966	1,9	0,000	0,0	0,001	0,0	0,004	0,1
	Totalt	152,315	100,	7,836	5,1	15,324	10,1	23,909	15,7

3.4 Skader og influensområder for hovedskytefeltene totalt

For å beregne de samlete påvirkninger som barmarkskjøring og andre inngrep har påført naturen i hovedskytefeltene er arealtallene for influensområdene for alle skyte- og øvingsfeltene slått sammen, og presentert i Tabell 3.5. Lengden av kjøresporene innenfor hovedskytefeltene er beregnet til litt i overkant av 1000 km. Innen hovedskytefeltene tilsier dette at et område på nær 56 km^2 av totalt areal på 333,6 km^2 ligger innenfor 50 m influenssonen (ca 17 %), drøyt 10 % innenfor 25 m og drøyt 5 % innenfor 10 m influenssone. Når det gjelder arealet av infrastruktur (veier, standplasser etc.) innenfor de store skytefeltene så har vi oppsummert dette i tabell 3.6. Den totale veilengde er på ca. 295 km (tabell 3.6). Brukes det en gjennomsnittlig bredde på 20 m for disse veiene så blir dette et areal på 5,9 km^2, mens fysisk infrastruktur på standplasser og skytebaner beregnet ut fra satellittbilder utgjør ca. 2,5 km^2. I Tabell 3.5 presenteres også den totale vegetasjonsfordelingen i hovedskytefeltene. Skog utgjør ca. 34 % av totalarealet innenfor skyte- og øvingsfeltene. Her kan man legge merke til at de rikere skogtyper av lågurt- og høgstaudetypen utgjør vel halvparten av skogarealet.

***Tabell 3.5**. Andel av vegetasjonstyper innenfor hovedskytefeltene i Troms (Mauken, Blåtind og Setermoen), samt andel av vegetasjonstyper innenfor influensområdene på henholdsvis 10 m, 25 m og 50 m på hver side av kjøresporene.*

		Skyte- og øvingsfelt totalareal		Kjørespor/influenssoner					
				Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Nr	Vegetasjonstyper	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%
1	A2c Furuskog	5,7	1,7	0,3	5,3	0,5	8,8	1,0	17,5
2	A2c Åpen furuskog m/lav	0,6	0,2	0,2	33,3	0,3	50,0	0,4	66,7
3	A2c Blandingsskog	3,5	1,0	0,3	8,6	0,6	17,1	0,9	25,7
4	A1b Lavbjørkeskog	0,2	0,1	0,1	50,0	0,1	50,0	0,1	50,0
5	A4c Bjørkeskog – krekling type	4,3	1,3	0,9	20,9	1,6	37,2	2,2	51,2
6	A4a Bjørkeskog – blåbær type	4,8	1,4	0,4	8,3	0,6	12,5	0,9	18,8
7	A5c Småbregnebjørkeskog	36,2	10,9	2,3	6,4	4,7	13,0	8	22,1
8	C2a Høgstaudeskog (bjørk/gråor)	42,9	12,9	3,1	7,2	6,3	14,7	10,6	24,7
9	C2c Lågurtskog (bjørk/silkeselje)	14,2	4,3	0,5	3,5	1	7,0	1,8	12,7
10	K2a Ris-/tuemyr	1,2	0,4	0,3	25,0	0,6	50,0	0,7	58,3
11	L2 /L4 Starrmyrer (grasmyrer)	9,8	2,9	1,2	12,2	2,4	24,5	3,4	34,7
12	L1 Ris-/viermyrer	6,1	1,8	0,8	13,1	1,5	24,6	2,4	39,3
13	Blautmyrer	0,8	0,2	0,1	12,5	0,2	25,0	0,3	37,5
14	Sump/våtmark	0,1	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
15	R1a Eksponerte rabbesamfunn	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
16	R1a/R3c Reinrose-/greplyngheier	8,2	2,5	0,6	7,3	1,2	14,6	1,7	20,7
17	R2b Lavheier	0	0,0	0	0,0	0	0,0	0	0,0
18	S3 Lyngheier	5,7	1,7	0,5	8,8	1,1	19,3	1,7	29,8
19	S2a Risheier	31,3	9,4	3	9,6	6,4	20,4	9,8	31,3
20	R5 Grasheier	13	3,9	0,7	5,4	1,5	11,5	2,2	16,9
21	S6-S7 Alpine engsamfunn	25,3	7,6	1,1	4,3	2,2	8,7	3,5	13,8
22	T1-T3 Moderate snøleier	10,1	3,0	0,2	2,0	0,6	5,9	0,9	8,9
23	T4 Snøleier	24,7	7,4	0,4	1,6	0,7	2,8	1,1	4,5
24	T5 Mellomalpine snøleier	13,9	4,2	0,4	2,9	0,6	4,3	1	7,2
25	R6 Mellomalpine rabber, blokkmark	14,5	4,3	0,1	0,7	0,2	1,4	0,3	2,1
26	Snø/isbreer	44,5	13,3	0,2	0,4	0,4	0,9	0,8	1,8
27	Vann	5,7	1,7	0	0,0	0	0,0	0,1	1,8
28	Impediment	6,3	1,9	0	0,0	0	0,0	0,1	1,6
	Totalt	334,0	100,0	17,7	5,3	35,3	10,6	55,9	16,8

Myrarealet er beregnet til ca. 5% og her utgjør de starrdominerte myrene størsteparten. Arealet av fjellheier, rabbevegetasjon, engvegetasjon på fjellet og snøleievegetasjon er beregnet til 44 %. Sårbare vegetasjonstyper som ris-/tuemyrer, starrmyrer og ris-/viermyrer, samt den åpne lavfuruskogen var mest påvirket av Forsvarets virksomhet. 58 % av ris-tuemyrene og nær 36 % av starrmyrene ligger innenfor influenssonen på 50 m. Her var det Mauken som var mest påvirket, mens Blåtind hadde store myrarealer som ikke var skadet eller påvirket. Skogtypene med lav (lavfuruskog og lavbjørke-

skog) utgjør små arealer innenfor skyte- og øvingsfeltene. Det prosentvise skadete areal innenfor disse typene er imidlertid stort (85% innenfor buffersone på 10 m for lavbjørkeskog). På den annen side er dette artsfattige typer som ikke er vurdert å ha spesielt høy verdi for biologisk mangfold. Når det gjelder vegetasjonstyper til fjells så var drøyt 20 % av reinrose- og greplyngrabbene, samt drøyt 31 % av risheiene påvirket, målt ut fra influenssonen på 50 m. Alpine engsamfunn var mindre influert (3,5 km^2 som tilsvarer nær 14 % av totalarealet) av terrengkjøring og andre inngrep. I Tabell 3.7 er influenssonene relatert til overordnede naturtyper/vegetasjonstyper som skog, myr og bart berg sammenfattet.

***Tabell 3.6**. Arealfordeling av infrastruktur som veier, skytebaner, standplasser etc. innenfor hovedskytefeltene.*

Skytefelt	**Totalt areal i km^2**	**Lengde av veisystem i km**	**Areal av veier i km^2**	**Areal av annen infrastruktur i km^2**	**Totalareal av infrastruktur i km^2**
Mauken	40,78	77,9	1,56	0,40	1,96
Blåtind	140,94	143,3	2,87	1,30	4,16
Setermoen	152,32	73,4	1,46	0,75	2,22
Totalt	**334,04**	**294,6**	**5,89**	**2,45**	**8,34**

***Tabell 3.7**. Andel av overordnete naturtyper innenfor hovedskytefeltene i Troms (Mauken, Blåtind og Setermoen), samt andel av overordnete naturtyper innenfor influensområdene på henholdsvis 10 m, 25 m og 50 m på hver side av kjøresporene.*

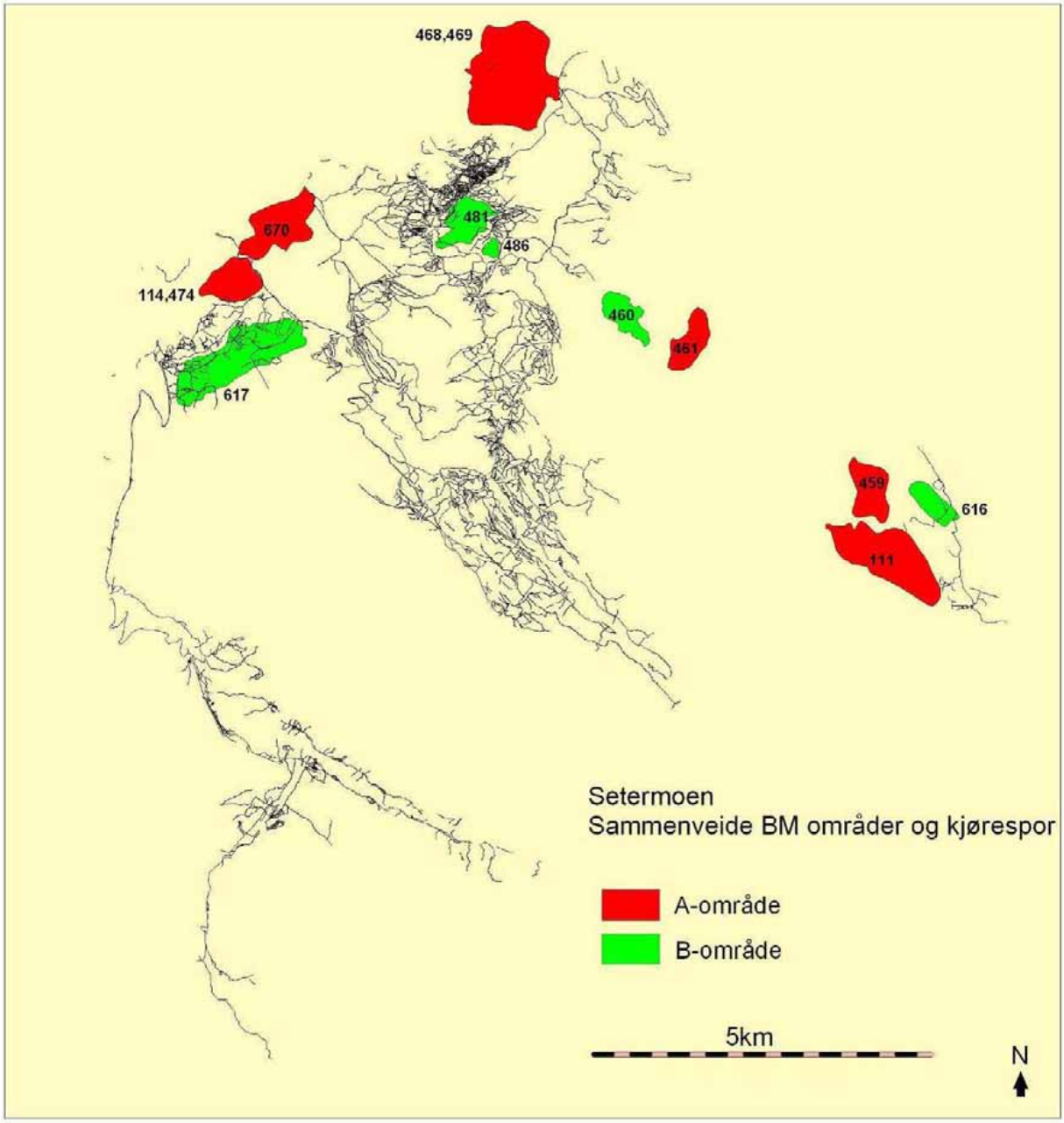
	Setermoen		Kjørespor/influenssoner					
	totalareal		Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Naturtyper	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
Skog	58,7	38,6	4,6	7,8	8,9	15,2	14,3	24,4
Myr	7,0	4,6	1,1	15,7	2,1	30,0	2,9	41,4
Fjell	60,1	39,6	2,2	3,7	4,1	6,8	6,2	10,3
Snø,is,berg	22,2	14,6	0,1	0,4	0,2	0,8	0,3	1,6
Vatn	1,2	0,8	0,0	0,5	0,0	1,4	0,1	5,2
Berg	3,0	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Total	152,3	100,0	7,8	5,1	15,3	10,1	23,9	15,7
	Blåtind		Kjørespor/influenssoner					
	totalareal		Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Naturtyper	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
Skog	45,6	32,5	2,8	6,1	5,5	12,1	9,3	20,4
Myr	9,8	6,8	1,1	11,2	2,3	23,5	3,4	34,7
Fjell	59,8	42,5	3,0	5,0	6,7	11,2	10,2	17,1
Snø,is,berg	18,3	13,0	0,1	0,5	0,2	1,1	0,4	2,3
Vatn	4,3	3,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,4
Berg	3,0	2,1	0,0	0,1	0,0	0,3	0,0	0,8
Total	140,9	100	6,9	4,9	14,5	10,3	23,3	16,5
	Mauken		Kjørespor/influenssoner					
	totalareal		Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Naturtyper	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
Skog	8,1	19,9	0,7	8,6	1,3	16,0	2,3	28,4
Myr	1,2	3,2	0,2	16,7	0,3	25,0	0,5	41,7
Fjell	26,8	66,1	1,8	6,7	3,7	13,8	5,8	21,6
Snø,is,berg	4,0	9,8	0,0	0,4	0,0	0,9	0,1	1,6
Vatn	0,2	0,4	0,0	0,5	0,0	1,5	0,0	2,5
Berg	0,3	0,7	0,0	4,1	0,0	6,6	0,1	18,1
Total	40,8	100	2,6	6,4	5,5	13,4	8,9	21,8
	Skytefeltene totalt		Kjørespor/influenssoner					
	totalareal		Buffer 10 m		Buffer 25 m		Buffer 50 m	
Naturtyper	km2	%	km2	%	km2	%	km2	%
Skog	112,4	33,7	8,1	7,2	15,7	14,0	25,9	23,0
Myr	18,0	5,4	2,4	13,3	4,7	26,1	6,8	37,8
Fjell	146,7	41,5	7,0	4,8	14,5	9,9	22,2	15,1
Snø,is,berg	44,5	13,3	0,2	0,4	0,4	0,9	0,8	1,8
Vatn	5,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,8
Berg	6,3	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,6
Total	333,6	100,0	17,7	5,3	35,3	10,6	55,7	16,7

3.4.1 Terrengskader i områder spesielt viktige for biologisk mangfold

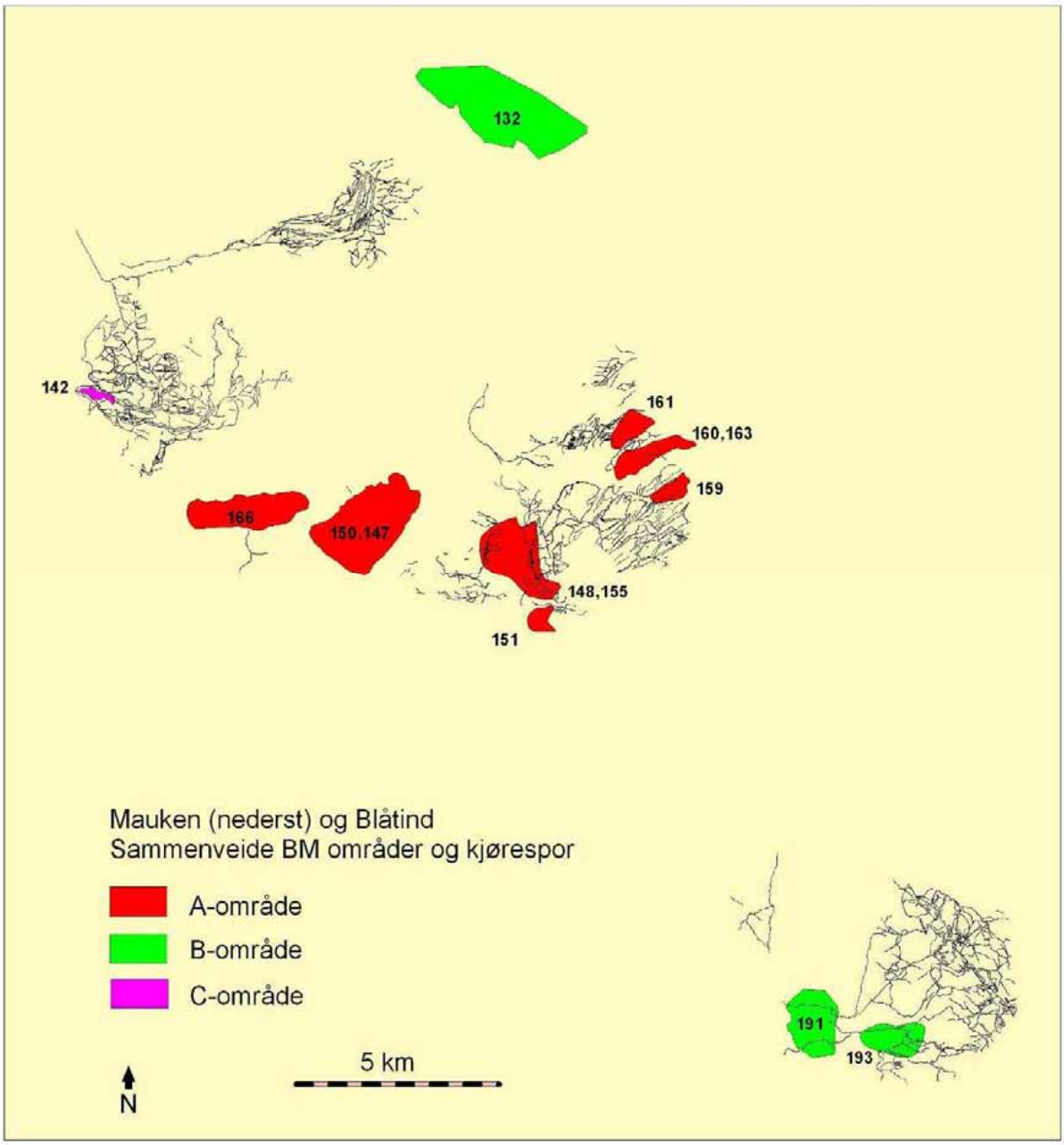
De sammenveide B-områdene, innenfor Setermoen hadde størst frekvens av kjørespor (Tabell 3.8) med en beregnet lengde på nær 19 kilometer (92 piksler per daa) mens de sammenveide A-områdene i Mauken-Blåtind hadde ca 21 km med kjørespor, noe som utgjør en frekvens på 33 piksler/daa. I Tabell 3.8 presenteres frekvensen av kjørespor relatert til BM-områder totalt, og man kan se her at totalfrekvensen for mengde kjørespor i skyte- og øvingsfeltene var 22 piksler/daa av totalarealet innenfor BM-områdene, eller 2,2 % av totalarealet av disse. Frekvensen av kjørespor er beregnet som % kjøresporpiksler i forhold til totalt antall piksler i registrerte og sammenveide BM-områder (Tabell 3.8 og Tabell 3.9). Det er bare områder som er berørt av kjørespor som er presentert i tabellene 3.8 - 3.10. Det er imidlertid stor variabilitet m.h.t. kjørespor fra område til område som tallene i Tabell 3.9 og Tabell 3.10 viser, og dette gjelder også innenfor de sammenveide B-områdene i Setermoen (Tabell 3.9). Minst kjørespor var det i A-områdene (Tabell 3.9) i Setermoen (0 til 1,3 % av totalarealet), mens B-området på Eldhusmyran (Tabell 3.9) var mer preget av kjørespor (13,8 % av totalarealet). Kart over kjørespor relatert til de sammenveide BM-områdene i Setermoen, Blåtind og Mauken skyte- og øvingsfelter er presentert i Figur 3.23 og Figur 3.24. I Blåtind skyte- og øvingsfelt var Skardelva- Stormyra (A-område) mest påvirket, mens Melkelvvatnan (B-område) var mest påvirket i Mauken skyte- og øvingsfelt. Tilsvarende skadebilde er også beregnet for naturtyper registrert etter DN-håndbok 13 i feltene (Tabell 3.10).

***Tabell 3.8**. Frekvens av kjørespor relatert til BM-områder i skyte- og øvingsfeltene. Områdene er kategorisert etter verdi A, B og C. Antall lengdemeter med kjørespor er ca 10 pr. piksel.*

Område	Totalt areal i daa	Mengde spor (antall piksler 10 x 10 m)	% spor (piksel-areal) av totalareal
Mauken- Blåtind A	9865	2121	3,3
Mauken-Blåtind B	7430	1060	1,4
Mauken-Blåtind C	150	65	4,3
Setermoen A	4410	86	0,2
Setermoen B	2028	1874	9,2
Totalt	**23884**	**5206**	**2,2**



***Figur 3.23**. Sammenveide BM-områder relatert til kjørespor (svarte linjer) i Setermoen skyte- og øvingsfelt. Numrene på de ulike BM-områder relaterer seg til lokalitetsnumre i tabell 3.9 og 3.10. For mer informasjon om de ulike sammenveide områdene (BM-områder) se BM-rapport nr 11- 2002 (Forsvarsbygg 2003a).*



***Figur 3.24**. Sammenveide BM-områder relatert til kjørespor (svarte linjer) i Mauken og Blåtind skyte- og øvingsfelter. Numrene på de ulike BM-områder relaterer seg til lokalitetsnumre i tabell 3.9 og 3.10. For mer informasjon om de ulike sammenveide områdene (BM-områder) se Forsvarsbygg (2003b, 2005b).*

Tabell 3.9. *Frekvens av kjørespor relatert til BM-områder i Mauken, Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelter. BM-områdene er sammenveide områder (naturtyper, vilt, ferskvann og rødlistearter etter DN-håndbøkene nr 11, 13, 15, og nasjonal rødliste). Antall lengdemeter med kjørespor er ca 10 pr. piksel.*

Skyte- og øvings-felt	Lokalitets-nr.	Område	Verdi	Areal i daa	Mengde spor (an-tall piksler 10 x 10 m)	% spor (piksel-areal) av total-areal
Blåtind	192410148-155	148-155 Skardelva - Stormyra	A	2214	1617	7,3
Blåtind	192410151	151Skjeftvatnet	A	309	10	0,3
Blåtind	193310159	159 Kvilarvatnet	A	384	252	6,6
Blåtind	193310160-163	160-163 Langvatnet	A	823	95	1,2
Blåtind	193310161	161 Rundvatnet	A	547	129	2,4
Mauken	192410193	193 Melkelvvatnan	B	975	650	6,7
Blåtind	192410147-150	147-150 Stormyra - Langvatn	A	3587	18	0,1
Blåtind	192410166	166 Sløyklia	A	2001	0	0,0
Blåtind	193310132	132 Ytre Fiskelausvatn	B	4839	0	0,0
Mauken	192410191	191 Skardvatnan	B	1616	410	2,5
Blåtind	192410142	142 Storstokkjærran	C	150	65	4,3
Setermoen	192210460	460 Bostadmyran	B	278	0	0,0
Setermoen	192210111	111 Karlstadskogen	A	1032	0	0,0
Setermoen	192210459	459 Trolldalsbekken	A	392	0	0,0
Setermoen	192210616	616 Furuhaugmyran	B	232	104	4,5
Setermoen	192210670	670 Gammelolatjønna	A	636	8	0,1
Setermoen	192210486	486 Mellomvatnet	B	51	7	1,4
Setermoen	192210481	481 Langsvingvatnet	B	368	250	6,8
Setermoen	192210468-469	468-469 Toftakervatnet	A	1629	24	0,1
Setermoen	192210114-474	114, 474 Eldhushaugen	A	402	54	1,3
Setermoen	192210617	617 Eldhusmyran	B	1099	1513	13,8
Setermoen	192210461	461Sæterbekken	A	319	0	0,0
		Totalt		**23884**	**5206**	**2,2**

***Tabell 3.10**. Frekvens av kjørespor relatert til naturtypelokaliteter identifisert etter DN-håndbok 13 i Mauken, Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelter. % spor regnet ut som for tabell 3.8 og 3.9.*

Naturtype Kategori	Naturty-pe	BM-kategori	Lokalitets-nr.	Område	% spor av total-areal
Mauken					
E10 Naturlig fisketomme innsjøer og tjern	Ferskvann	C	192410201	201 Melkelv-vatnan	1,4
A05 Rikmyr	Myr	B	192410193	193 Melkelv-vatnan	19,6
H01 Andre viktige forekomster	Ferskvann	B	192410192	192 Melkelv-vatnan	1,0
C01 Kalkrike områder i fjellet	Fjell	A	192410202	202 Kalvhauet	0,9
Blåtind					
E03 Kroksjøer, flomdammer, me-andrer	Ferskvann	A	192410148	148 Skardelva/ Stormyra	2,0
F04 Bjørkeskog med høgstauder	Skog	C	193310170	170 Seteråsen	2,8
H01 Andre viktige forekomster	Ferskvann	A	192410151	151 Skjeft-vatnet	0,4
A05 Rikmyr	Myr	C	192410158	158 Finntuva	3,5
A01 Intakt lavlandsmyr	Myr	A	192410155	155 Stormyra	1,5
C01 Kalkrike områder i fjellet	Fjell	B	192410137	137 Sollitinden	0,5
F07 Gammel løvskog	Skog	B	193310163	163 Lang-vatnet	0,3
F06 Rikere sumpskog	Skog	C	193310169	169 Bergelva	1,9
F05 Gråor-heggeskog	Skog	C	192410134	134 Skardelva	0,4
Setermoen					
F05 Gråor-heggeskog	Skog	A	192210479	479 Langvatn	24,0
H01 Andre viktige forekomster	Skog	B	192210114	114 Eldhus-haugen	0,6
C01 Kalkrike områder i fjellet	Fjell	C	192210492	492 Livelt-skardet	0,3
F04 Bjørkeskog med høgstauder	Skog	B	192210474	474 Eldhus-haugen	0,2
A01 Intakt lavlandsmyr	Myr	A	192210617	617 Eldhus-myran	1,8

3.4.2 Frekvensen av kjørespor relatert til geologiske sårbarhetsklasser i hovedskytefeltene

I Tabell 3.11 presenteres frekvensen av kjørespor relatert til sårbarhetsklasser (Kap 1) innenfor skyte- og øvingsfeltene. Det er størst frekvens av kjørespor innenfor sårbarhetsklasse 4 og 5, altså de områder som har lavest bæreevne for kjøretøyer og er mest sårbare. Det var også kjørt mye i områder med relativt høy bæreevne for kjøretøyer, men som har stor sårbarhet med hensyn til slitasje på vegetasjon (klasse 3).

***Tabell 3.11**. Frekvens av kjørespor relatert til sårbarhetsklasser innenfor skyte- og øvingsfeltene. Mengde spor refererer seg til antall piksler på 10x10 m. Antall lengdemeter med kjørespor er ca 10 pr. piksel.*

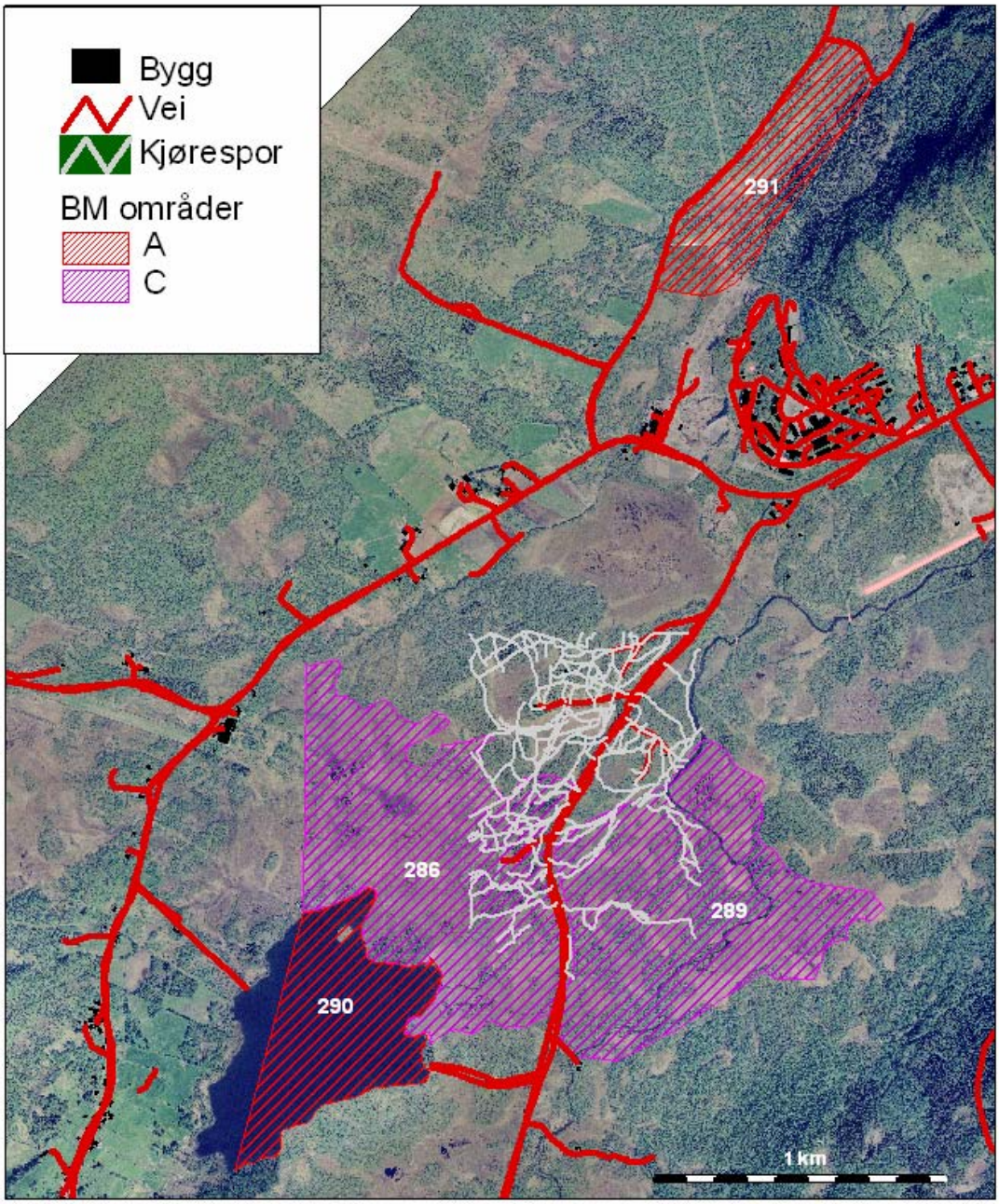
	Mauken	**Blåtind**	**Setermoen**
Sårbarhetsklasse	**Mengde spor**	**Mengde spor**	**Mengde spor**
1	62	500	520
2	3206	11811	8735
3	0	19018	16148
4 og 5	13279	11366	25376

3.5 Skader og influensområder for de mindre skyte- og øvingsfeltene

Følgende mindre skyte- og øvingsfelter er vurdert og analysert i forhold til skader på naturtypelokaliteter og BM-områder identifisert etter kartlegging etter DNs håndbøker; Elvegårdsmoen, Ramnes, Trondenes, Åsegarden og Sørlimarka. Skadene innenfor BM-områder ble analysert ved hjelp av flyfotoopptak tatt i perioden 1999-2001 siden satellittdata som ellers er brukt ikke dekker områdene. Det satellittbaserte vegetasjonskartet som er brukt i hovedskytefeltene er ikke brukt i de mindre skyte- og øvingsfeltene da dette ikke dekker disse områdene. I Tabell 3.12 og Tabell 3.13 er det presentert nøkkeltall m.h.t. lengde og areal av kjørespor samt infrastruktur innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene som er beregnet ut fra flybilder. Bredden som er brukt på kjøreporene er satt til 5 meter. I tillegg har vi i Tabell 3.12 presentert skader/influens på BM-områder innenfor skyte- og øvingsfeltene i form av lengdemeter/areal kjørespor. I Tabell 3.13 har vi beregnet de totalt skadete områdene (kjørespor, skader) samt infrastruktur til å være ca. 1775 daa som utgjør ca. 9,9 % av totalarealet på 17850 daa. I tillegg kommer skader og kjørespor i Sørlimarka som ikke er beregnet på grunn av manglende flyfoto.

<u>Åsegarden skyte- og øvingsfelt</u>:
Åsegarden skyte og øvingsfelt ligger i Harstad kommune og dekker et areal på 8,8 km^2. Området er kartlagt med hensyn til biologisk mangfold i 2003 (Forsvarsbygg 2004c). Åsegarden skyte- og øvingsfelt ligger i direkte tilknytning til Åsegarden leir. Dalbunnen dekkes av store myrområder, noen mellomstore vann samt frodig løvskog i liene. I Figur 3.25 vises eksempler på kjørespor fotografert fra fly innenfor Åsegarden skyte- og øvingsfelt i Harstad. Figur 3.25 og Figur 3.26 viser en ganske omfattende kjøring med beltevogn i området og skadene er stedvis store. Kjøresporene ligger delvis innenfor naturtypelokalitene nr. 286 og nr. 289 og totallengden på dem (innenfor disse lokalitetene) er på 7621 meter som utgjør ca. 2,6 % av arealet av disse to lokalitetene, som omfatter myr og tresatt myr (Tabell 3.12 og figur 3.26). Ingen av kjøresporene påvirket de sammenveide BM-områdene (A og B i figur 3.26). Influensen av barmarkskjøring i Åsegarden m.h.t. områder med høyt biologisk mangfold ansees dermed som liten. Arealet av infrastruktur (veier) og andre bearbeidete områder (skytebaner, nedslagssoner, standplasser, parkeringsplasser etc.) er anslått til ca. 400 daa (Tabell 3.13). Det er forøvrig en del kjørespor i terrenget rundt Åsegarden flyplass, men her er det også mye sivil aktivitet som er vanskelig å skille fra den militære aktiviteten. Totalarealet som er påvirket er beregnet til å være ca. 525 daa som utgjør ca. 6 % av totalarealet.

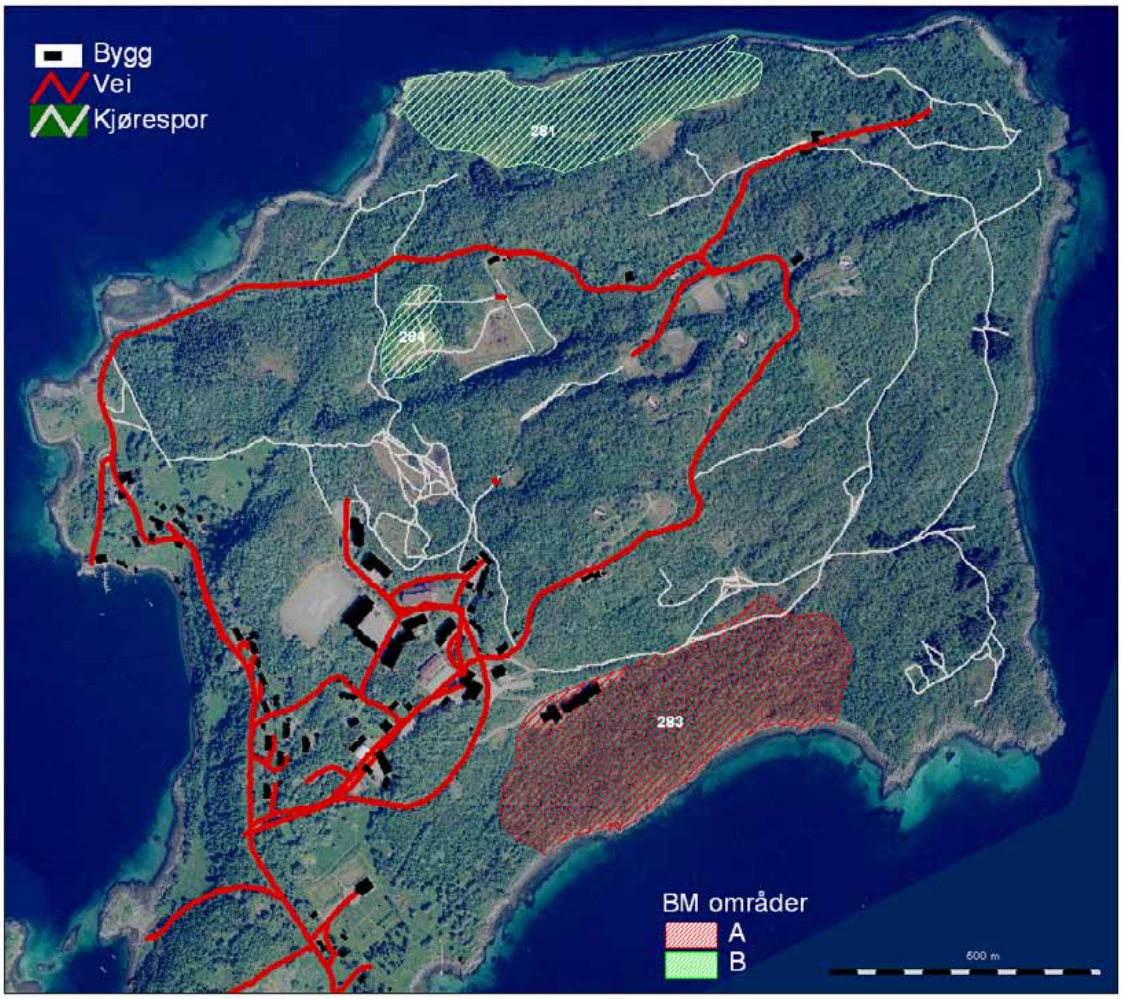
***Figur 3.25**. Åsegarden Skyte- og øvingsfelt – Reinmoan. Kjørespor i myr og skog fotografert fra fly. Bildet ligger i kanten av naturtypelokalitetene, lokalitetsnr 286 og 289. For mer informasjon om disse lokalitetene se BM-rapport nr 48 (Forsvarsbygg 2004c).*



***Figur 3.26**. Åsegarden skyte- og øvingsfelt. Kjørespor relatert til naturtype- og sammenveide områder. Bare naturtypeområdene (lokalitetsnr 286 og 289, myr og tresatt myr) er påvirket av kjørespor. Sammeveide BM-områder (lokalitetsnr 290 og 291) er ikke påvirket av kjørespor. Numrene på de ulike BM-områder relaterer seg til lokalitetsnumre i tabell 3.9 og 3.10. For mer informasjon om de ulike BM-områder) se Forsvarsbygg (2004c).*

Trondenes fort:
Øvingsfeltet under Trondenes fort omfatter hele Trondeneshalvøya i Harstad kommune og dekker et areal på 3 km^2. Området er kartlagt i forbindelse med biologisk mangfold i 2003 (Forsvarsbygg 2004b). Den kystnære plasseringen gjør at området er tidlig snøbart med påfølgende tidlig vår. Vegetasjonen er frodig med rik undervegetasjon og stedvis storvokste løvtrær dominert av bjørk og noe osp. Fortet har flere veiakser der noen allerede ble bygd av tyske tropper under andre verdenskrig. Stedvis ligger mindre myrsystemer utover halvøya og noen av disse har til dels store kjøreskader. I tillegg er det en del gamle kjørespor og infrastruktur (kanonstillinger, mitraljøsestillinger og bunkerer)

som daterer seg helt fra krigens dager. Det ligger også betydelige mengder med gammel piggtråd spredt rundt flere steder på fortet. Innenfor øvingsfeltet på Trondeneshalvøya er det skader i form av lysløype/traktorveg og barmarkskjøring (beltevogn) i kanten på det sammenveide BM-området øst på halvøya (A-område, Nr. 283), mens det var en del barmarkspor i naturtypelokalitet nr. 284 (B-område i Figur 3.27) i en tresatt myr sentral og litt vest på halvøya. Totallengden på kjøresporene innenfor de sammenveide BM-områdene 554 meter som utgjør ca. 1,6 % av arealet av disse to lokalitetene (Tabell 3.12), Influensen av barmarkskjøring på Trondenes m.h.t. områder med høyt biologisk mangfold ansees som liten til middels stor. Arealet av infrastruktur (veier) og andre bearbeidete områder (skytebaner, nedslagssoner, standplasser, parkeringsplasser etc.) er anslått til ca. 200 daa. Totalarealet som er påvirket/skadet er beregnet til å være ca. 265 daa som utgjør 12,6 % av totalarealet (Tabell 3.13).



***Figur 3.27**. Trondenes fort: Kjørespor, veier og infrastruktur relatert til naturtype- (lokalitetsnr. 284 og 281) og sammenveide BM-områder (lokalitetsnr. 283). For mer informasjon om de ulike sammenveide områder og naturtypeområder (BM-områder) se Forsvarsbygg (2004b).*

Sørlimarka skyte- og øvingsfelt:

Sørlimarka skyte- og øvingsfelt ligger i Harstad og Kvæfjord kommuner. Området dekker et areal på ca. 4.0 km^2. Karakteristisk for området er høgtliggende bjørkeskog, stor myrfrekvens, samt innhold av fjellplanter og fuktkrevende arter i skogvegetasjonen. Sørlimarka som ikke dekkes av digitale flyfoto, ble det registrert en del skader innenfor BM-områdene (Per Bjørklund, pers. med. 2004; Forsvarsbygg 2003b), av disse var flere ganske nye (Tabell 3.12). Det er registrert omfattende kjøresporskader innenfor ei rikmyr ved Forrevatnan (Natur2000lokalitetsnr. 190110034), myr øst for Forrevatnan (Natur2000lokalitetsnr. 190110035) og i et myrområde ved Fremste Småvatnet (Natur2000lokalitetsnr. 190110036) som alle er sammenveide BM-lokaliteter). Det er også noen små kjøreskader i den sammenveide BM-lokaliteten i myr ved Inste Småvatnet (Natur2000lokalitetsnr. 190110037; Forsvarsbygg 2003b). Influensen av barmarkskjøring i Sørlimarka m.h.t. områder med høyt biologisk mangfold

ansees som liten til middels stor. Se ellers Tabell 3.12 for informasjon om arealer av de influerte BM-områder. Det er også kjørt en del utenfor BM-områdene (Karl Birger Strann, pers. medd.). Arealet av infrastruktur (veier) og andre bearbeidete områder (skytebaner, nedslagssoner, standplasser, parkeringsplasser etc.) ansees som begrenset.

Ramnes skyte- og øvingsfelt:
Ramnes skyte- og øvingsfelt ble kartlagt med hensyn på biologisk mangfold i 2003 (Forsvarsbygg 2005) og dekker et areal på 2,2 km^2.. På Ramnes var det ingen skader innenfor BM-områder som kunne sees på flyfoto, og det ble heller ikke observer skader under BM-kartleggingen (Karl Birger Strann, pers. medd). Influensen av barmarkskjøring i Ramnes skyte- og øvingsfelt m.h.t. områder med høyt biologisk mangfold ansees som ikke eksisterende (Tabell 3.12). Forøvrig var det lite kjøring med beltevogner og/eller andre kjøretøyer utenfor anleggsveier/infrastruktur og etablerte skogsbilveier. Arealet av infrastruktur (veier) og andre bearbeidete områder (skytebaner, nedslagssoner, standplasser, parkeringsplasser etc.) ansees som begrenset (50 daa i Tabell 3.13). Totalarealet som er påvirket er beregnet til å være ca. 1 % av totalarealet.

Elvegårdsmoen skyte- og øvingsfelt:
Elvegårdsmoen skyte- og øvingsfelt er 2,4 km^2 i utstrekning. Elvegårdsvassdraget er et av de største vassdragene i Ofoten-regionen, og Elvegårdselva er blant de største vannførende elvene i distriktet. Skyte- og øvingsfeltet har en tredeling (Forsvarsbygg 2002b):

- Selve elveløpet med skrenter og raviner ned mot elva. Denne delen av området er dominert av frodig gråorheggeskog som går over i sumpskog
- Et hovedplatå (selve moen): Denne delen består av selve Elvegårdsmoen, inkludert Storsletta hvor det meste av militærleierens bygninger og øvingsfelt befinner seg. Dette er den mest påvirkede delen av området, og det er ikke påvist spesielle naturkvaliteter her.
- Lier og bergskrenter mot Medbyfjellet i sør og øst. Dette delområdet ligger på skrinnere mark dominert av bjørkeskog med innslag av osp, rogn og selje.

På Elvegårdsmoen ble det observert kjørespor og kjøreskader på flyfotoet, og det er særlig oppe på hovedplatået og i nærheten av parkeringsplasser/standplasser det er kjørt (Tabell 3.12. Dette ble også observert under BM-kartleggingen (Per Bjørklund, pers. med. 2004, Forsvarsbygg 2002b)). Totallengden på kjøresporene innenfor de sammenveide BM-områdene (lokalitetsnr.: 180510001, 180510003, 1805100004, 180510012) er 2156 meter som utgjør 7,2 % av arealet av disse de sammenveide BM-områder. Influensen av barmarkskjøring i Elvegårdsmoen m.h.t. områder med høyt biologisk mangfold ansees dermed som liten til middels stor. Arealet av infrastruktur og andre bearbeidete områder (skytebaner, nedslagssoner, standplasser, parkeringsplasser etc.) er omfattende (843 daa i Tabell 3.13) i forhold til det begrensete arealet skyte- og øvingsfeltet dekker (2,4 km^2). Totalarealet som er påvirket/skadet er beregnet til å være ca. 934 daa som utgjør 39 % av totalarealet.

Tabell 3.12. *Lengde og prosentvis fordeling av kjørespor relatert til BM-områder i de mindre skyte- og øvingsfeltene. Det er brukt en bredde på 5 m pr. lengdemeter. For Sørlimarka er det ingen data mht. lengden av kjørespor på grunn av manglende flyfoto og her har vi kun tatt med arealene av de skadete/influerte BM-områdene.*

Område	Totalt areal (daa)	Infrastruktur og bearbeidete områder (daa)	Mengde spor totalt i skyte- og øvingsfelt (m)	Areal BM-områder totalt (daa)	Areal naturtypeviltområde influert i dekar (daa)	Mengde spor BM-områder-naturtyper (m)	Mengde spor i % (BM-naturtyper)	Areal av influerte sammenveide BM-områder (daa)	Mengde spor sammenveide BM-områder (lm)	Mengde spor i % sammenveide BM-området
Trondenes	2100	200	12809	263	173	554	1,6	173	554	1,6
Åsegarden	8800	400	>25000	2103	1430	7621	2,6	0	0	
Sørlimarka	4000	-	-	887	621	-	-	621	-	
Ramnes	4550	<50	Få spor	448	0	0	0	0	0	
Elvegårds-moen	2400	843	18500	149	149	2156	7,2	149	2156	7,2
Totalt	21850	1850	-	3850	2329	10331	-	899	2710	-

Tabell 3.13*. Lengde og prosentvis fordeling av kjørespor relatert til totalarealene av de mindre skyte- og øvingsfeltene. Det er brukt en bredde på 5 m pr. lengdemeter. For Sørlimarka er det ingen data mht. lengden av kjørespor samt infrastruktur på grunn av manglende flyfoto.*

Område	Areal i daa	Kjørespor i meter	Kjørespor-bredde	Kjørespor-areal i daa	infrastruktur i daa	Totalt skadet i daa	% andel kjørespor av totalareal	% andel areal totalskadet
Trondenes	2100	12809	5	64,1	200,0	264,1	3,0	12,6
Åsegarden	8800	25000	5	125,0	400,0	525,0	1,4	6,0
Ramnes	4550	-	-	-	50,0	50,0	-	1,1
Elvegårdsmoen	2400	18500	5	92,5	843,0	935,5	3,9	39,0
Totalt	**17850**	**56309**		**281,6**	**1493,0**	**1774,6**	**1,6**	**9,9**

3.6 Diskusjon og konklusjon

I dette kapitlet har man dokumentert kartleggingen av kjøreskader, slitasjeområder og infrastruktur som er gjort innenfor skytefeltene i Troms og Nordre Nordland, som en del av prosjektet *Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms*. Totalomfanget av de skader og influensområder er kartlagt og dokumentert ved hjelp av feltarbeid og fjernmåling (satellitt- og flybilder) og her man dels kartlagt både lengder av kjørespor og arealer med store skader og slitasje samt infrastrukturområder. Dette har blitt analysert mot andre data (inkludert kartdata) og den kunnskap man har om området blant annet gjennom den kartleggingen av biologisk mangfold som har foregått i området.

3.6.1 Kobling mellom påviste skader og vegetasjonstyper

For alle de tre store skyte- og øvingsområdene ble det brukt et vegetasjonskart basert på satellittdata med oppløsning 25 m. Dataene er bearbeidet og feltkontrollert av NORUT slik at kartet fungerer som et overordnet vegetasjonskart for områdene. Presisjonsnivået er regnet å være 80%, det vil si at en ikke kan være helt sikker på at en gitt pikselangivelse av vegetasjonstypen er korrekt. Denne feilkilden er størst for naturtypene knyttet til myr. Flere av disse er også viktige for biologisk mangfold (se kapittel 7). Som diskutert i kapittel 2 er det imidlertid et godt samsvar mellom lokalregistreringene der og den mer overordnede registreringen i dette kapitlet når det gjelder i hvilken grad myr er utsatt for slitasje. Det antas derfor at den vegetasjonsregistreringen som er benyttet gir gode resultater for en overordnet oversikt over hvor sterkt ulike vegetasjonstyper er påvirket av Forsvarets virksomhet.

Som vist i kapittel 1, finnes det også andre datasett med regional dekning (geologi – teknisk sårbarhet). Disse er nyttige for generell områdekunnskap når virksomhet skal planlegges så vel som ved etablering av overordnete oversikter over skadeomfang, slik som vist i dette kapitlet. Ved behov for mer detaljert kunnskap om konkrete områder vil imidlertid presisjonen kunne bli for lav. Dette vil for eksempel kunne være tilfellet i forbindelse med konkret planlegging av kjøretraseer knyttet til fremtidige øvelser. Det er da rimelig å ta i bruk andre datakilder som for eksempel terrengdata og digitale markslagsdata, og kombinere disse med flyfotostudier og feltkontroll slik som beskrevet i kapittel 2 og delvis kapittel 1.

Et av de problemene som oppstår i forbindelse med en slik kombinasjon av datatyper (både med hvordan de er laget og det presisjonsnivået de har) er at det signalet de gir med tanke på naturtypekvaliteter og biologisk mangfoldverdi ikke uten videre er direkte sammenlignbart. Følgende navnsetting er brukt i denne rapporten.

- Naturtype er brukt med henvisning til DN's håndbøker. En må her være oppmerksom på at håndbøkene konsentrerer seg om prioriterte naturtyper, og at naturtypebegrepet har et svært stort sprang i skala, fra hva som kunne vært kalt naturelementer som hule trær til hva som ofte kalles overordnete naturtyper som fjell, skog og myr.
- Vegetasjonstyper er brukt om vegetasjonsklasser som tas fra standard vegetasjonskart (Fremstad 1997). Her er det viktig å være oppmerksom på oppløsningen mellom satellittkart som er brukt i denne rapporten og andre vegetasjons- og naturtypekart som er produsert i ulike skalaer. Ved sammenslåing til grovere klasser benyttes betegnelsen naturtyper (eksempel skog, myr, fjell). På dette nivået faller de ulike begrepene (dvs. de ulike karttypene) i stor grad sammen.
- Naturkarakter er brukt om naturkarakteristikker innsamlet ved hjelp av digitale markslagskart og terrengdata, eventuelt supplert med flyfoto. I utgangspunktet mangler de digitale markslagskart en detaljering som tidvis gjør det umulig å komme ned på det presisjonsnivå til naturtypene slik de er definert i DN's håndbøker eller til vegetasjonskartenes inndeling. Markslagskartene ligger med andre ord på et mer overordnet nivå når det gjelder faglig inndeling, men er meget detaljerte når det gjelder romlig oppløsning. De har sitt største presisjonsproblem i grensen mot snaufjell og på snaufjellet finnes normalt datasettet ikke og dataene er sjelden oppdatert.

Det er ikke mulig her å komme med en enkelt konklusjon om hvilket datasett av de som er nevnt ovenfor som er riktig eller best å bruke når det gjelder å kartlegge terrengskader. Metodikken i form av bruk av satellitt- og flybilder for å kartlegge kjørespor, skader og ulik infrastruktur som er brukt i dette kapitlet ser ut til å gi gode resultater med hensyn på å etablere overordnete oversikter og vil kunne utvikles videre med hensyn på sikkerhet og kosteffektivitet i å registrere skader og slitasje, så vel som vegetasjonskarakter i et fremtidig overvåkingssystem. Ved detaljanalyser må en kunne gå i stor detalj

og da vil per i dag metodikk som beskrevet i kapittel 2 være relevant hvis en ikke har ressurser til tradisjonell vegetasjonskartlegging.

3.6.2 Influensområder

Ved vektorisering av observerte kjørespor (og vei) er linjerepresentasjonen i prinsipp uten areal (bredde). For å få en realistisk vurdering av berørte arealer er det derfor nødvendig å tilordne en eller annen influenssone til veilinjen. I dette kapitlet er det beregnet data for tre influensbredder, 10, 25 og 50 m på hver side av veien eller kjøresporet. I tillegg er det gjort en del beregninger der kjørespor-linjen er gjort om til en rasterrepresentasjon med oppløsning 10x10m. Ingen av disse måtene å representere inngrepet på er riktige eller gale da de forteller ulike ting som er mer eller mindre relevante i forhold til ulike spørsmålstillinger og i ulike områder. For eksempel er det enkelte steder så mange parallelle spor langs og tvers av hovedkjøresporene at en buffer- eller influenssone på 50 m var mer dekkende enn soner på 10 og 25 m. Store influenssoner kan føre til en overestimering av skadeomfanget. Dette vil spesielt gjelde tørre vegetasjonstyper (naturtyper) mens derimot kjørespor i fuktige vegetasjonstyper og myr vil føre til endringer i dreneringsforhold som i myr som kan føre til fuktigere eller tørrere miljø i større deler av myr. På sikt vil dette føre til etablering av en annen vegetasjonstype på myra, noe som igjen kan føre til endret dyre- og fugleliv. Skal en videre trekke inn vurderinger i forhold til dyr og deres fluktavstanden er trolig influenssonen på 50 m et minimum for dyr og fugler. For at dette skal være direkte relevant er en imidlertid nødt til å kjenne aktiviteten knyttet til hvert enkelt spor. Det er derfor rimelig å regne arealstatistikk for ulike sporbredder som grunnlag for slike vurderinger, slik at ulikt bruksmønster, sportetthet m.m. kan trekkes inn ved konkret bruk av dataene. Pikselrepresentasjonen av sporbreddene er den representasjonen som gir minst areal og kan sammenlignes med en influenssone på ca 5m. Denne registreringsmåten ble brukt der det var behov for å registrere kjøresportetthet i spesielt definerte områder, for eksempel områder registrert som verdifulle for biologisk mangfold.

3.6.3 Skadenes betydning for biologisk mangfold

Forsvarets virksomhet og dets påvirkning på det biologiske mangfoldet er nærmere beskrevet i kapittel 7. Det er imidlertid verdt å merke seg at det i begrenset grad er registrert kjøresporskader og annen slitasje i områder som ved kartlegging er identifisert som spesielt viktig for biologisk mangfold. Totalfrekvensen av kjørespor er på drøyt 2 % av totalarealet innenfor disse områdene i hovedskytefeltene. Enkelte områder som for eksempel B-områdene (sammenveid kategori) i Setermoen hadde imidlertid et så vidt høyt skadenivå at det bør vurderes å sette inn tiltak i form av revegetering.

I de mindre skyte- og øvingsfeltene var det en del barmarkskjøring samt en god del infrastruktur som har hatt innvirkning på det biologiske mangfoldet rent lokalt (Tabell 3.12 og 3.13). Når det gjelder kjørespor i sammenveide BM-områder så var Elvegårdsmoen mest preget og 7.6% av totalarealet var skadet av kjørespor. Elvegårdsmoen som er et lite skyte og øvingsfelt på bare 2,4 km^2 inneholder relativt stor prosentvis andel infrastruktur (35%) relatert til totalarealet (Tabell 3.13). Påvirkningen av Forsvarets aktiviteter her domineres derfor av infrastrukturen og det veinett som er bygget ut.

Det er klart at det er en relativt høy andel av slitasjeskadene som er registrert i områder som har høy til middels teknisk sårbarhet (kapittel 1). Dette kan dels komme av at aktivitet i slike områder setter større spor og er lettere å registrere, men det kan også komme av en generell overhyppighet av kjøring i myr. Dette ses klart både av registreringen i dette kapitlet og kapittel 2. Områder med til dels høy sårbarhet (både terrengsårbarhet og sårbarhet i forhold til biologisk mangfold) som myr av typene ris-/tuemyrer, starrmyrer og ris-/viermyrer, samt den åpne furuskogen med lavinnhold (Nisja 1989), er de områdene som er mest påvirket. De største skadene på myr arealmessig var innenfor Mauken, mens myrarealene i Blåtind var minst skadet. Det er klart at dette skadebildet er viktig for en helhetsvurdering av i hvilken grad aktiviteten berører biologisk mangfold, selv om aktiviteten i liten grad ligger innenfor spesielt registrerte viktige områder. Det er imidlertid, trolig riktig å si at betydningen av denne påvirkningen er lokal og begrenset på et regionalt nivå.

På den annen side er det mange områder som er registrert i skyte- og øvingsfeltene som har stor verdi for biologisk mangfold og som også er sårbare for slitasje og hogst i forbindelse med rydding av kjøreløyper, for eksempel områder med sumpskog langs meandrene ved Stormyra i Blåtind skyte- og øvingsfelt. Her må en ta generelle hensyn med hensyn til ferdsel, men også spesielle hensyn til

enkeltarter som den rødlistede lavarten fossenever *(Lobaria hallii)*. Denne treboende makrolaven brukes i skogøkologi som en av flere signalarter for kontinuitetsskog. Fossenever vokser på barken av særlig vier og gråor eller på dødt eller døende virke i løvskoger med høyt fuktighetsregime. Det er med andre ord nødvendig å kjenne hvert enkelt område godt slik at en kan bygge inn de spesifikke og nødvendige hensyn i fremtidig planlegging av aktivitet, som bl.a. fravær av hogst og rydding av skog. Sumpskogene det her er snakk om er imidlertid områder som dekkes av BM-kartleggingen (sammenveide områder) og som skal forvaltes spesielt.

Det tette mønsteret av kjørespor kan også tenkes å medføre en fragmentering av leveområder i forhold til ulike organismer. Fragmenteringsgraden kan ikke ses isolert fra inngrepets art. Det kan tenkes minst to atskilte virkninger:

- Fragmentering på grunn av fysiske barrierer (infrastruktur, veier, kjørespor etc.)
- Fragmentering på grunn av stadig pågående forstyrrelse knyttet til aktivitet langs de kartlagte kjøresporene.

Enkeltspor og begrensede mengder spor er så vidt små, at fysisk fragmentering neppe er en vesentlig effekt. I områder med et svært tett spormønster og store ødeleggelser, vil lokal fragmentering kunne forekomme, men dette er også områder der den fysiske skaden er størst og det er her neppe hensiktsmessig å skille disse to effektene. Fragmentering på grunn av forstyrrelse er avhengig av aktivitetsgrad og frekvens. De fleste kjøresporene er i bruk med lav frekvens, men det kan også være snakk om forstyrrelse i uheldige tidsrom for eksempel i trekktid, kalvingsperioder og hekkesesong. Det er derfor viktig å vurdere bruksmønsteret av områdene i forhold til slike perioder.

Når det gjelder fjellvegetasjon så er det relativt høy skadefrekvens på reinrose- og greplyngrabber, samt i risheiene (Tabell 3.5). Den første typen har karakterarter som greplyng, reinrose, setermjelt, fjellkvitkurle og lapprose *(Rhododendron lapponicum*). De fleste artene på disse rabbene er avhengig av vinderosjon og andre stressfaktorer og disse vegetasjonstypene tåler tråkk og kjøring bedre enn andre vegetasjonstyper/naturtyper med høyt biologisk mangfold. Lapprosa vokser på kalkrike rabber og kan dekke større arealer i Indre Troms (Engelskjøn og Skifte 1995). Den er en norsk ansvarsart, da Norge har europeisk hovedforekomst. Arten kan skades på etablerte og nyetablerte oppstillingsplasser, men den motstår naturlig en del erosjon og er trolig ganske robust mot maskinelle skader. Det må allikevel tas hensyn m.h.t. terrengkjøring i områder hvor denne arten er påvist. Dette gjelder særlig på kalkrike rabber i Mauken skyte- og øvingsfelt og i sammenbindingsaksen mellom Mauken og Blåtind, og de er avgrenset som BM-områder (f.eks: naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005). I tillegg så vokser høyfjellsklokke *(Campanula uniflora)* på disse rabbene, og denne arten er oppført på et forslag til rødliste for Troms av Engelskjøn og Skifte (1995). Alpine engsamfunn (Tabell 3.5) hvor bl.a. arten blindurt *(Silene uralensis* ssp. *apetala)* vokser, er mindre skadet eller influert av terrengkjøring og andre inngrep (3,5 km^2 og 13,8%). Blindurt står på rødlista som norsk ansvarsart da den er endemisk for Fennoskandia (finnes kun her). De største arealene med høyfjellsklokke og blindurt er avgrenset som BM-områder (f.eks, naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005).

3.6.4 Bruk av høyoppløselige satellitt- og flybilder for deteksjon av kjørespor

Når det gjelder bruk av høyoppløselige satellittbilder for deteksjon av kjørespor og områder med lignende slitasje så er det tidligere svært lite som er gjort på området både nasjonalt og internasjonalt. De fleste studier som er utført dreier seg om kantdeteksjon av veier, hus, jernbanelinjer og lignende lineære elementer (Bhattacharya og Parui 1997). I Sverige har det blitt gjort flere forsøk på både visuell deteksjon og mer automatiske metoder (Teterukovskiy 2003), mens det i Norge har blitt utført få forsøk. Statkart (Kartverket 2002) har på oppdrag fra Fylkesmannen i Finnmark prøvd ut bruken av flybilder for å avdekke terrengslitasje i Finnmark (Kartverket 2002).

I Tromsundersøkelsen er det i en stor grad benyttet satellittdata, men med en oppløsning som nærmer seg flyfoto. Det har ikke vært mulig å gjennomføre tredimensjonal tolkning, men det multispektrale elementet har på den annen side gitt et ekstra element til tolkningen fremfor ordinære flyfoto.

I forprosjektet (Tømmervik et al. 2002) ble ulike kantdeteksjonsteknikker for en mer automatisk kartlegging av kjøresporene prøvd ut, men dette var vanskelig å utføre over hele området på grunn av store problemer med geometri og skjeve opptaksvinkler (spesielt på Ikonos-bildet). I hovedprosjektet

ble det derfor valgt å vektorisere hovedkjøresporene ved hjelp av visuell analyse, men først etter at ulike bildeforbedringsteknikker hadde blitt gjennomført. Kvaliteten på Ikonos-bildet i Mauken var ikke optimalt på grunn av opptaksgeometrien, og det var vanskelig å detektere kjørespor både i skogsområder og i kuperte områder. Quickbird satellittens bilder fra Blåtind og Setermoen var optimale med hensyn til opptaksgeometri og hadde dessuten bedre romlig oppløsning. Det var dermed lettere å detektere kjøresporene i Blåtind og Setermoen sammenlignet med Mauken-området. Basert på feltkontroll av i alt 416 punkter i alle hovedskytefeltene er den generelle erfaringen at identifiseringen av skader (kjørespor og annen slitasje) har vært tilfredsstillende. Unntaket er enkeltspor i fjell (spesielt på tørre greplyngrabber) samt kjørespor i skogområdene i Mauken hvor en påviste underrepresentasjon av registrerte kjørespor på grunn av problemer med opptaksgeometrien samt ”slagskygger” fra trær i skog. 17 av i alt 124 lokaliteter med kjørespor kunne ikke gjenkjennes på satellittbildet innenfor dette skyte- og øvingsfeltet. Kvaliteten på bildene i Blåtind og Setermoen var tilfredsstillende for kartlegging av kjørespor både i skog og i fjell. Lettest var det å kartlegge kjørespor i myr og fuktheiområder, noe som også er erfaringen fra Sverige (Teterukovskiy 2003). Sett under ett viser imidlertid feltkontrollen at oversikten gir et rimelig bilde av hvordan Forsvaret påvirker naturen innen skyte- og øvingsfeltene.

For fremtidig bruk vil kvaliteten på slike registreringer stadig forbedres, både fordi datakvaliteten med hensyn på oppløsning og innhold vil forbedres, men også fordi det stadig utvikles ny analysemetodikk. I 2003 etter at det manuelle registreringen var godt i gang og spesifikasjonene for registrering var blitt fastsatt, kom en ny artikkel som fokuserte på deteksjon av stier og kjørespor (Teterukovskiy 2003). Teterukovskiy har utviklet en statistisk og automatisk metode som tar utgangspunkt i gråtonene i stien/kjøresporet og analyserer det mot gråtonene i nabopikslene og som inkluderer forhåndskunnskaper om strukturen av kjørespor, stier eller lignende. Metoden er lovende både m.h.t. fly- og satellittbilder og kan anvendes på sub-piksel nivå, som betyr at denne metoden kan ”se” linjer i deler av et bildeelement (piksel). Metoden er ikke benyttet i dette prosjektet, men er aktuell for videreutvikling og forbedring av eksisterende registreringsmetodikk for fremtidig overvåking.

3.6.5 Avsluttende diskusjon og konklusjoner

I dette kapitlet har man dokumentert kartleggingen av kjøreskader, slitasjeområder og infrastruktur som er gjort innenfor skytefeltene i Troms og Nordre Nordland, som en del av prosjektet *Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms*. Totalomfanget av infrastruktur og områder med kjøresporskader og influensområder er kartlagt og dokumentert ved hjelp av feltarbeid og fjernmåling (satellitt- og flybilder). Lengden av kjøresporene innenfor hovedskytefeltene (Mauken, Blåtind og Setermoen) er beregnet til litt i overkant av 1000 km. Hovedkonklusjonene som kan trekkes fra dette er at et område på i alt 56 km^2 (16,8 %) av et totalt areal på 334 km^2 innenfor hovedskytefeltene i Troms er skadet eller negativt påvirket og influert av kjørespor og slitasje. Her har man brukt en influenssone på 50 meter på hver side av kjøresporene. Med den minste influenssonen (10 meter på hver side av kjøresporene) så utgjør skade- og influenssonen 17,7 km^2 som er 5,5 % av totalarealet. I tillegg kommer infrastruktur som omfatter veier, standplasser og som utgjør ca. 8 km^2 innenfor hovedskytefeltene. Dette betyr at andelen skadete/influerte områder samt infrastrukturområder totalt utgjør 19 % av totalarealet hvis vi bruker influenssonen på 50 meter. Med en influenssone på 10 meter så vil skadet/influert område (inkludert infrastruktur) utgjøre ca. 26 km^2, som er i underkant av 8 % av totalarealet.

Når det gjelder de mindre skyte- og øvingsfeltene (Elvegårdsmoen, Ramnes, Trondenes, Åsegarden og Sørlimarka), så utgjør kjørespor og infrastruktur (veier, standplasser etc.) henholdsvis 0,3 km^2 og 1,5 km^2. Dette utgjør totalt 10% av totalarealet innenfor disse skytefeltene. Her er forøvrig ikke arealtall for Sørlimarka tatt med på grunn av manglende flybildedekning. Når en sammenholder de arealer som er skadet med arealene som er uskadet innenfor skyte- og øvingsfeltene så utgjør de skadete/influerte arealene i verste fall opp til 20 % av totalarealet. Det betyr at 80 % av arealene eller mer har få eller ingen skader av barmarkskjøring og annen slitasje. Analyserer man resultatene relatert til vegetasjonstyper og naturtyper så forholder det seg noe annerledes da sårbare vegetasjonstyper som ris-/tuemyrer, starrmyrer og ris-/viermyrer, samt den åpne lavfuruskogen er de typer som er mest skadet eller påvirket innenfor skyte- og øvingsfeltene i Troms. 58 % av ris-tuemyrene er skadet eller påvirket (influenssone på 50 m), mens vel 35 % av starrmyrene er skadet eller påvirket. De største arealmessige skadene på myr var innenfor Mauken skyte- og øvingsfelt og her bør man kanalisere kjøringen mer til fastmark, mens myrarealene i Blåtind var minst skadet. Når det gjelder skadene på rikere starrmyrer med høyt artsmangfold så utgjør dette imidlertid ingen trussel mot disse typene når

man relaterer dette til totalarealet for disse typene i Troms (Johansen et al. 1995, Thannheiser et al. 2005), selv om denne myrtypen rent lokalt i deler av Mauken, Setermoen, Blåtind er hardt belastet med kjørespor. For rikere skogtyper med høyt biologisk mangfold var 25 % høgstaudeskog og 13 % lågurtskog skadet eller påvirket, men da disse typene utgjør et relativt stor areal innenfor hovedskytefeltene og i Troms (Thannheiser et al. 2005a) så ansees dette som en mindre påvirkning. Andre sårbare vegetasjonstyper når det gjelder terrengskader er lavfuruskog og lavbjørkeskog og disse typene utgjør små arealer innenfor hovedskytefeltene, men prosentvis skadet areal innenfor disse typene er stort (blant annet 50 % innenfor buffersone på 10 m for lavbjørkeskog). På den annen side er dette artsfattige typer som ikke har stor interesse m.h.t. biologisk mangfold. Alt i alt så må en konkludere at det i konsentrerte områder innen skyte- og øvingsfeltene er et tildels omfattende skadebilde knyttet fremfor alt til kjøring i terrenget, infrastruktur og ulike typer sprengning og slitasje. Stedvis er skadeomfanget arealdekkende og naturen så fragmentert at det er vanskelig å finne lommer med urørt natur innimellom skadene. Dette gjelder imidlertid både avgrensede og ganske få områder innenfor skyte- og øvingsfeltene slik at skadene på mange måter kan betraktes som lokale og ikke er av stor betydning for det biologiske mangfoldet innenfor skyte- og øvingsfeltene. Følgende atskilte virkninger av fragmentering kan oppstå; fysiske barrierer og fragmentering på grunn av forstyrrelse. Enkeltspor og begrensede mengder spor er så vidt små, at fysisk fragmentering neppe er en vesentlig effekt. I enkelte områder har det vært stor virksomhet som har ført til fysisk fragmentering som for eksempel Vardenområdet i Setermoen samt Akkasæter-området i Blåtind-feltet. Fragmentering på grunn av forstyrrelse er avhengig av aktivitetsgrad og frekvens. De fleste kjøresporene er i bruk med lav frekvens, men forstyrrelser i uheldige tidsrom som for eksempel i trekktid, kalvingsperioder og hekkesesong virker negativt på dyrelivet og det biologiske mangfold.

En helhetlig oversikt av denne typen som er presentert i dette kapitlet gir grunnlag for å kunne uttale seg om skadeomfanget av Forsvarets virksomhet, og den vil bidra til å synliggjøre behovet for ulike typer av forebyggende arbeid og avbøtende tiltak som foreslått i kapittel 8. Oversikten er også et godt utgangspunkt for på detaljert nivå å kunne følge den militære aktivitetens påvirkning på naturmiljøet innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene i tiden framover.

Kapittel 4

KARTLEGGING AV TERRENGSKADER UTENFOR SKYTE- OG ØVINGSFELTENE

Hans Tømmervik (NINA)
Lars Erikstad (NINA)
Karl-Birger Strann (NINA)
Bernt Johansen (NORUT IT)
Trond V. Johnsen (NINA)

4.1 Innledning

Denne delen av rapporten har hatt som mål å skaffe et overordnet bilde av den påvirkningen som Forsvarets aktiviteter utenfor skytefeltsområdene har hatt på vegetasjon og landskap i Troms, med fokus på skadeomfang knyttet til verdifullt biologisk mangfold. Det er i den senere tid i Forsvaret satt inn betydelige ressurser på avbøtende tiltak, først og fremst knyttet til reparasjon og revegetering av kjørespor. Et delmål for undersøkelsen har vært å evaluere slike tiltak i lys av naturlig revegetering, både med hensyn på resultat og tiden det tar før resultater oppnås.

Undersøkelsesområdets ytre geografiske rammer er et avgrenset område innenfor Troms fylke og dels kommuner i Nordland som grenser til Troms, og undersøkelsen er konsentrert om terrengakser, oppstillingsplasser og kjøretraseer opp til oppstillingsplasser i tillegg til nærøvingsområder.

I prinsippet følges samme metodikk som i kapittel 3 med hensyn på i hvilken grad den militære aktiviteten berører vegetasjon og landskap samt verdifullt biologisk mangfold i undersøkelsesområdet. En del metodeforskjeller er imidlertid introdusert, først og fremst på grunn av ulikt datagrunnlag og noe ulik skala. Den delen av undersøkelsen som omfatter biologisk mangfold omfatter mer konsentrerte områder som nærøvingsfelter/leieområder samt områder/kommuner hvor BM-kartlegging er sluttført. De ulike metode-elementene dette dreier seg om er nærmere beskrevet i kapitlet og forøvrig henvises det til diskusjonen i kapittel 3. Kapitlet forholder seg på tilsvarende måte likt til de øvrige delene av rapporten som det som er beskrevet i kapittel 3. Dette gjelder særlig forholdet til det geologiske underlaget og terrengets sårbarhet mot slitasje (kapittel 1) og de prosessene slitasje utløser med hensyn på vegetasjonen (kapittel 2). Videre diskuteres forholdet til sårbart biologisk mangfold nærmere i kapittel 7 og avbøtende tiltak i kapittel 8.

4.2 Materiale og metoder

For kartleggingen av påvirkningen som Forsvarets aktiviteter utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene var det meningen å følge tilsvarende metodikk som beskrevet i kapittel 3. Mulighetene for å gjennomføre dette ble imidlertid begrenset av tilgang på datamateriale. Dette gjaldt i særlig grad høyoppløselige satellittdata og digitale flyfoto. I det følgende er det i hovedsak bare nevnt forskjeller i materiale og metodikk i forhold til det som er beskrevet i kapittel 3. Ved beskrivelse av hvert enkelt område er det materialet som ligger til grunn for registreringene spesifisert.

Gjennom møter med militært personell ble kjøretraséer til oppstillingsplasser, viktige nærøvingsområder og mindre skyte- og øvingsfelter manuelt tegnet inn på kart. Resultatet fra dette arbeidet ble digitalisert og er presentert som kart i Figur 4.1. De miljøvern- og skytefeltsoffiserer som har vært med på dette arbeidet er Major Glorvigen (Miljøvernoffiser Troms Garnison), Major Løvli (Miljøvernoffiser Troms Garnison), Kaptein Heiskel (Miljøvernoffiser Skjold Garnison), og Kaptein Westgaard (pensjonert miljøvernoffiser i Setermoen Garnison). En del av kjøresporene som ble tegnet inn ble digitalisert av Forsvarsbygg (Lena B. Johansen). Ved kontroll av flybilder der det var tilgjengelig, samt feltkontroller, viste det seg at inntegningen som miljøvernoffiserene hadde utført i de fleste tilfeller var tilfredsstillende for å kunne gjennomføre en oversiktlig analyse.

Videre ble flybilder tatt fra helikopter samt høyoppløselige satellittbilder og ortofoto brukt som supplerende datakilde og som kvalitetskontroll der det var tilgang på slikt materiale. Metoden for bildebehandling er den samme som beskrevet i kapittel 3. I områder hvor det manglet flybilder som omfattet de fleste nærøvingsområder, ble det foretatt kvalitativ bedømmelse av skader og kjørespor og infrastruktur på bakgrunn av tekst og data fra den foreliggende BM-rapporten for nærøvingsområder (Forsvarsbygg 2004a), og omfanget ble anslått skjønnsmessig. Skadeomfanget er for nærøvingsområdene delt inn i tre kategorier: små/ingen skader, middels skader og store skader.

<u>Områder viktig for biologisk mangfold:</u>
Viktige områder for biologisk mangfold innenfor nærøvingsområdene er identifisert gjennom Forsvarets biomangfoldkartlegging av øvingsområder etter Direktoratet for naturforvaltning (DN) sine håndbøker nr 11, 13, og 15, samt nasjonal rødliste. Dette er samme metodikk som kommunene benytter for kartlegging av biologisk mangfold. Kartleggingene er gjennomført i prosjektet *Oppfølgning av Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold,* som er kapittel 5 i St. meld. 42 om biologisk

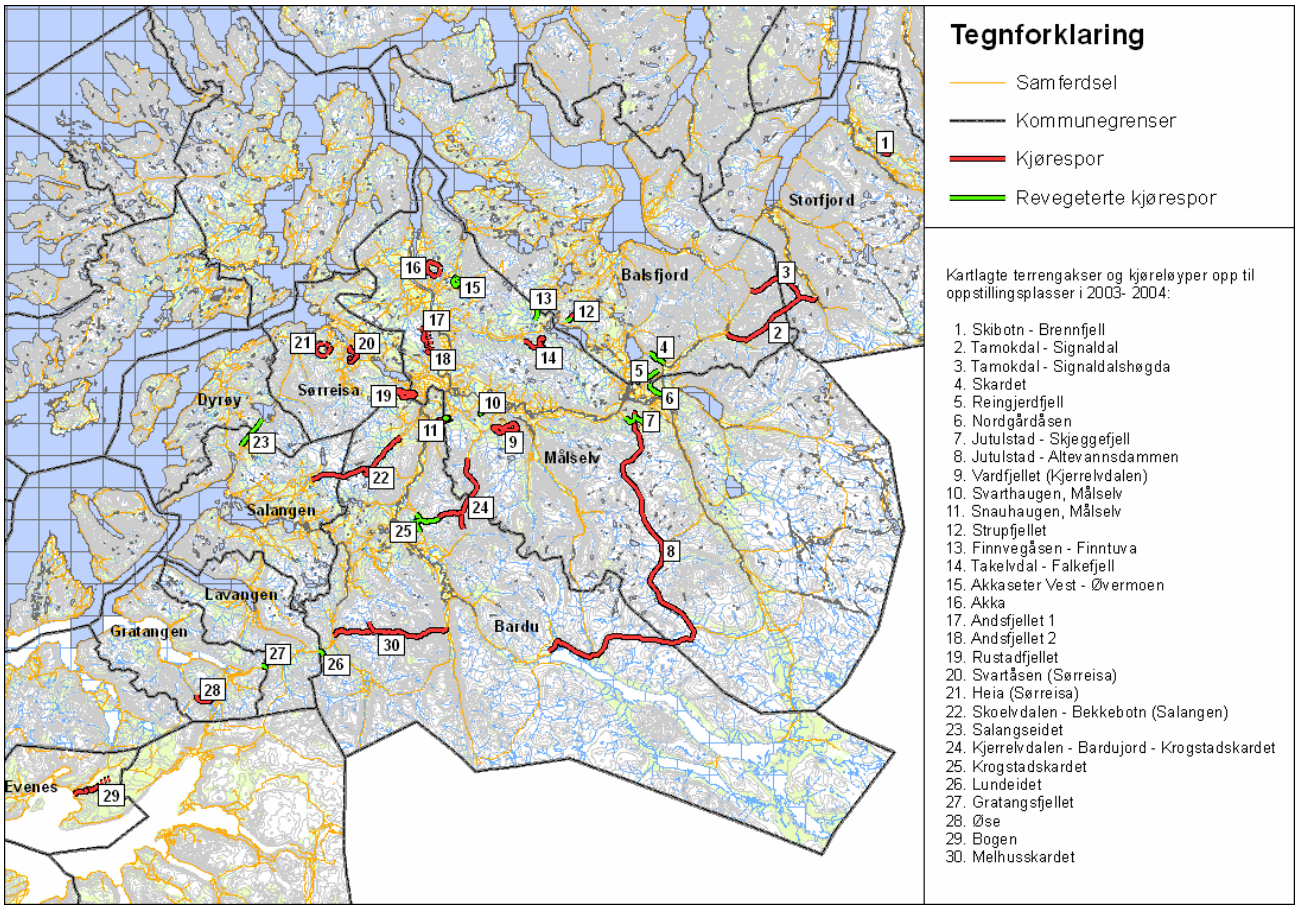
mangfold, og de er en viktig del av etableringen av et kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold innen forsvarssektoren.

Ved kartleggingen identifiseres verdifulle naturtyper (DN-håndbok 13), viktige viltforekomster (DN-håndbok 11) og viktige ferskvannsforekomster (DN-håndbok 15) i tillegg til truede og sårbare arter (rødlista). Denne informasjonen sammenveies og man får ved en slik sammenveiingsprosess identifisert de viktigste områdene for biologisk mangfold (BM-områder) innenfor det kartlagte arealet. Kartleggingsresultatene er presentert i en egen rapport med tilhørende kartverk for nærøvingsområdene tilhørende Skjold, Heggelia og Setermoen garnisoner (Forsvarsbygg 2004a). I tillegg har vi brukt "Tilleggsutredning om biologisk mangfold for flerbruksplan for Mauken-Blåtind skyte- og øvingsfelt (Strann et al. (2005) og kartleggingen av biologisk mangfold innen for Balsfjord kommune (Strann et al. 2004). I tilegg er det brukt data fra kartleggingen av biomangfold innenfor Bardu kommune. Følgende kommuner innenfor undersøkelsesområdet i Troms hadde pr. 1.1. 2005 sluttført kartleggingen av biologisk mangfold: Balsfjord og Kvæfjord. Det er dessuten foretatt søk på DNs naturbase m.h.t. kommunal BM-kartlegging for å sjekke om viktige BM-naturtyper ble påvirket av kjørespor og skader. I denne databasen var det bare kommunene i Nordre Nordland samt Kvæfjord kommune som hadde sluttført kartleggingen av biomangfold.

Validering og supplering av datainnsamlingen:
Det ble foretatt en helikopterbefaring av et utvalg av nærøvingsområdene, oppstillingsplassene og terrengaksene i juni 2004 og materialet ble brukt både som datasupplement og kvalitetskontroll. Denne befaringen ble utført av Helikopterskvadronen på Bardufoss og H. Tømmervik (NINA), T. Johnsen (NINA) og Major Glorvigen var deltakere. Slitasjeområder og terrengakser som er blitt påvist av miljøvernoffiserene har også blitt kvalitetssikret ved hjelp av feltarbeid. Inngrepene er stedfestet med GPS og dokumentert med bilder i digitalt format. Lengde og bredde av kjøresporene, samt vegetasjonstyper ble registrert i felt. Det ble her lagt vekt på å få med dominante arter, artsforandringer, indikatorarter, samt sjeldne arter. Artene ble sjekket ut mot rødlista (DN 1999b) etter inndelingen i truethetskategorier. Inndelingen av vegetasjonstyper følger håndboken "Vegetasjonstyper i Norge" (Fremstad 1997). I tillegg ble det foretatt en beskrivelse av hvilke vegetasjonstyper som dominerer langs barmarkstraséene.

Når det gjelder influensoner ble det brukt noe andre verdier enn det som er beskrevet i kapittel 3. To influensbredder på henholdsvis 5 m vurdert som direkte skadesone, samt 25 m, vurdert som midlere skadet sone som dekker tverrspor, parallelle spor og forstyrrelser (se kapittel 3) ble brukt. Grunnen til at det her ble brukt smalere influensoner enn beskrevet i kapittel 3 er at det i hovedsak bare var kjørt etter et spor og at parallelle spor var mer sjelden enn tilfellet var i de faste skytefeltene. I nærøvingsområder var det ofte kjørt mye på kryss og tvers, men her mangler det enten flybildedata eller ferske flybilder. Bredden av de ulike kjøresporene ble også registrert (tabell 2 og 7).

I 2004 ble det foretatt en undersøkelse av hvordan re-vegeteringstiltakene som miljøvernoffiserene hadde satt i gang på 1990-tallet og fremover hadde virket. Kjøresporene langs terrengakser og opp til "oppstillingsplasser" ble delt inn i to kategorier av miljøvernoffiserene: revegetert og skadet (ikke-revegetert). Selve datainnsamlingen var i store trekk dekket av det øvrige arbeidet og forutsatte bare opplysninger om når de ulike tiltakene var utført. Disse dataene ble sammenholdt med feltdata innhentet i 2002 og 2003.



Figur 4.1. *Lokalisering av de ulike terrengakser og kjøreløyper opp til oppstillingsplasser som er behandlet i dette kapittel. Revegeterte kjørespor betyr kjørespor som er reparert av Forsvaret. Når det gjelder terrengakse nr. 8 Jutulstad-Altevannsdammen så er denne terrengaksen knapt synlig i terrenget da den ble kjørt i 1967.*

4.3 Resultater

4.3.1 Skader i kjøreløyper til oppstillingsplasser og terrengakser

Totalt ble ca. 245 km med terrengakser, traséer opp til oppstillingsplasser og andre kjøretraséer, befart både i felt og med helikopter. Av dette ble ca. 90 km befart i felt. Resultatet av dette arbeidet med en nærmere spesifikasjon av skadebildet for hvert enkelt område er gitt i Tabell 4.1. Utvelgelsen av oppstilingsplasser og terrengakser for videre undersøkelser ble foretatt etter innspill fra miljøoffiserene på et arbeidsmøte i april 2004, samt befaring med helikopter i juni 2004. En del bildemateriell og registreringer som ble stilt til disposisjon av Major Petter Glorvigen i Troms Garnison, er også inkludert i analysene. Figur 4.2 og 4.3 viser eksempler fra dette bildematerialet. Skadene som vises på disse to figurene er representative for skadebildet umiddelbart etter at skaden har oppstått og før det har startet naturlig gjengroing eller er gjort avbøtende tiltak. Skadebildet varierer noe etter ulik vegetasjonstype, terrengforhold og helling, samt den generelle terrengmessige sårbarheten i området (kapittel 1, 2 og 3). I figur 4.4 og 4.5 presenteres eksempler på skader som er under revegetering. Skadene i myra i Skardet (figur 4.4) er delvis reparert som ledd i Forsvarets avbøtende tiltak i 1991 og reparert i 1995-96, mens skadene i tørrere områder (figur 4.5) i større grad er revegetert på naturlig måte. Når det gjelder myr så må reparasjonstiltakene følges opp etter noen år for å hindre at oppstår områder med mye stagnerende vatn som på figur 4.4. Disse bildene er på sin side representative for situasjonen i myr og på fastmark under en revegeteringsfase. Dokumentasjon i form av tabeller samt beskrivelser som beskriver av skadeomfang og artsforandringer i og langs med kjøresporene relatert til type kjøretøyer er presentert i kapittel 4.3.5.

Følgende terrengakser (Tabell 4.1) ble befart og vurdert i 2003: Melhusskardet-Liveltskardet, Melhusskardet-Salangsdalen, Salangseidet, Skardet, Fjellfrøsvatn-Sagelvvatn, Mauken-Heia og Mauken-

Takelvdalen. Følgende terrengakser (Tabell 4.1 og Figur 4.1) ble befart i 2004: Signaldalen-Tamokdalen, Takvatn-Strupen, Krogstadskardet- Kjerrelvdalen, Bardujord-Kjerrelvdalen og Skoelvdalen- Bekkebotn. I tillegg ble det i 2004 gjort helikopterbefaring langs med den lange aksen (terrengakse nr. 8 på figur 4.1) fra Jutulstad (Skjold) via Storvatn til Altevannsdammen uten å finne noen spor fra helikopterhøyde. Det ble funnet meget utydelige spor under feltbefaring mellom Altevannsdammen og Gaskas-hytta, mens en i Storvatn–området ikke fant noen spor. Det var en del sivil kjøring langs med de fleste terrengaksene og spesielt i terrengaksene mellom Signaldalen og Tamokdalen. Det var også kjørt langs en del revegeterte kjørespor som bl.a. Lundeidet (terrengakse nr. 26 i figur 4.1) i Bardu.

Tabell 4.1 *Kartlagte terrengakser og kjøreløyper opp til oppstillingsplasser i 2003 og 2004.*

Terrengakser og oppstillingsplasser (løyper)		Skadet km	Reparert km	Kjøretøytype	År Skadet/ kjørt	År reparert	Kommentarer
Nr 1	Skibotn: Brennfjell	1,5		Ulike typer	1953-1991		Stor sivil trafikk
Nr 2	Tamokdal - Signaldal	16,9		Bv-202	1984-1985		Stor sivil trafikk: 4-hjulinger
Nr 3	Tamokdal-Signaldalshøyda	9,6		BV-202	1984-1985		Stor sivil trafikk: 4-hjulinger
Nr 4	Skardet	3,1		BV-202	1991	1995-96	Bra reparert
Nr 5	Reingjerdfjell	2,1		BV-202	1993	1995-96	Bra reparert
Nr 6	Nordgårdåsen	3,0		BV-202	2003	2003	Bra reparert
Nr 7	Jutulstad-Skjeggefjell	1,0	4,3	BV-202	2003	2003	Bra reparert
Nr 8	Jutulstad-Altevannsdammen	67,8		M-113	1967		Total naturlig revegetering
Nr 9	Vardfjellet (Kjerrelvdalen)	9,0		BV-202	1990-tallet		
Nr 10	Svarthaugen Målselv		1,6	BV-202	2003	2003	Bra reparert
Nr 11	Snauhaugen Målselv	3,86	1,0	BV-202	1980-2003	2003	Bra reparert
Nr 12	Strupfjellet	0,75	0,9	BV-202	2003	2003	Bra reparert
Nr 13	Finnvegåsen-Finntuva		2,0	BV-202	1996	1998	Bra reparert
Nr 14	Takelvdal-Falkefjell	6,5		BV-202	1990-tallet		
Nr 15	Akkasæter vest – Øvermoen		3,9	Ulike kjøretøyer	1993	1993	Bra reparert
Nr 16	Akka	6,8			1990-tallet		
Nr 17	Andsfjellet 1	7,7		BV-202			Regelmessig i bruk
Nr 18	Andsfjellet 2	3,7		BV-202			Regelmessig i bruk
Nr 19	Rustafjellet	6,7		BV-202			Regelmessig i bruk
Nr 20	Svartåsen (Sørreisa)	2,7		BV-202 CV 90	Etter 2000		
Nr 21	Heia (Sørreisa)	1,9		BV-202	Etter 2000		
Nr 22	Skoelvdalen-Bekkebotn (Salangen)	18,8		M-113	1987		Delvis god naturlig re-vegetering, sivil trafikk (4-hjuling og traktor)
Nr 23	Salangseidet		5,5	CV 90	2002	2002	Godt reparert
Nr 24	Kjerrelvdalen-Bardujord-Krogstadskardet	16,9		BV-202	1990		Delvis revegetert i skogen
Nr 25	Krogstadskardet	7,5	7,5	BV-202	1990	1992 og 1999	Bra reparert
Nr 26	Lundeidet		1,3	BV-202	1991	1992	Bra reparert, sivil trafikk; 4-hjuling
Nr 27	Gratangsfjellet		0,9	BV-202	1991	1993	Bra reparert
Nr 28	Øse	3,0		Bv-202	1992		
Nr 29	Bogen	5,9		CV 90 Leopard	2003		
Nr 30	Melhusskardet			BV-202 + andre	1970-1990-tallet		Sivil trafikk; traktorer, 4-hjuling

Se ellers kartet i Figur 4.1. for lokalisering og status av kjørespor. De opplysninger og data i form av kart, bilder og muntlig informasjon som miljøvernoffiserene har gitt om terrengakser, oppstillingsplasser og gamle kjørespor , stemte godt overens med observasjonene som ble gjort under feltundersøkelser og befaringer. I tabell 4.2 har vi beregnet de totale skadene langs med terrengaksene og løypene opp til oppstillingsplasser

For en beskrivelse av ulike influenssoner langs kjørespor henvises det til kapittel 3. I forbindelse med de relativt små nærøvingsområdene og det relativt enkle kjørespormønsteret langs terrengaksene ble det valgt å konsentrere seg om influensområder på 5 m (direkte påvirkning) og 25 m som en videre influenssone. Det antas ikke at kjøreintensiteten i terrengaksene er så vidt stor at 50 m influenssone er relevant av hensyn til dyrelivet. Arealet av skadete og reparerte arealer innenfor 5 m sonen ble beregnet til henholdsvis 1,06 km^2 og 0,15 km^2 som totalt utgjør totalt 1,2 km^2 (Tabell 4.2). Arealet av skadete og reparerte arealer innenfor 25 m sonen ble beregnet til henholdsvis 10,61 og 1,52 km^2 som totalt utgjør 12,13 km^2 (Tabell 4.2). Ved analyse av satellittbaserte vegetasjonskart er skadene relatert til vegetasjonstyper. Arealet av spesielt registrerte sårbare naturtyper m.h.t. biologisk mangfold utgjorde bare små arealer langs terrengaksene i undersøkelsesområdet. En terrengakse i Melhusdalen (terrengakse nr. 30 på Figur 4.1) i Bardu lå innenfor et sammenveid BM-område, men her sammenfaller Forsvarets kjøretrasé med en traktorveg som brukes aktivt av både grunneiere og Statnett. Det ble også foretatt analyser mot BM-områder innenfor Forsvarets nærøvingsområder (Forsvarsbygg 2004a) og heller ikke her var det noe sammenfall mellom de ulike terrengakser/oppstillingsplasser og BM-områder.

Tabell 4.2 *Påvirkning av kjørespor som følge av militær barmarkskjøring (terrengakser) relatert til vegetasjonstyper utenfor skyte- og øvingsfeltene i Troms-Nordland. Andel av vegetasjonstyper i influensområdene 5 og 25 m langs med kjøresporene blir beskrevet. I tillegg er både skadet og reparert/revegetert arealer presentert.*

		Skadet		Reparert		Skadet		Reparert	
		5 m		5 m		Influenssone 25 m		Influenssone 25 m	
Nr	Vegetasjonstyper	km^2	%	km^2	%	km^2	%	km^2	%
0	Uklassifisert	0,04	3,40	0,00	0,7	0,40	3,40	0,01	0,89
1	Furuskog	0,00	0,38	0,00	1,3	0,04	0,38	0,02	1,48
2	Furuskog-åpen	0,00	0,19	0,00	0,0	0,02	0,19	0,00	0,06
3	Blandingsskog (furu/bjørk)	0,01	0,93	0,00	2,6	0,10	0,93	0,04	2,78
4	Lavbjørkeskog	0,00	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
5	Bjørkeskog – krekling type	0,04	3,31	0,00	1,3	0,35	3,31	0,02	1,42
6	Bjørkeskog – blåbær type	0,02	1,99	0,00	1,3	0,21	1,99	0,02	1,54
7	Bjørkeskog blåbær/småbregne	0,06	5,66	0,04	25,2	0,60	5,66	0,38	24,75
8	Høgstaudeskog (bjørk/gråor)	0,16	15,44	0,04	29,1	1,64	15,44	0,44	29,01
9	Lågurtskog (bjørk/silkeselje)	0,04	4,06	0,01	8,6	0,43	4,06	0,13	8,29
10	Ris-/tuemyr	0,01	0,89	0,00	0,7	0,09	0,89	0,01	0,41
11	Grasmyrer	0,03	2,95	0,00	2,0	0,31	2,95	0,03	1,95
12	Ris-/viermyrer	0,03	2,45	0,01	4,6	0,26	2,45	0,07	4,62
13	Blautmyrer	0,01	1,14	0,00	0,0	0,12	1,14	0,00	0,06
14	Sump/våtmark	0,00	0,12	0,00	0,0	0,01	0,12	0,00	0,00
15	Eksponerte rabbesamfunn	0,01	1,05	0,00	0,0	0,11	1,05	0,00	0,00
16	Greplyng-reinroserabber	0,05	5,06	0,00	0,7	0,54	5,05	0,01	0,83
17	Lavheier	0,00	0,00	0,00	0,0	0,00	0,00	0,00	0,00
18	Lyngheier	0,05	5,06	0,00	1,3	0,54	5,06	0,02	1,48
19	Risheier	0,08	7,98	0,02	13,2	0,85	7,97	0,20	13,44
20	Grasheier	0,09	8,83	0,01	3,3	0,94	8,83	0,05	3,32
21	Alpine engsamfunn	0,12	11,14	0,01	3,3	1,18	11,14	0,05	3,32
22	Moderate snøleier	0,04	3,77	0,00	0,7	0,40	3,77	0,01	0,36
23	Snøleier	0,03	2,94	0,00	0,0	0,31	2,94	0,00	0,00
24	Mellomalpine snøleier	0,04	3,70	0,00	0,0	0,39	3,69	0,00	0,00
25	Mellomalpine rabber, blokkmark	0,03	3,10	0,00	0,0	0,33	3,10	0,00	0,00
26	Snø/isbreer	0,04	3,40	0,00	0,0	0,36	3,39	0,00	0,00
27	Vann	0,00	0,09	0,00	0,0	0,01	0,09	0,00	0,00
28	Impediment	0,01	0,96	0,00	0,0	0,10	0,96	0,00	0,00
	Totalt	1,06	100,00	0,15	100,0	10,61	100	1,52	100,00

Figur 4.2 *Kjøreskader ved oppstillingsplassen på Snauhaugen. Foto: Major Petter Glorvigen 18.6.2003. (Se kart i figur 4.1; terrengakse nr.11).*

Figur 4.3*. Kjøreskader av beltevogn (BV-202) opp til oppstillingsplassen på Strupfjellet (Davit Omasvarri). Beltevognløypa går først opp etter en traktorveg i rikere skogstyper og så går den videre opp til Strupfjellet (Davit Omasvarre) hvor det er påført en del skader på vegetasjonen. Foto: Major Petter Glorvigen 30.5.2003. (Se kart i figur 4.1; terrengakse nr.12).*

***Figur 4.4**. Flere parallelle kjørespor av beltevogn (BV-202) på myr i Skardet (Se kart i figur 4.1; terrengakse nr.4). Sporene er delvis gjengrodde. Her er det blitt utført revegeteringstiltak.*

***Figur 4.5**. Terrengakse for beltevogn (BV-202) i Skardet som er under gjengroing etter revegetering. (Se kart i figur 4.1; terrengakse nr.4).*

4.3.2 Skader i nærøvingsområder.

Skadene i nærøvingsområdene var variable av omfang, og en opplisting av skadeomfang og type er gitt i tabell 4.3. Noen av områdene hadde få skader eller ingen skader som for eksempel område SK8 som tilhører Skjold Garnison, mens andre som nærøvingsområdet på Fossmoen (Fossmofeltet) hadde til dels svært store skader. Årsaken til de store skadene på Fossmofeltet (2006 dekar) er at dette består av det gamle flyplassområdet på Bardufoss og man har funnet det formålstjenlig å kanalisere tunge strids- og panservogner til dette området, da det var delvis opparbeidet fra før av. Opprinnelig var dette en furumo dominert av tyttebærfuruskog og blåbær-blandingsskog som brukes til øving med panservogner og stridsvogner (Leopard og CV-90) (figur 4.6). I tillegg kommer arealet under en kraftlinje med som er ryddet for skog. På bakgrunn av bildebehandling (klassifikasjon) av et bilde tatt fra helikopter (figur 4.7) ble skadete og ødelagte områder beregnet til å være ca. 550 dekar. Bakgrunnen for at vi har valgt å fokusere på dette feltet er at dette i tillegg til Nesmoen-feltet er svært preget av tung aktivitet siden 1950-årene. I tillegg har vi ferske fly- (Fossmoen) og satellittbilder (Nesmoen) fra disse to områdene

Det totale omfanget av kjøreskader, slitasje og infrastruktur innen nærøvingsområder ble beregnet til ca 3,km^2 av i alt 27 km^2 (Tabell 4.3). Her har de områdene som var mest preget av militær virksomhet blitt beregnet etter en kvalitativ vurdering i mangel av flybilder med påfølgende skjønnsmessig anslag av areal. Da vi har foretatt befaringer i de fleste områdene så regner vi med å ha fått med de områdene som har middels til store skader. Det er imidlertid en del områder med små skader eller hvor skadene er i ferd med å gro igjen som ikke er tatt med i denne beregningen, men arealet av disse skadene anses som så pass små at dette forhold ikke fører til en betydelig underestimering av det totale skadearelet. Arealene for flyplasser, bymessige områder og annen tung infrastruktur er ikke tatt med, da det der ikke er lett å skille militær og sivil infrastruktur fra hverandre.

***Figur 4.6**. Kjøreløyper for stridsvogn (Leopard) på nærøvingsfeltet på Fossmoen (Bardufoss).*

Figur 4.7. *Flybilde over Fossmofeltet tatt fra helikopter i juni 2002. Foto: Helikopterskvadronen på Bardufoss.*

Tabell 4.3. *Kjøreskader og annen slitasje/inngrep i nærøvingsområdene. Skadeomfanget er kategorisert som små/ingen skader (0-25% skader), midlere skader (25-50% skader og store skader (50-100 % skader) (kilde: Forsvarsbygg (2004a)). Tomme tabellceller betyr ingen data.*

Nærøvingsområder/ andre leieområder	**Areal i dekar**	**Beskrivelse av skader**	**Skadeomfang av militær virksomhet**	**% andel skadet (beregnet fra rapport og bilder)**	**Infrastruktur, slitasje og kjøreskader. Areal i dekar**
Skjold garnison Sk1	303	Mange tekniske inngrep	Store skader	50	150
Skjold garnison Sk2	2266	Noen kjøreskader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk3	484	Mange tekniske inngrep	Store skader	50	242
Skjold garnison Sk4	1228	Noen kjøreskader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk5	1304	Noen kjøreskader, noe infrastruktur	Små/ingen skader	10	130
Skjold garnison Sk6	4185	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk7	2497	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk8	6653	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk9	203	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk10	160	Skytebane	Store skader	100	160
Skjold garnison Sk11	276	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Skjold garnison Sk12	231	Stor slitasje	Store skader	100	231
Skjold garnison Sk13	156	Stort grustak	Store skader	**100**	156
Skjold garnison Sk14	861	Små skader	Små/ingen skader		
Heggelia H1	181	Ingen spesielle skader	Små/ingen skader		
Heggelia H2	422	Småveier og groper, Noen kjøreskader	Midlere skader	50	211
Heggelia H3 Fossmofeltet	2006	Store kjøreskader (550 dekar totalt skadet), Totalt fragmentert skog	Store skader sentralt i feltet. Skadene arealbestemt med bildebehandling	27	550
Heggelia H4	24	Dumpingplass	Store skader		24
Heggelia H5	60	Små inngrep, vei	Midlere skader	25	15
Heggelia H6	208	Små skader	Små/ingen skader		
Heggelia H7	141	Små inngrep, vei	Små/midlere skader	20	28
Heggelia H8	61	Veier og stillinger, Stor påvirkning	Store skader	100	61
Heggelia H9	28	Veier	Midlere skader	50	14
Heggelia H10	56	Veier og kjøreskader	Midlere skader	50	28
Heggelia H11	50	Gammel vei	Små/ingen skader		
Heggelia H12	59	Ingen spesiell slitasje	Små/ingen skader		
Heggelia H13	249	Sandtak, veier	Små/ingen skader	10	25
Heggelia H14 Andsfjellet	982	Veier, kjøreskader og stillinger	Midlere skader		
Heggelia H15	179	Veier, kjøreskader og stillinger (gamle skader)	Midlere skader	25	45
Heggelia H16	74	Mye hogst	Sivil virksomhet		
Heggelia H17	45	Tynningshogst	Sivil virksomhet		
Heggelia H18 Rustafjellet	1443	Mange gamle kjørespor, delvis gjengrodde	Små skader		
Setermoen garnison Se1	109	Stor påvirkning	Store skader	50	55
Setermoen garnison Se2	56	Noen skyttergraver	Små skader		
Setermoen garnison Se3 (Nesmoen)	801	Påvirket av tråkk og motorferdsel Totalt fragmentert	Store skader (areal beregnet ved bildebehandling)	50	400
Setermoen garnison Se4	313	Vei	Små/ingen skader		
Setermoen garnison Se5	138	Vei og tråkkslitasje	Store skader	50	69
Setermoen garnison Se6	816	Store kjøreskader og slitasje	Store skader	50	408
Setermoen garnison Se7	217	Ingen spesiell slitasje	Små/ingen skader		
Setermoen garnison Se8	158	Ingen spesiell slitasje	Små/ingen skader		
Totalt	**27075**				**3002**

4.3.3 De totale skader i nærøvingsområder, oppstillingsplasser og langs terrengakser

I Tabell 4.4 er kjøreskader slitasjeområder og infrastruktur relatert til overordnede vegetasjonstyper for terrengakser, løyper opp til oppstillingsplasser samt nærøvingsområder presentert. Totalarealet for skadet areal er beregnet til 4213 dekar fordelt på 1211 dekar på terrengakser/oppstillingsplasser og 3002 dekar i nærøvingsområder. Her er det benyttet en skadesone på 5 m langs terrengakser og kjørespor opp til oppstillingsplasser. Brukes en skadesone på 25 m på begge sider av terrengakser/oppstillingsplasser blir det influerte areal vel 12110 dekar (Tabell 4.2) langs disse kjøresporene. Fordelt på overordnete vegetasjonstyper så viser Tabell 4.4 at det er relativt små arealer (ca. 800 dekar) av den mest sårbare vegetasjons- og naturtypen – myr. Sett i lys av at totalarealet av myr i kommunene innenfor undersøkelsesområdet er 534 km^2 (Statistisk Sentralbyrå (www.ssb.no), er dette svært små områder. Med hensyn til skog så utgjør totalarealet av skog 4630 km^2 og Forsvarets bruk har også her bare berørt små områder (Tabell 4.4).

Tabell 4.4. *Kjøreskader og andre inngrep som infrastruktur og slitasjeområder relatert til overordnede vegetasjonstyper for terrengakser samt nærøvingsområder.*

	Kjøreskader langs terrengakser, oppstillingsplasser etc.	**Nærøvingsøvingsområder; slitasje, kjøreskader og infrastruktur**
Overordnet vegetasjonstype	**Totalareal i km^2**	**Totalareal i km^2**
Skog	0,481	2,567
Myr	0,091	0,435
Fjell	0,592	0
Snø, is, berg, vann	0,047	0
Total	**1,211**	**3,002**

4.3.4 Kjøresporskader relatert til sårbarhetsklasser

Frekvens av kjørespor relatert til sårbarhetsklasser (se kapittel 1 for nærmere beskrivelse av klassene) er presentert i Tabell 4.5 utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene. Det er størst frekvens av kjørespor innenfor områder som har relativ høy bæreevne for kjøretøyer (Tabell 4.5) og dermed liten terrengslitasjesårbarhet (sårbarhetsklasse 2 – se kapittel 1). Flesteparten av de revegeterte sporene ligger imidlertid registrert i områder med høyere sårbarhet.

Tabell 4.5 *Frekvens av kjørespor relatert til sårbarhetsklasser (se kapittel 1 for nærmere beskrivelse av klassene) utenfor skyte- og øvingsfeltene. Antall lengdemeter med kjørespor er ca 10 pr. piksel.*

	Skadet	**Revegetert**
Sårbarhetsklasse (se kapittel 1)	**Mengde spor***	**Mengde spor***
1	634	1
2	11660	747
3	5301	1054
4 og 5	2891	2090

* antall piksler 10x10 m (se kapittel 2 og 3)

4.3.5 Skader relatert til type kjøretøy

I Tabell 4.6 presenteres karakteristiske trekk med hensyn til kjøreskader relatert til kjøretøytype fra 2004. Her har vi kun brukt data fra terrengakser og ”oppstillingsplasser”. Tabellen gjelder ikke repererte spor. Omfanget av skadene som er referert i Tabellene 4.1 og 4.2 varierer sterkt med alder på kjøresporene, vegetasjonstype og terreng. Variasjonen i bredden var fra 1,9 til 15 m for eldre spor av beltevogner (BV-202), mens den gjennomsnittlige bredden var på 2,5 m for denne typen. For yngre

spor var variasjonen i bredden fra 2,1 til 2,7 m. Dette tyder på at Forsvaret i den senere tid har vært mer forsiktig under kjøringen, og holdt seg til et spor. Den gjennomsnittlige bredden for panservognen CV-90 var på 4 m og her var andelen av vegetasjon lavere enn i de sporene der beltevognene hadde kjørt. Likeledes var andelen av blottlagt jord, humus og grus høyere i disse kjøresporene sammenliknet med sporene etter beltevogner.

Tabell 4.6 *Karakteristiske data (bredde, dybde, vegetasjonsdekning og artsforandringer) ved skader for ulike kjøretøytypene langs med løyper opp til oppstillingsplasser og langs terrengakser (utført i 2004).*

Type kjøretøyer	**CV-90**	**M113 Gamle spor**	**BV-202 Gamle spor**	**BV BV-210**	**LTK 6-hjulinger**
Gjennomsnittlig bredde (m)	4	2,7	2,5	2,4	1,7
Variasjon i bredde (m)	3,5-4,5	2,7-2,8	1,9-15,0	2,1-2,7	1,6-1,8
Gjennomsnittlig dybde (cm)	40	14	16	12	25
Variasjon i dybde (cm)	30-50	10-20	0-40	0-30	25
Vegetasjondekning %	45	97	76	73	15
Jord, humus og grus %	50	3	8	25	30
Stein og bart fjell %	5		16	2	55
Antall observasjoner	5	15	40	36	2
Artsforandringer:					
Tørr mark	Sølvbunke, smyle, skogrørkvein	Gjengrodd med opprinnelige arter	Sølvbunke, engkvein, smyle, skogrørkvein, finnmarksrørkvein	Sølvbunke, engkvein, smyle, skogrørkvein	Sølvbunke, smyle, skogrørkvein
Fattigmyr-Intermediærmyr	Duskull, torvull, snøull	Gjengrodd med opprinnelige arter	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull
Intermediær myr: trådstarrmyr	Flaskestarr, smårørkvein, duskull	Gjengrodd med opprinnelige arter	Flaskestarr, smårørkvein, duskull	Flaskestarr, smårørkvein, duskull	Flaskestarr, smårørkvein, duskull

Det ble utført målinger av bredde og dybde av kjørespor, samt målinger av bortslitt areal og beskrivelser av vegetasjonssammensetning i kjørespor avsatt av ulike typer kjøretøy også innenfor skytefeltene og nærøvingsområder (tabell 4.7). Registreringene er foretatt i perioden 2002-2004 og inneholder også det datagrunnlaget fra 2004 som er presentert i tabell 4.6. Tabellen gjelder ikke reparerte spor. Skadene varierer med størrelse og tyngde på kjøretøyene. Resultatene viser også her (som forventet) at kjøring med artilleri-vogner, tyngre panservogner og stridsvogner fører til større skader enn beltevogner.

Det ble registrert klare artsforandringer (Tabell 4.6 og 4.7) i kjøresporene ved at smyle, sølvbunke, finnmarksrørkvein og skogrørkvein har kommet inn som dominerende arter i kjøresporene på tørr mark, mens duskull, torvull og snøull dominerte på fattigere myr. På mellomrike og rike myrer (intermediære og rike myrer) dominerte duskull og flaskestarr der det var bløtt, mens smårørkvein dominerte der det var tørrere. Dette gjelder alle typer oppkjørte spor unntatt gamle spor av panservogner (M113) og enkeltspor av beltevogner og LTK (6-hjulinger). Dette er tilsvarende observasjoner som beskrevet i kapittel 2

Tabell 4.7 *Karakteristiske trekk (spordybde, sporbredde og artsforandringer) ved skader for de ulike kjøretøytypene.*

Type kjøretøyer	**Artilleri**	**Tyngre panser/strids-vogner (nye spor)**	**Tyngre panser/strids-vogner (gamle spor)**	**CV-90 (panser-vogn)**	**M113 (panser-vogn) Gamle spor**	**Beltevogn BV-202**	**Beltevogn BV-210**	**6-hjulinger (LTK)**
Gjennomsnittlig bredde (m)	7,9	9,3	3,3	3,7	3,7	3,7	3,6	1,4
Variasjon i bredde (m)	3,6 – 20,0	4,4 -22,0	2,7-13,5	3,5-6,0	3,0-4,0	1,9-15,0	2,1-19,5	1,2-1,5
Gjennomsnittlig dybde (cm)	32	36	30	37	22	25	38	20
Variasjon i dybde (cm)	30-35	10-50	10-40	0-50	20-25	15-60	15-100	10-30
Vegetasjonsdekning i %	37	28	73	45	100	68	40	85
Antall observasjoner	5	11	12	11	15	131	112	13
Artsforandringer:								
Tørr mark	Sølvbunke, smyle, skogrørkvein	Sølvbunke, smyle, enkvein, skogrørkvein	Sølvbunke, engkvein,smyle, skogrørkvein, finnmarks-rørkvein	Sølvbunke, smyle, skogrørkvein	Gjengrodd med opprinnelige arter	Sølvbunke, engkvein, smyle, skogrørkvein, finnmarks-rørkvein	Sølvbunke, engkvein, smyle, skogrørkvein	Sølvbunke, smyle, skogrørkvein
Fattigmyr-Intermediærmyr	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull,	Gjengrodd med opprinnelige arter	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull	Duskull, torvull, snøull
Intermediær myr: trådstarrmyr og rikere myr	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Gjengrodd med opp-rinnelige arter	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Flaskestarr, duskull, smårørkvein	Flaskestarr, duskull, smårørkvein

4.3.6 Revegetering og reparasjonstiltak

Forsvaret har de siste årene iverksatt diverse tiltak for å reparere skader etter terrengkjøring. Det er utført en kartlegging og evaluering av utvalgte revegeterings- og reparasjonstiltak. Figur 4.8 og 4.9 viser eksempler på godt utførte revegeteringstiltak på Salangseidet. De kartlagte kjøresporene er delt inn i to kategorier: ikke-revegetert og revegetert. Miljøvernoffiserer har gitt opplysninger om kjøreskadenes alder og når reparasjonstiltakene ble iverksatt. I Tabell 4.1 er det markert hvilke løyper som er revegetert.

Den prosentvise dekningen av vegetasjon er klart høyere i kjørespor hvor det er foretatt revegeteringstiltak sammenlignet med ureparerte kjørespor (tabell 4.8). For eksempel hadde ikke-reparerte CV-90-spor (panservogn) en vegetasjonsandel på 45 %, mens de revegeterte sporene hadde en vegetasjonsandel på over 80 %. For beltevognspor hadde ikke-revegeterte spor av eldre årgang en vegetasjonsandel på ca. 70 % mens revegeterte hadde en vegetasjonsandel på over 80 %. Når det gjelder ferske beltevognspor viste de reparerte sporene en vegetasjonsandel på over 70 %, mens de ikke-reparerte sporene hadde en andel på litt over 60%. De områdene der rehabiliteringen ikke var så vellykket var i svært bløte myrområder hvor vårflommer og vanlig vannerosjon lett kan ødelegge tiltakene som er utført. I tillegg må reparasjonene kontrolleres etter både et og to år for eventuelt stoppe tilløp til vannansamlinger og vannerosjon. Tabellen gir også et inntrykk av tidshorisonten for naturlig revegetering. Panservognspor som ble avsatt på 1960-80-tallet var nesten fullstendig revegetert ved naturlig revegetering. Det samme er også observert for gamle beltevognspor. I tabell 4.9 er det presentert eksempel på vegetasjonsanalyser fra Skardet ved Skjold garnison og her ser en at vegetasjonssammensetningen i en trådstarrdominert myr går over fra å dominert fra trådstarr til flaskestarr og duskulldominerte myrer og enkelte tilfeller til smårørkveindominerte samfunn i revegeterte kjørespor.

Tabell 4.8 *Kjørespor relatert til revegeteringstiltak og type kjøretøyer. År for kjøring og eventuell reparasjon er presentert i tabellen (kilde miljøvernoffiserer)..*

Type kjøretøyer	**CV-90**	**CV-90**	**M113**	**BV**	**BV**	**BV**	**BV**
			Gamle spor	**Gamle spor**	**Gamle spor**	**Nye spor**	**Nye spor**
År for kjøring	2002-2003	2002-2003	1967-1980	1970-2000	1970-2000	2000-2004	2000-2004
År for reparasjon	ingen	2003	ingen	ingen	1992-1996	ingen	2003
Gjennomsnittlig bredde (m)	4	4	2,7	3,5	2,8	2,6	2,3
Indre bredde (m)	2,5		1,2	1,8	0,8	1,5	1,1
Variasjon i bredde (m)	3,5-4,5	3,5-6,0	2,5-2,8	2,0-15,0	2,3-8,0	2,0-3,0	2,1-2,7
Gjennomsnittlig dybde (cm)	40	15	8	21	13	11	7
Variasjon i dybde (cm)	30-50	0-30	0-20	0-55	0-35	0-45	0-10
Andel vegetasjon (%)	45	80	98	69	81	61	71
Jord, humus og grus (%)	50	20	2	10	17	32	27
Stein og bart fjell (%)	5			21	2	7	3
Antall registreringer	5	6	15	184	44	6	21

Figur 4.8 *Kjøreskader fra panservognen CV-90 i skog (enkelte fuktige partier) fra våren 2002 på Salangseidet (terrengakse nr. 23 i figur 4.1). Her er det foretatt enkle manuelle reparasjoner i regi av 6. Divisjon med påfølgende naturlig revegetering. Datoene på bildene viser utviklingen over tid. Foto: Petter Glorvigen og Torkild Westgaard, 6. Divisjon.*

Figur 4.9 *Kjørespor (CV-90) i fattig og halvrik myr fra våren 2002 på Salangseidet (Se terrengakse nr. 23 i figur 4.1). Her er det foretatt enkle manuelle reparasjoner i regi av Troms Garnison med etterfølgende naturlig revegetering. Datoene på bildene viser utviklingen over tid. Foto: Petter Glorvigen og Torkild Westgaard, Troms Garnison.*

Tabell 4.9. *Vegetasjonsanalyser i reparerte kjørespor i Skardet (nærøvingsområde ved Skjold garnison). Vegetasjonstypen ligner mest på L2 Intermediær/Middelsrik fastmattemyr (Fremstad 1997). Tallene viser dekning i prosent.*

Plante samfunn **Arter: Norske navn**	**Latinske navn**	**Naturlig plantesamfunn Utenfor kjøre-sporet** **Rutestørrelse: 1 m²; Vegetasjons-dekning: 85%**	**Revegetert plantesamfunn i kjøresporet** **Rutestørrelse: 1 m² Vegetasjons-dekning: 85%**	**Revegetert plantesamfunn i kjøresporet** **Rutestørrelse: 1 m² Vegetasjons-dekning: 75%**	**Revegetert plantesam-funn i kjøre-sporet** **Rutestørrel-se: 1 m² Vegetasjons-dekning: 80%**
Sølvvier	*Salix glauca*		5		
Salix myrsinifolia	*Salix myrsinifolia*			1	
Kvitlyng	*Andromeda polifolia*	1	1	1	
Stortranebær	*Vaccinium oxyccoccus*	1	1		
Bukkeblad	*Menyanthes trifoliata*	2	2		2
Dvergjamne	*Selaginella selaginoides*				
Fjellfrøstjerne	*Thalictrum alpinum*		1		2
Myrfiol	*Viola palustris*		1		
Geitrams	*Chamerion angustifolium*		1		
Jåblom	*Parnassia palustris*		1	1	2
Myrhattt	*Comarum palustris*	1	1	1	2
Myrsauløk	*Triglochin palustris*				
Engsyre	*Rumex acetosa*		1		
Fjellarve	*Cerastium alpinum*	1	1		
Harerug	*Bistorta vivipara*		1		
Myrsnelle	*Equisetum palustre*		2	1	2
Strengstarr	*Carex chordorrhiza*	2			
Trådstarr	*Carex lasiocarpa*	30	5		5
Flaskestarr	*Carex rostrata*	25	35	5	25
Frynsestarr	*Carex paupercula*	5	1		
Sølvbunke	*Deschampsia cespitosa*	1			1
Duskull	*Eriophorum angustifolum*	5	25	2	35
Torvull	*Eriophorum vaginatum*	10		1	
Smårørkvein	*Calamagrostis stricta*			50	1
Småbjønnskjegg	*Trichophorum alpinum*	1			1

4.4 Diskusjon og konklusjon

Områdene som dekkes av dette kapitlet er små i forhold til de store skyte- og øvingsfeltene som er beskrevet i kapittel 3. Resultatene er imidlertid viktige fordi de gir et supplerende bilde av Forsvarets innvirkning på naturmiljøet i Troms. Terrengaksene som beskrives ligger videre utenfor de mest belastede og faste aktivitetsområdene og er av stor betydning fordi de sprer miljøvirkningene ut over et større geografisk område. Nærøvingsområdene har generelt sett relativt små områder med store skader. Skadene er gjerne konsentrert og det kan være vanskelig særlig i forhold til infrastruktur å skille mellom militær og sivil bruk. Fossmofeltet skiller seg ut ved at dette gamle flyplassområdet har omfattende skader fra kjøring med panservogn. Området er en klassisk militær lokalisering på en sand- og grusmo der grunnen har god bæreevne. Slike områder er imidlertid generelt viktige for geo-

logisk mangfold og det bør utøves forsiktighet slik at virksomheten ikke ødelegger kanter og nivåskiller i terrenget som er viktige signaler når det gjelder den geologiske dannelseshistorien.

Barmarkskjøring er en av hovedårsakene til terrengslitasje i utmark, og i Nord-Norge har Forsvaret i flere tiår benyttet motorkjøretøyer, som beltevogner, panservogner, stridsvogner, lastebiler og i nyere tid også terrenggående motorsykler (LTK). Slitasjen og skaden på terrenget skjer ved at belter og hjul etterlater seg spor i naturen. I visse naturtyper som f.eks. myr, våtmark, løsmasser med bløt leire eller vegetasjonstyper med sparsom og sentvoksende vegetasjon kan sporene etter motorkjøretøy bli meget langvarige eller permanente (Christensen et al. 2001). De fleste terrengakser og oppstillingsplasser som Forsvaret har benyttet er befart og det er innhentet feltdata og opplysninger fra nærøvingsområder innen undersøkelsesområdet. Dette bidrar, sammen med resultatene fra de faste skyte- og øvingsfeltene (Kapittel 3), til at man har fått god oversikt av de totale effekter av Forsvarets innvirkning på naturmiljøet i Troms.

Arealet av spesielt sårbare naturtyper (sammenveide BM-områder) m.h.t. biologisk mangfold som ulike myrtyper utgjorde bare små arealer langs terrengaksene i undersøkelsesområdet. Analysene må anses som foreløpige på grunn av manglende data fra biologisk mangfoldkartlegging i sentrale kommuner for militær virksomhet som Storfjord, Målselv, Bardu, Gratangen, Lavangen, Salangen, Dyrøy og Lenvik kommuner. Når slike data foreligger for hele området vil det være mulig å analysere skadebildet mer nøyaktig for slike naturtyper siden skadene registrert i Tromsundersøkelsen er ferdig digitalisert.

Det er registrert en del skader i vegetasjonstypene rikskog og myr med potensiale for høyt biologisk mangfold. På den annen side så er rikskog en ganske vanlig skogtype i Troms i forhold til andre steder i landet og den totale belastningen vurderes dermed som liten (Thannheiser et al. 2005). Når en sammenholder omfanget av kjøreskader og andre skader i oppstillingsområder, nærøvingsområder og terrengakser (ca. 4.2 km^2) med totalarealet av naturtyper/vegetasjonstyper med høyt biologisk mangfold og stor sårbarhet, er derfor det totale skadebildet for Troms lite.

Det viste seg at det var flest nyere kjørespor i områder med stor bæreevne og liten terrengsårbarhet. Dette er avvikende i forhold til det som er registrert innen skyte og øvingsfeltene (kapittel 2 og 3). Grunnene til dette kan være at det er tatt mer hensyn til naturmiljøet utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene enn innenfor. De fleste revegeterte sporene ble registrert i områder med høy terrengslitasjesårbarhet (i myr og fuktig mark). Dette har trolig sammenheng med at Forsvaret har prioritert avbøtende tiltak fordi skadebildet her normalt er mest fremtredende. I og med at disse tiltakene ser ut til å ha en klar positiv effekt, viser både skadebildet av nyere spor og revegeteringen av gamle spor god effekt av at det tas mer miljøhensyn i disse områdene nå enn før.

De reparasjonstiltak som er blitt utført i Indre Troms ser ut til å ha lykkes svært godt. Den prosentvise andelen av vegetasjon er vesentlig høyere i kjørespor hvor det er foretatt tiltak sammenlignet med ureparerte kjørespor. Spesielt ser det ut til at det er viktig å foreta revegeteringstiltak i panservognspor og sterkt nedkjørte beltevognspor. De områdene som ikke ble så godt reparert var svært bløte myrområder hvor vannerosjon lett kan ødelegge tiltakene som er utført. Også naturlig revegetering på tørr mark (skog og hei) ser ut til å lykkes, men dette tar rimeligvis betydelig lengre tid, og er avhengig av at kjøring i traseen opphører. Det er videre en forutsetning at ikke kjøreskadene er for omfattende og at det ikke er oppstått store sekundære skader som for eksempel erosjon, noe som fort kan skje i hellende terreng. Gjengroingshastigheten av kjørespor i de kalkrike vegetasjonstypene (som rikere skoger, myrer og heier) ser ut til å være hurtig, slik at det er forventet at sporene delvis blir restaurerte gjennom naturlige gjengroingsprosesser i løpet av 20-30 år. I enkelte tilfeller var det nesten umulig å observere 30-40 år gamle spor av panservogner som var kjørt etter svært lange terrengakser. Dette gjør at det i dag ikke er spesielt mange skogsområder av rik karakter som viser tydelige kjørespor selv om de tidligere har vært skadet av barmarkskjøring. Forholdet mellom reparasjon av selve skadebildet med etterfølgende naturlig revegetering i forhold til mer aktiv revegetering med tilsetting av vekstfremmende stoffer (kalk, algebaserte midler etc.) vil bli nærmere diskutert i kapittel 8.

Resultatene i dette kapitlet understreker at det er viktig å planlegge barmarkskjøring godt og i størst mulig grad unngå kjøring i fuktige vegetasjonstyper og områder med svak bæreevne. Dette er en vurdering som sammenfaller med resultatene og konklusjonene fra kapittel 2 og 3.

Kapittel 5

EFFEKTSTUDIER PÅ FUGL

Karl-Birger Strann
Karl-Otto Jacobsen

(NINA)

5.1 Innledning

Menneskets påvirkning av naturmiljøet har i økende grad påvirket flora og fauna negativt på internasjonal skala, men også på nasjonal skala i Norge. Det er først og fremst gjennom arealinngrep at effektene har vært mest negative, men også indirekte effekter som forurensning og sur nedbør er viktige faktorer (Direktoratet for naturforvaltning 1992, Tucker & Heath 1994).

Fuglearter som vipe, åkerrikse, kornspurv, storspove og hortulan er eksempler på fuglearter som har gått sterkt tilbake grunnet menneskets påvirkning av miljøet. I Norge er det arter knyttet til naturtyper som kulturlandskap, skog og våtmarker som har gått mest tilbake. Dette skyldes først og fremst endret bruk av disse arealene. Endrete dyrkingsformer eller gjengroing har endret leveforholdene for en rekke hekkende fuglearter i våre kulturlandskaper. Dramatiske endringer i skogbruket med flatehogst, treslagskifte og maskinell drift har ført til store endringer i skogens utseende og dermed leveforhold for mange arter (Direktoratet for naturforvaltning 1992, Tucker & Heath 1994). Skogsfugl som storfugl og rovfugl som hønsehauk har begge hatt en sterk nedgang i hekkebestand i våre skogsområder (DN 1987). Oppdyrking av våtmarker har redusert egnede våtmarkssystemer for mange arter våtmarksfugler. Økende omfang av motorisert ferdsel har også ført til endringer i de gjenværende arealene av denne naturtypen. Særlig markert er dette i deler av Finnmark (Fylkesmannen i Finnmark, pers. medd) og innenfor deler av Forsvarets skyte- og øvingsfelt (Kapittel 3). Kjørespor etter traktorer, motorsykler og beltevogner forandrer vegetasjonsdekket og samtidig kan disse endre vannsig og dermed leveforholdene for mange typer biologisk mangfold som er avhengige av en stabil vannbalanse.

Det er imidlertid gjennomført få studier i Norge som kan dokumentere omfanget av disse endringene og hvilke arter som eventuelt påvirkes. I forprosjektet "Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms" (Tømmervik et al. 2002) gis det en gjennomgang av studier på fauna og flora med relevans for undersøkelsesområdet i hovedprosjektet. For fauna er det imidlertid svært lite kunnskap fra områder i Norge eller Norden, dvs. områder med mest relevans for faunaen i Troms.

Lokale forurensinger kan også forekomme gjennom drivstoffsøl. Dette kan skje både i skyte- og øvingsfeltene og i forbindelse med for eksempel ilandstigningsøvelser. Det er særlig vannfugl som er sårbare for slike små og lokale søl. Selv svært små søl kan gi betydelige skadeomfang på vannfugl (Anker-Nilssen et al. 1988, Strann et al. 1993).

Fugleundersøkelsene gjennomført i dette kapittelet har hatt som mål å undersøke hvilken effekt Forsvarets aktiviteter har hatt på fuglefaunaen i de berørte områdene. For ilandstigningsområdene er det også gjort en vurdering av pattedyrfaunaen. Fugler benyttet i studiet er valgt ut fra deres tallrikhet (både i artsantall og individantall), og at det allerede finnes en omfattende kunnskap om artenes biologi, habitatkrav og populasjonstrender fra indre Troms. De er også valgt fordi fugler har gode indikatoregenskaper og innehar nøkkelfunksjoner i de aktuelle økosystemene. Viktige indikatoregenskaper er sensitivitet i forhold til menneskelig virksomhet, inkludert effekter av forstyrrelser fra kjøretøy og personell, habitatødeleggelser og fragmentering av områder og forurensing (Tucker & Heath 1994). En fragmentering betyr at habitatene blir fordelt på stadig mindre enheter som stadig blir mer isolerte fra hverandre. Konsekvensene av en slik utvikling er at flere bestander opptrer i små antall som lokalt kan påvirke levedyktigheten (Wiens 1989).

Fugl kan ha en rekke nøkkelfunksjoner på andre deler av økosystemet de lever i. Rovfugl og ugler kan påvirke bestander av byttedyr (småpattedyr) og enkelte arter vadefugl og måsefugl kan ha positive effekter i form av beskyttelse for andre fuglearter og småpattedyr gjennom paraplyeffekter. Med paraplyeffekt menes at et par med aggressive fugl beskytter et større område rundt reiret og jager bort andre arter som kan være en fare for sine egg eller unger. En rekke andre fuglearter og småpattedyr kan dermed leve uforstyrret innenfor dette territoriet ettersom de aggressive fuglene jager unna predatorer som kråkefugl, måser, mårdyr og rev (Blomquist 1988).

Av de kommunene i Troms og nordre Nordland som omfattes av dette prosjektet er det kun Balsfjord (Strann et al. 2004), Kvæfjord og Harstad kommuner som har gjennomført og rapportert kartlegging av biologisk mangfold. For disse to kommunene er det ingen områder med påvist verdi (A-, B- eller C-område) fra den kommunale kartleggingen som ligger innenfor noen av de studerte delområdene.

5.2 Metoder

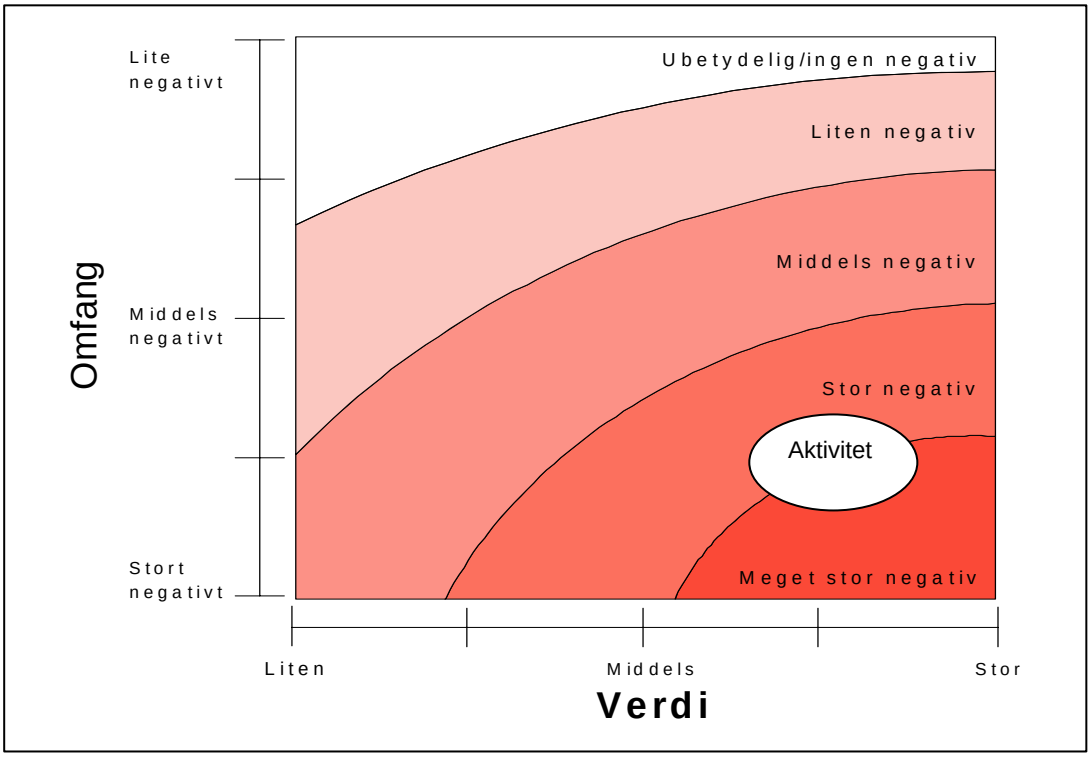
Delprosjektet skal framskaffe data som kan påvise eventuelle effekter på fugl som skyldes Forsvarets aktiviteter i skytefelt og øvingsområder samt en del rekvirerte områder. Spørsmålet som ønskes besvart er:

- Har Forsvarets tilstedeværelse i Tromsnaturen hatt konsekvenser for fuglelivet?
- I hvilke naturtyper er det påvist eventuelle konsekvenser?
- Kan en identifisere hvilke aktiviteter fra Forsvaret som er årsak til eventuelle påviste konsekvenser?

For å forsøke å besvare disse hovedspørsmålene er det gjennomført undersøkelser av tetthet av fugl i forskjellige naturtyper/leveområder der Forsvaret har hatt betydelig aktiviteter. Dette kan være i områder der det er påvist kjøreskader eller der det har vært mye personell i sårbare områder eller i sårbare perioder (hekketida). For å avdekke om det foreligger endringer i fuglefaunaen i påvirkede områder er det også gjennomført tilsvarende studier i ett sett utvalgte referanseområder.

Metodene som er brukt for å undersøke tetthet og forekomst av fugl i studiet er metoder som brukes mye i arbeid med overvåking og kartlegging av fuglefaunaen rundt om i verden (se Kålås et al. 1991, Hausner et al. 2002). Den enkelte metode er nærmere beskrevet under de respektive delkapitler for henholdsvis ilandstigningsområdene og skyte- og øvingsfeltene.

Resultatene av fugleundersøkelsene blir vurdert og visualisert ved hjelp av et konsekvensdiagram. Dette er en metode som er utarbeidet i en håndbok av Statens Vegvesen (1995). Har Forsvarets aktiviteter i et bestemt område hatt et stort **omfang** (tredelt skala lite-middels-stort negativt, se figur 5.1) og området samtidig har en betydelig **verdi** som fugleområde (tredelt skala liten-middels-stor, se figur 5.1) vil dette gi en **konsekvens** som vil ligge i området stor negativ til meget stor negativ (femdelt skala, se figur 5.1). Likedan vil et område som har hatt et lavt omfang av aktiviteter og samtidig har lav verdi komme ut på konsekvensdiagrammet med en konsekvens som er liten negativ eller ubetydelig/ ingen negativ.



Figur 5.1. *Eksempel på konsekvensdiagram. Konsekvensene deles inn i fem ulike grader fra ubetydelig/ingen negativ til meget stor negativ. Figuren viser en tenkt aktivitet som skjer i et område med høy biologisk verdi og samtidig er aktiviteten av et stort omfang. Konsekvensene i dette tilfellet vil da ligge nede til høyre i diagrammet, i sonen som viser stor til meget stor negativ konsekvens.*

I den grad det har vært mulig er det også forsøkt å gruppere effektene av de påviste aktivitetene inn i to hovedtyper. Med de *direkte effektene* mener vi habitatødeleggelser som helt eller delvis har ødelagt et funksjonsområde for fugl (hekkeområde, trekkområde, overvintringsområde osv) eller forstyrrelser gjennom ferdsel av kjøretøy og ikke minst personell i hekkeområdene i den sårbare hekketida vår og sommer. De *indirekte effektene* er flere og vanskeligere å kartlegge og estimere i studier av kort varighet. Slike effekter kan for eksempel være at næringstilgangen i et område er blitt endret grunnet kjørespor. Dette kan best belyses med et eksempel; hvis kjørespor i ei myr fører til økt drenering vil dette kunne redusere mengden vanntilknyttede insekter som lever i myra. For fuglearter som sniper og spurvefugl som i stor grad lever av slike insekter, vil en redusert tilgang på mat kunne føre til redusert hekkesuksess eller i verste fall at de unnlater å gjennomføre hekking i disse områdene. Det vil være summen av direkte og indirekte aktiviteter som vil gi omfanget av Forsvarets aktiviteter.

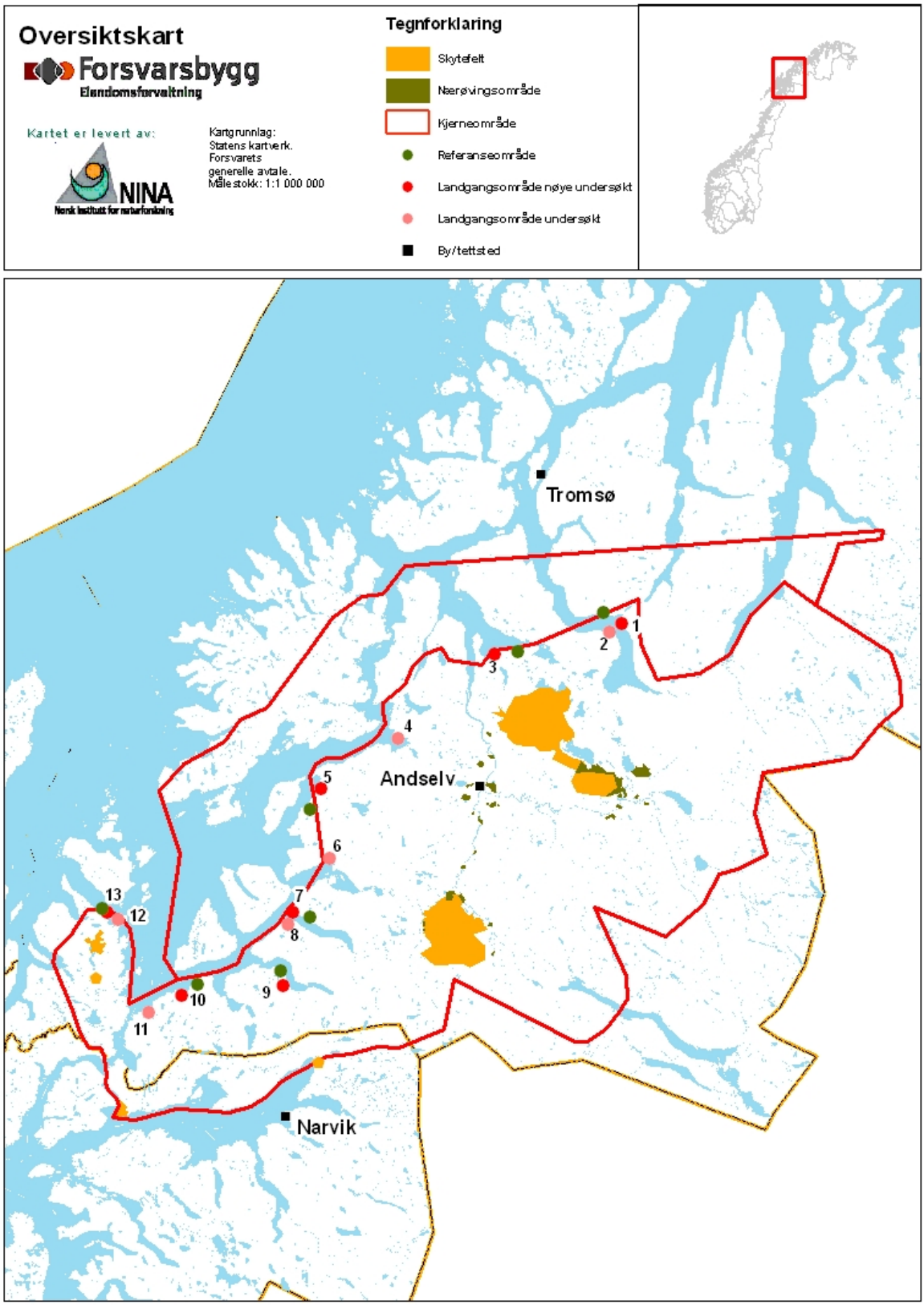
5.3 Resultater

5.3.1 Ilandstigningsområdene

I forbindelse med større øvinger brukes et antall områder til ilandsetting av mannskaper og kjøretøy fra landgangsfartøyer. Antall mannskaper og materiell som settes i land varierer mye (MVOF major Ø. Løvli, Troms Garnison). Tidligere kunne store vinterøvelser sette i land betydelige mengder materiell på ett eller flere av de rekvirerte ilandstigningsområdene. Her kunne det være snakk om helt opp til bataljons størrelse i en del tilfeller. Disse vil i en del situasjoner kunne gjøre betydelig skade på terrenget på selve ilandstigningsområdene med tilgrensende arealer. Om ilandstigningsøvelse skjer i hekketida vil de også kunne gi negativ innvirkning på hekkesuksessen hos de fuglene som hekker i de aktuelle områdene. Det er også en mulighet at det under ilandstigningsøvelser kan skje uhell der drivstoff lekker ut og kan påvirke sjøfugl i nærheten av det aktuelle området.

I de siste ti årene har imidlertid bruken av disse områdene avtatt ettersom størrelsen og strukturen på øvelsene er endret. I større grad en tidligere tas nå militære enheter (kjøretøy og personell) i land på dertil egnede kaianlegg bygd av Forsvaret. Slike anlegg finnes nå for eksempel i Sørreisa og i Bogen i Ofoten.

For å avdekke mulige effekter på faunaen fra Forsvarets barmarkskjøring i forbindelse med ilandstigningsøvelser er det gjennomført totalkartlegging av hekkende fugl innenfor et antall utvalgte studieområder. Det er også gjennomført en vurdering av pattedyr basert på spor og sportegn. Tabell 5.1 og figur 5.2. viser de 13 ilandstigningsområdene som er besøkt og undersøkt mht mulige påvirkninger på fauna i denne undersøkelsen. I sju av de 13 områdene er det gjennomført grundigere studier av fuglefaunaen (se figur 5.2). Utvelgelsen er hovedsakelig gjort på grunnlag av geografisk fordeling (Tabell 5.1), og i noen grad også i forhold til områdets produktivitet/bonitet. Noen av områdene ligger svært nær hverandre og noen av disse er ikke videre undersøkt av grunner nevnt ovenfor. Disse områdene har også en veldig lik artssammensetning i fuglefaunaen (Strann & Bakken 2004). Dette gjelder områdene 1 og 2, 7 og 8 samt 12 og 13. NINAs vurdering er at de sju utvalgte områdene samlet gir en god representasjon for alle de 13 ilandstigningsområdene. De områdene som ikke er blitt undersøkt er vurdert til å ha et svært begrenset skadeomfang og vi vurderte at det ikke ville være mulig å påvise skader på fuglefaunaen i disse.



***Figur 5.2**. De 13 ilandstigningsområdene som er vurdert i prosjektet. De røde punktene viser de områdene der det er gjort detaljerte tellinger mens lyserøde er områder der dette ikke er gjennomført. Grønne punkter viser kontrollområdenes beliggenhet.*

Det er for samtlige sju områder gjennomført totaltaksering av hekkende og territorielle par innenfor det avgrensede området. Takseringene er en kombinasjon av registrering av territoriell atferd, sang og/eller varsling og direkte reirfunn (Strann 1996, Nilsen & Strann 2000). Arealene ble gjennomgått til fots på linjer med 50 meters mellomrom. Samtlige syngende og varslende fugl ble nedtegnet på arbeidskart som skissert over området med kartgrunnlag N5 som basis. Områdene ble besøkt i perioden 16.5. til 26.7.2003. Samtlige undersøkelser er gjennomført mellom kl. 03.00 og 08.00 på morgenen. Samtlige direkte observasjoner og observasjoner av spor og sportegn av pattedyr ble også registrert. Tilsvarende kontrollområde som ble undersøkt ligger innenfor en radius av 2 km fra de sju respektive lokaliteter (se figur 5.2). Kontrollområdene ligger alle i tilsvarende naturtype som det påvirkede området og har også samme eksponering og geografiske orientering. Det er brukt tilsvarende metode for fugleundersøkelsene for kontrollområdene som for selve ilandstigningsområdene.

Skadeomfanget er vurdert etter hvor stor prosentandel av arealet som har kjøreskader. Dette er vurdert etter en tredelt skala som vist i Tabell 5.2.

Tabell 5.1. *Geografisk plassering av de anviste ilandstigningsområdene. De undersøkte områdene er vist med uthevet skrift.*

Områdenr.	Område	Kommune	Hovednaturtype	Skadeomfang
1	**Laksvatn**	Balsfjord	Kulturlandskap	Lite
2	Sandøyra	Balsfjord	Kyst og havstrand	Lite
3	**Aursfjordgård**	Balsfjord	Kulturlandskap	Middels
4	Øyjord	Sørreisa	Kulturlandskap	Lite
5	**Brøstadbotn**	Dyrøy	Kulturlandskap	Lite
6	Løksebotn	Salangen	Kulturlandskap	Lite
7	**Lavangsnes**	Lavangen	Kulturlandskap	Middels
8	Skjellnes	Lavangen	Kulturlandskap	Lite
9	**Foldvik**	Gratangen	Kulturlandskap	Lite
10	**Tovik**	Skånland	Kulturlandskap	Middels
11	Tennevik	Skånland	Kulturlandskap	Lite
12	Trondenes	Harstad	Kulturlandskap	Lite
13	**Årnes**	Harstad	Kulturlandskap	Lite

Tabell 5.2. *Skala for skadeomfang av kjørespor i terrenget i ilandstigningsområdene som er blitt undersøkt. Skaden vurderes grovt estimert som % skadd areal av totalt areal.*

Skadeomfang	% skadet areal
Lite	<10 %
Middels	10-30 %
Stort	>30 %

5.3.2 Spurvefugl/våtmarksfugl i skyte- og øvingsfeltene

For om mulig å avdekke effekter på fuglefaunaen fra Forsvarets barmarkskjøring og direkte forstyrrelser ved tilstedeværelse av kjøretøy og personell i terrenget i hekketida, er det gjennomført intensive studier av hekkende fugl innenfor utvalgte studieområder. Det er gjennomført punkttellinger av fugl i tre utvalgte områder i de tre skyte- og øvingsfeltene Mauken, Blåtind og Setermoen. De tre områdene er Bergvatnet SØ i Mauken (12 takseringspunkter, Figur 5.3) Stormyra, Blåtind (10 takseringspunkter, Figur 5.4) og Eldhusmyran, Setermoen (13 takseringspunkter, Figur 5.5). Tellingene er gjennomført i disse tre områdene for å eventuelt avdekke forskjeller i fuglefaunaen forårsaket av ulik grad av belastning som et resultat av den militære øvingsaktiviteten som har forgått her. Omfanget av kjøreskader i disse tre områdene er henholdsvis 19 % (Bergvatnet), 13% (Stormyra) og 17 % (Eldhusmyran) (se for øvrig tabell 2.1 i kapittel 2). Det enkelte undersøkelsesområdet er valgt ut fordi NINA har god kunnskap om artssammensetningen i alle disse tre områdene. Dette er oppnådd gjennom egne studier av fuglefaunaen i Troms (Bergvatnet) og dels gjennom arbeidet med kartlegging av biologisk mangfold

(Stormyra og Eldhusmyran) (Forsvarsbygg 2003, 2004, NINAs egne data). Stormyra og Eldhusmyran er også valgt ut fordi disse to områdene er verdisatt i kartleggingen av biologisk mangfold. Stormyra er et **svært viktig område (A)** for biologisk mangfold, noe som betyr at området har nasjonale verdier. Eldhusmyran er et **viktig område (B)** for biologisk mangfold, som betyr at området er av regional verdi. For begge områdene var fuglelivet rikt både i selve myrområdene og i kantsonene mot den omkringliggende skogen. Bergvatnet har imidlertid ikke fått en slik verdisetting i BM-kartleggingen, men representerer de mer typiske hekkeområdene for våtmarksfugl innenfor undersøkelsesområdet i Troms.

Videre er det gjennomført tilsvarende fugleundersøkelser i tre kontrollområder som ligger i arealer som ikke har hatt noen form for militær øvingsaktivitet. Disse områdene ligger i Målselv kommune, henholdsvis Stormyra, Karlstad og myrene mellom Langvatn og Takvatn samt i Floan i Bardu kommune. Samtlige kontrollområder er undersøkt innenfor større forskningsprosjekter NINA har hatt de siste årene eller i annen sammenheng (verneplanarbeid i forvaltningen) og har fulgt samme metodikk som er brukt ellers i dette studiet (Hausner et al. 2002, Strann 1996). De er direkte sammenlignbare med hensyn på naturtype og artssammensetning og har ikke synlige skader fra noen form for barmarkskjøring. Alle tre er dessuten områder med ubetydelig ferdsel fra mennesker og to av dem (Stormyra og Floan) er naturreservater. De er derfor velegnet som kontrollområder.

Det er benyttet punkttakseringer for fugleregistreringene (Ralph 1993), hvor takseringslinjene er lagt på tvers av skadene (se Figurene 5.3, 5.4 og 5.5). Hvert punkt må ligge mer enn 150 meter fra hverandre og hvert punkt er beskrevet til naturtype og om det er berørt av kjørespor. Punktet er vurdert til å være berørt om det går kjørespor innenfor de 50 nærmeste meterne av de 100 meterne som inngår i tellesonen. Der det har vært tilstrekkelig antall kjørespor har rundt en tredjedel av punktene blitt plassert i nærheten av disse. Linjene med punkt er plassert på linjer på tvers av skadene, noe som gjør at det også er flere punkt som ligger uten påvirkning av kjørespor. Metodikken vil kunne avdekke om det foreligger forskjeller i faunaen i områder med mye kjørespor sammenlignet med områder med få.

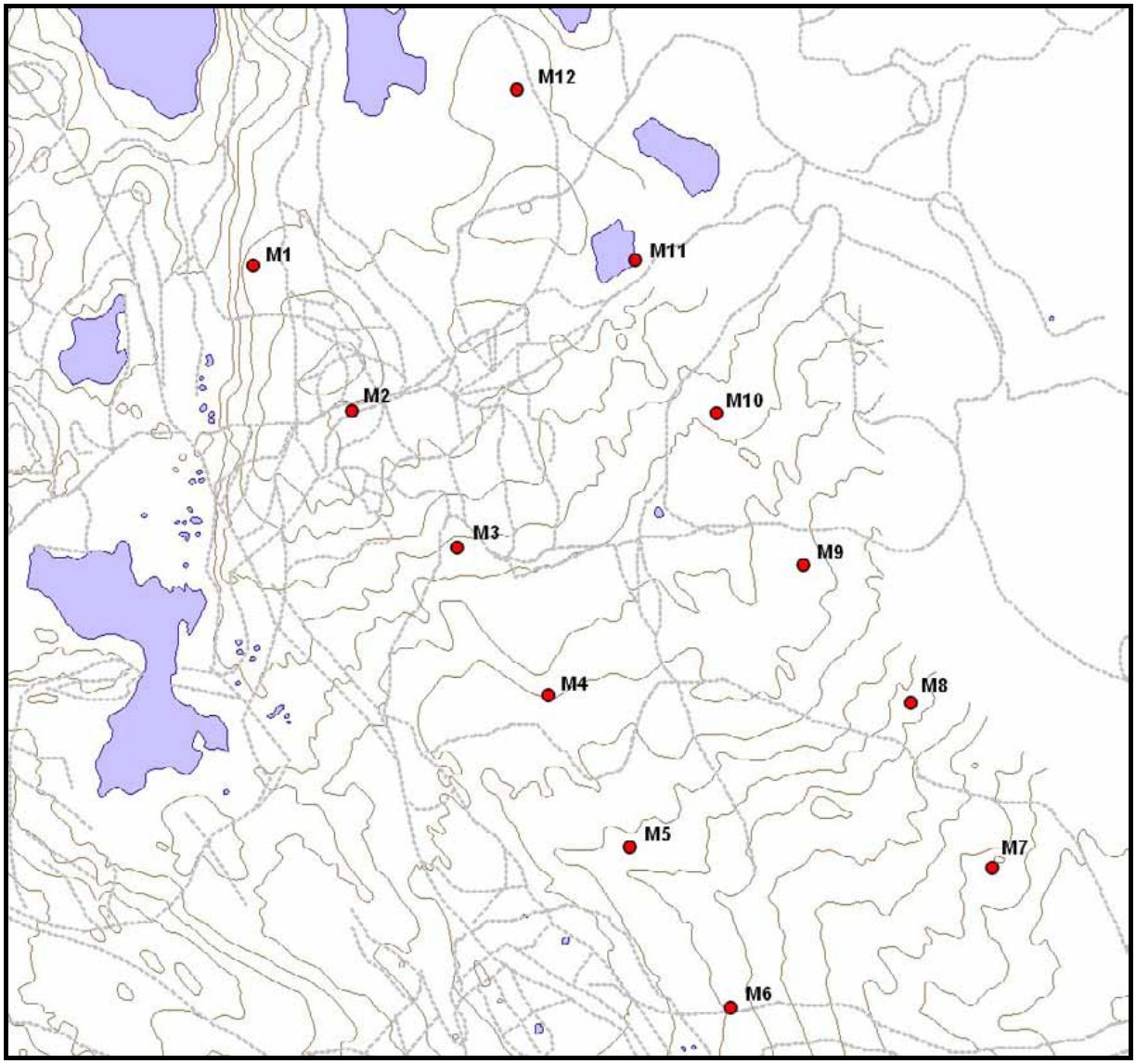
Posisjonen for punktene ble registrert ved hjelp av GPS. Metoden som er brukt er DISTANCE-sampling (Buckland et al. 1993). Registreringer for hvert punkt plasseres i avstand og retning fra punktet, da artene har forskjellig oppdagbarhet etter sangtype og -styrke. Observatøren venter i 2 minutter før registreringen startes slik at fuglene roer seg ned, og registrerer så i 5 minutter for hvert punkt. Oppdagbarheten vil variere med terreng- og naturtype. DISTANCE-sampling er en kostnadseffektiv metode for å måle fugletetthet på større skala (Buckland et al. 1993). En viktig fordel med denne metoden er at sannsynligheten av estimatene for fordeling og tetthet av fugl inkluderes.

Siden de utvalgte områdene både hadde naturtypene myr og skog samt overganger mellom disse, var det naturlig å slå sammen de to artsgruppene spurvefugl og våtmarksfugl. Begge gruppene er godt egnet for kartlegging ved bruk av punkttakseringer. Det ble gjennomført 2 takseringer i hvert transekt mellom kl 05.00 og 09.40 i juni/juli i henholdsvis 2003 og 2004.

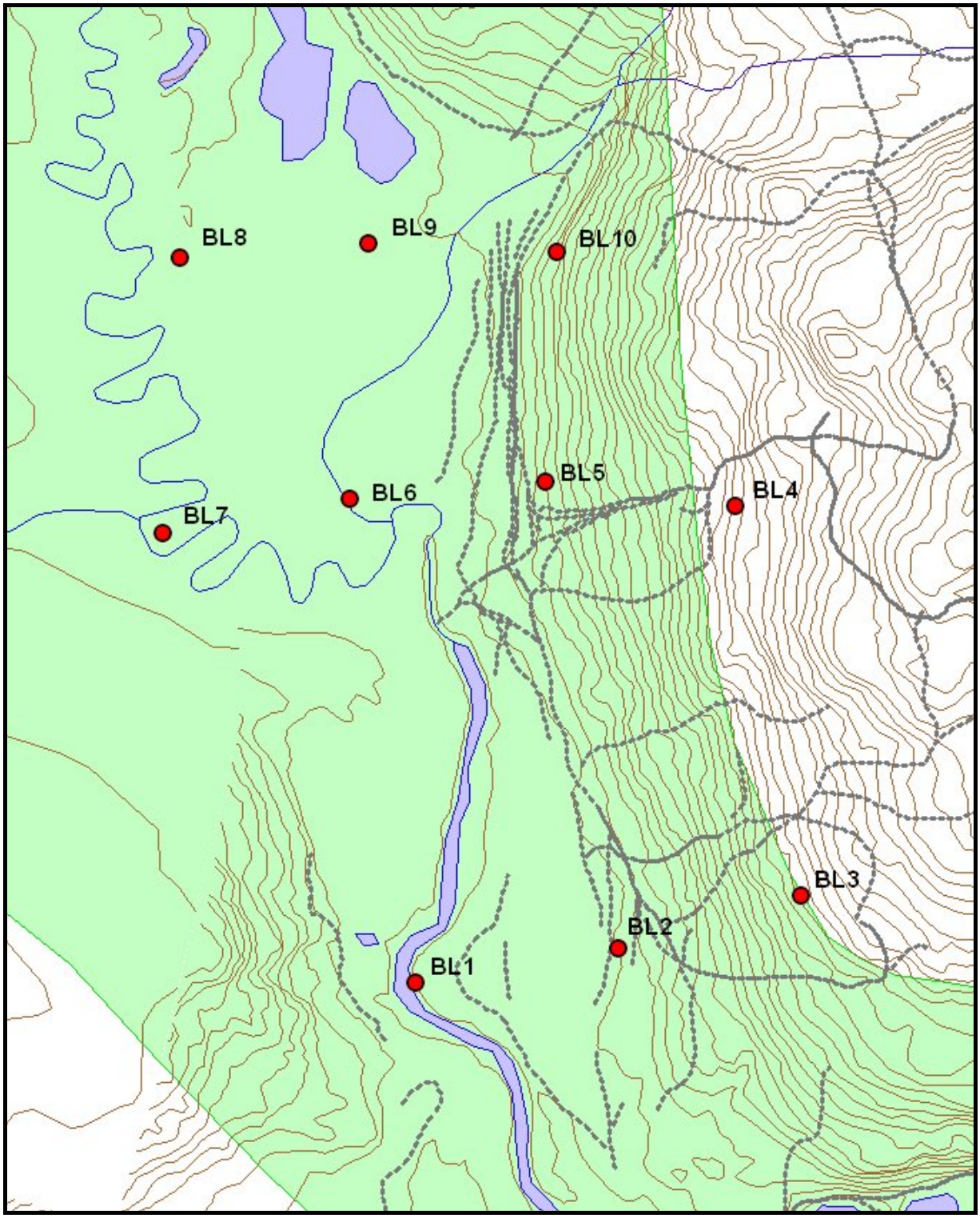
For å påvise mulige forskjeller i artsantall og tetthet mellom skyte- og øvingsfeltene og de tre kontrollfeltene ble dataene analysert ved hjelp av korrespondansanalyse (CA) (Hausner et al. 2002), som best beskriver forskjeller mellom de enkelte områdene og artsfordelingen i disse. Tabell 5.3 viser fordelingen av tellepunktene på de ulike hovednaturtypene og om det enkelte punkt er berørt av kjørespor. Samlet ble det lagt ut 35 tellepunkter for fugl fordelt på 10 punkter i Blåtind, 12 punkter i Mauken og 13 punkter i Setermoen. Sju av de 13 punktene i naturtypen myr var berørt av kjørespor mens dette var tilfelle for sju av 18 punkter i skog. Det er testet for forskjeller mellom de sju berørte tellepunktene i myr og alle punktene i kontrollfeltene.

Tabell 5.3. *Fordeling av tellepunkt for fugl på ulike naturtypene og om punktet er direkte berørt av kjørespor.*

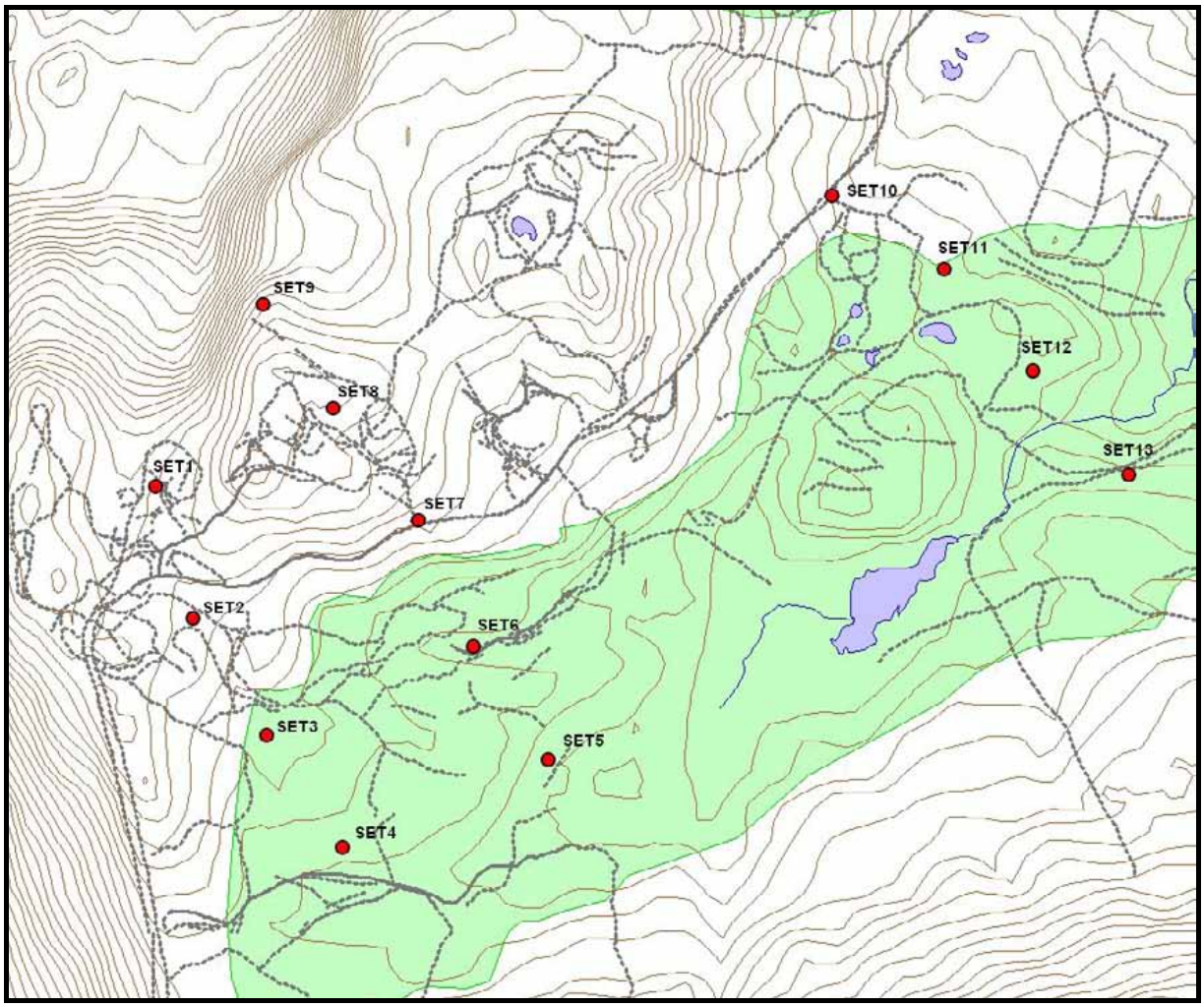
Ident	Hoved-naturtype	Naturtype beskrivelse	Berørt av kjørespor
BL1	Myr	Flat skogbevokst myr (kant mot lauvskog elveslette)	X
BL2	Myr	Flat myr (kant mot bakkemyr)	X
BL3	Myr	Skrånende myr/rabbepartier	
BL4	Myr	Skrånende myr/rabbepartier	
BL5	Myr	Bakkemyr (kant mot glissen lauvskog)	X
BL6	Skog	Lauvskog elveslette	
BL7	Skog	Lauvskog elveslette	
BL8	Skog	Lauvskog elveslette	
BL9	Myr	Flat myr	
BL10	Skog	Glissen lauvskog dalside	
M1	Fjell	Rabbe, flatt terreng, slak kolle	
M2	Fjell	Rabbe, flatt terreng, slak kolle	
M3	Skog	Skrinn lauvskog, moderat skråning	X
M4	Skog	Skrinn lauvskog, moderat skråning	
M5	Myr	Hovedsakelig flat myr	X
M6	Skog	Skrinn lauvskog	X
M7	Skog	Rikere lauvskog	
M8	Skog	Rikere lauvskog, moderat skråning	
M9	Skog	Skrinn lauvskog, flatt terreng	
M10	Skog	Skrinn lauvskog, moderat skråning	
M11	Fjell	Rabbe, flatt terreng, slak kolle (kant vann)	
M12	Fjell	Rabbe, flatt terreng, slak kolle	
SET1	Skog	Skrinn bar/blandingsskog, moderat skråning	X
SET2	Myr	Skrinn bar/blandingsskog, flatmark (kant myr)	X
SET3	Skog	Skrinn bar/blandingsskog, flatmark	
SET4	Myr	Skrinn bar/blandingsskog, flatmark (kant myr)	
SET5	Myr	Bakkemyr, slak skråning	X
SET6	Myr	Flat myr	X
SET7	Skog	Skrinn bar/blandingsskog, moderat skråning (kant rikere lauvskog)	X
SET8	Skog	Skrinn bar/blandingsskog, flatmark (kant til moderat skråning)	
SET9	Skog	Skrinn lauvskog, moderat skråning	
SET10	Skog	Skrinn barskog	X
SET11	Myr	Rikere barskog (kant myr)	
SET12	Myr	Rikere barskog (kant myr)	
SET13	Skog	Rikere barskog	X



Figur 5.3. *Bergvatnet SØ i Mauken med takseringspunktenes plassering i terrenget. Kjøresporene er markert med grå, stiplede linjer.*



Figur 5.4. *Kart over Stormyra, Blå5.tind med takseringspunktenes plassering i terrenget. Kjørespore-ne er markert med grå, stiplede linjer. Det grønne området er BM-området Stormyra, som har blitt vur-dert som et* ***svært viktig område*** *(A) for biologisk mangfold (BM)(Forsvarsbygg 2003b).*



Figur 5.5. *Eldhusmyra, Setermoen med takseringspunktenes plassering i terrenget. Kjøresporene er markert med grå, stiplede linjer. Det grønne området er BM-området Eldhusmyran, som har blitt vurdert som et* ***viktig område*** *(B) for biologisk mangfold (BM)(Forsvarsbygg 2003a).*

5.3.3 Rovfugl

Rovfugler er generelt svært sårbare for menneskelige forstyrrelser i hekketida (Steidl et al. 1993). Det var derfor viktig å forsøke å finne ut om Forsvarets aktiviteter i Troms har hatt negative effekter på hekkende rovfugl. Det ble sommeren 2003 gjennomført sjekk av de antatt kjente rovfugllokalitetene innenfor Mauken/Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelt. Metoden som ble brukt er beskrevet i metodemalen for terrestrisk naturovervåking (Kålås et al. 1991). De kjente lokalitetene ble besøkt flere ganger fra tidlig vår til ut på sommeren for å avdekke eventuelle hekkeforsøk og hekkesuksess. Det viste seg underveis i prosjektet at det var svært få hekkende par med dagrovfugler innenfor skyte- og øvingsfeltene i Troms. Flere potensielle rovfugllokaliteter som ble innrapportert blant annet av Forsvarets eget personell til NINA i forbindelse med kartleggingen av biologisk mangfold, viste seg gjennom feltsjekk ikke å være korrekte. Dette gjaldt bl.a. kongeørn og jaktfalk i Setermoen. Disse var opprinnelig med i det antallet par som lå til grunn da rovfugldelen ble planlagt i prosjektet. Det reelle antallet hekkende rovfugl viste seg etter hvert å være så lavt at det ikke ville være mulig å påvise eventuelle effekter på rovfugl av Forsvarets aktiviteter. I studieperioden var det også et lavt antall smågnagere (se kapittel 6). Dette kan også ha hatt betydning for det lave antallet rovfugl som ble påvist i denne undersøkelsen. Dette vil særlig gjelde arter som fjellvåk og tårnfalk som begge svinger i takt med forekomsten av smågnagere. Det er derfor valgt å ikke behandle rovfugl i det videre arbeidet i rapporten.

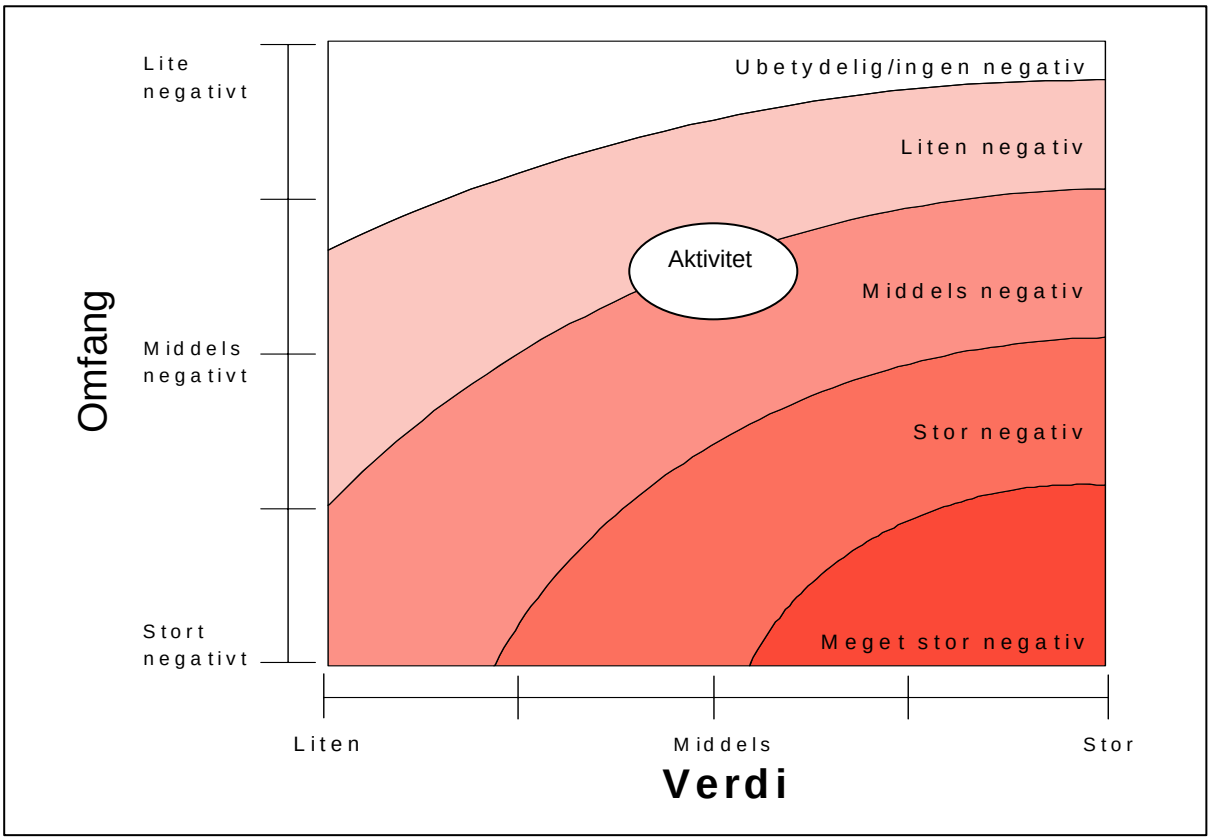
5.4 Resultater

5.4.1 Ilandstigningsområdene

Område 1 Laksvatn
Område 1 ligger ute på et nes på østsiden av Balsfjorden mellom gamle E8 og sjøen. Det ble påvist kun mindre terrengskader (mellom 5 og 10 % av arealet), og muligens er det en del av disse som er påført av sivil trafikk. Området er frodig med rik undervegetasjon og kjøreskadene er nesten helt reparert gjennom naturlig gjengroing. Det er kun kort avstand fra sjøen til hovedveien (mellom 20 og 40 m). Området har i sommerhalvåret en relativt tradisjonell fuglefauna i all hovedsak dominert av vanlige kulturlandskapsarter. I vinterhalvåret oppholder arter som fjæreplytt og ærfugl seg i betydelige antall i og umiddelbart nært selve ilandstigningsområdet (Tabell 5.4). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **liten til middels negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.6). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.6. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Laksvatn, Balsfjord er liten til middels negativ.*



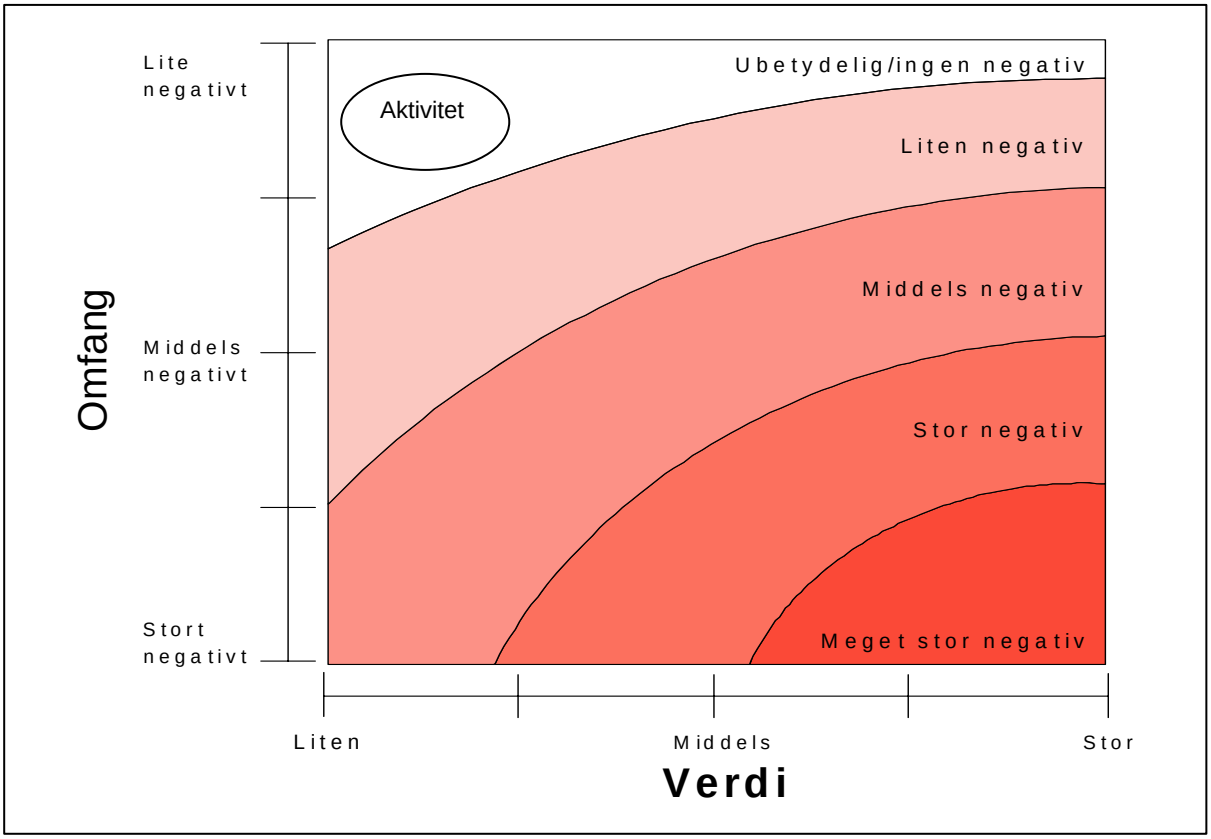
***Tabell 5.4**. Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene av ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Laksvatn i Balsfjord kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Rødstilk	3 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Storspove	1 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Sandlo	1 par	0	H	Lite	Liten negativ
Enkeltbekkasin	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Fiskemåse	4 par	5 par	H	Lite	Liten negativ
Tjeld	3 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Fjæreplytt	100-300	100-300	W	Lite	Middels negativ
Ærfugl	12 par	7 par	H	Lite	Liten negativ
Ærfugl	100-200	100-200	W	Middels	Middels negativ
Gråmåse	10-30	10-40	W	Lite	Liten negativ
Tyvjo	0	1 par	H	Lite	Liten negativ
Steinskvett	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Oter	1-3 ind	1 ind	L	Middels	Middels negativ
Røyskatt	2 ind	0	L	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Lite	Liten/middels negativ

Område 2 Sandøyra
Sandøyra ligger på vestsiden av Balsfjorden et par kilometer utenfor Tennes kirke. Lokaliteten består av ei stor grusøyr med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. Dette området utgjøres av gråorskog og dyrkamark. Områdene er små og med få naturhistoriske kvaliteter. Sandøyra ble etter befaring vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **ubetydelig/ingen negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.7).

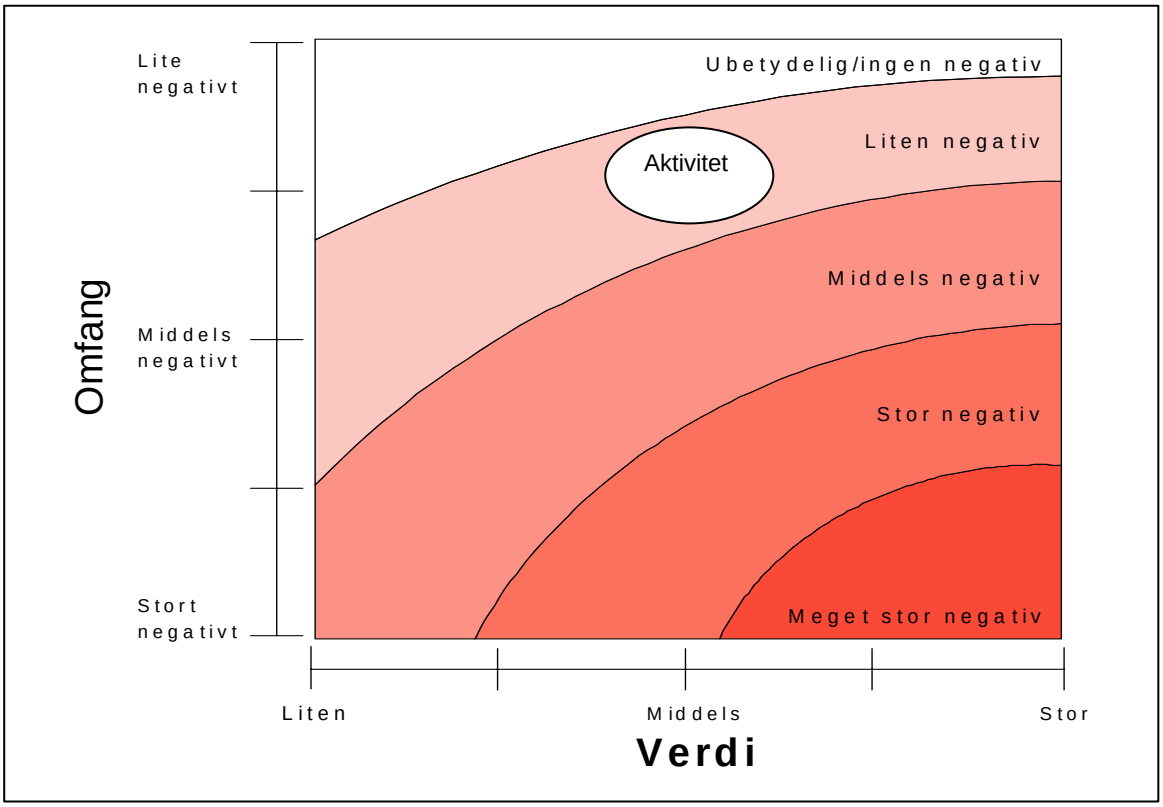
***Figur 5.7**. Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Sandøyra, Balsfjord er ubetydelig/ingen negativ.*



Område 3 Aursfjordgård
Aursfjordgård ligger på sørsiden av den innerste delen av Aursfjorden, som er en sidearm av Malangen. Dette ilandstigningsområdet som er vurdert består av tre mindre, nærliggende områder. Det ble påvist kun middels terrengskader (mellom 15 og 20 % av arealet). Områdene utgjøres av ei grov grusfjære med grasmark/ gammel dyrkamark opp til riksveien avbrutt av dels furuskog og dels bjørkeskog. Naturtypene er hver for seg av mindre verdi, men mosaikken mellom ulike skogtyper og mange kantsoner gir området en del kvaliteter for fugl. Området har en forholdsvis rik fuglefauna, men uten forekomster av rødlistede eller truete arter (Tabell 5.5). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **liten negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.8). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.8. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Aursfjordgård, Balsfjord er liten negativ.*



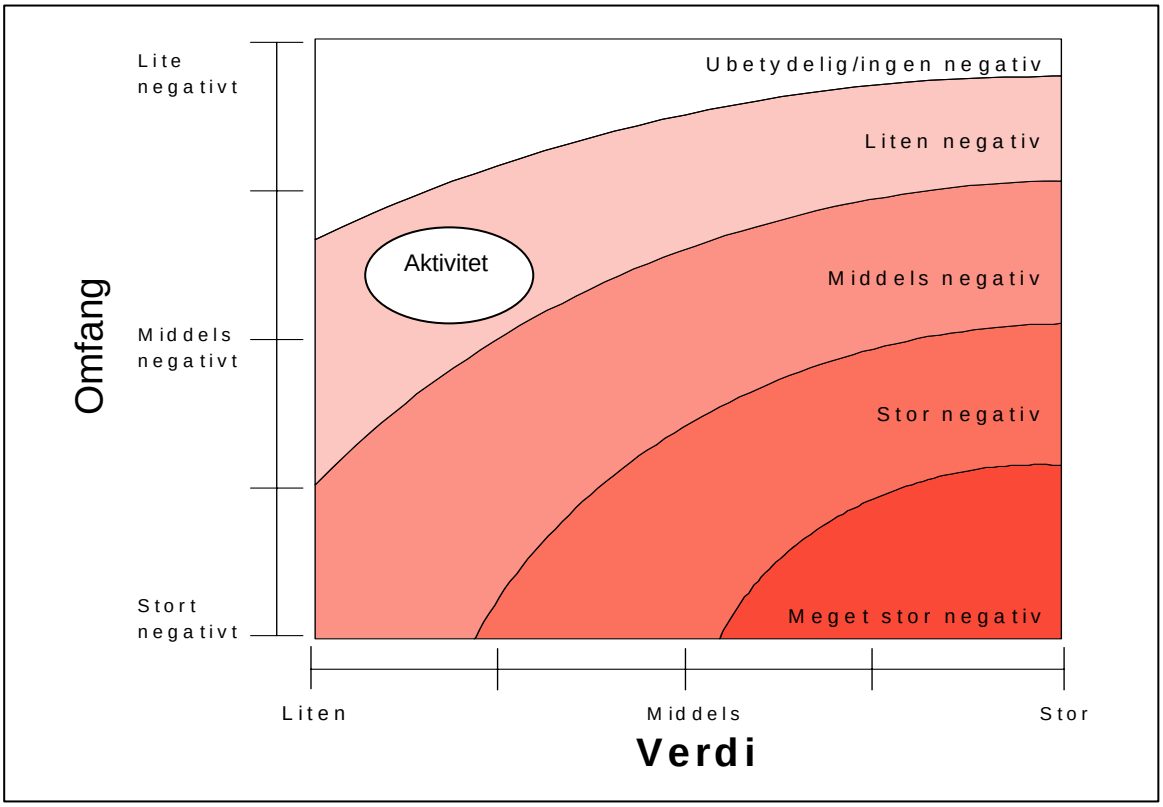
***Tabell 5.5**. Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene ved ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Aursfjordgård i Balsfjord kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Grågås	3 par	1 par	T, B	Lite	Liten negativ
Ærfugl	12 par	8 par	H	Lite	Liten negativ
Stokkand	2 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Rødstilk	4 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Spurvehauk	1 par	0	H	Middels	Middels negativ
Storspove	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Steinvender	1 par	0	H	Lite	Liten negativ
Vipe	3 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Tjeld	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Fiskemåse	2 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Buskskvett	3 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Sivsanger	3 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Løvsanger	7 par	5 par	H	Lite	Liten negativ
Gransanger	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Rødvingetrost	5 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	10-12 ind	5 ind	B	Lite	Liten negativ
Grønnsisik	3-4 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Grønnfink	5-8 par	3 ind	H	Lite	Liten negativ
Gråsisik	3-4 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Gulspurv	3 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Sivspurv	4 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Oter	1-3 ind	2 ind	L	Middels	Middels negativ
Røyskatt	2 ind	0	L	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Lite	Liten negativ

Område 4 Øyjord
Øyjord ligger ved Riksveg 86 et par kilometer nord for Sørreisa. Lokaliteten består av en smal fjæresone med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. Dette sistnevnte arealet utgjøres dels av krattskog, dels av dyrkamark. Områdene er små og med små forekomster av fugl. Øyjord ble etter befaring vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

Videre er de samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her vurdert til **liten negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.9).

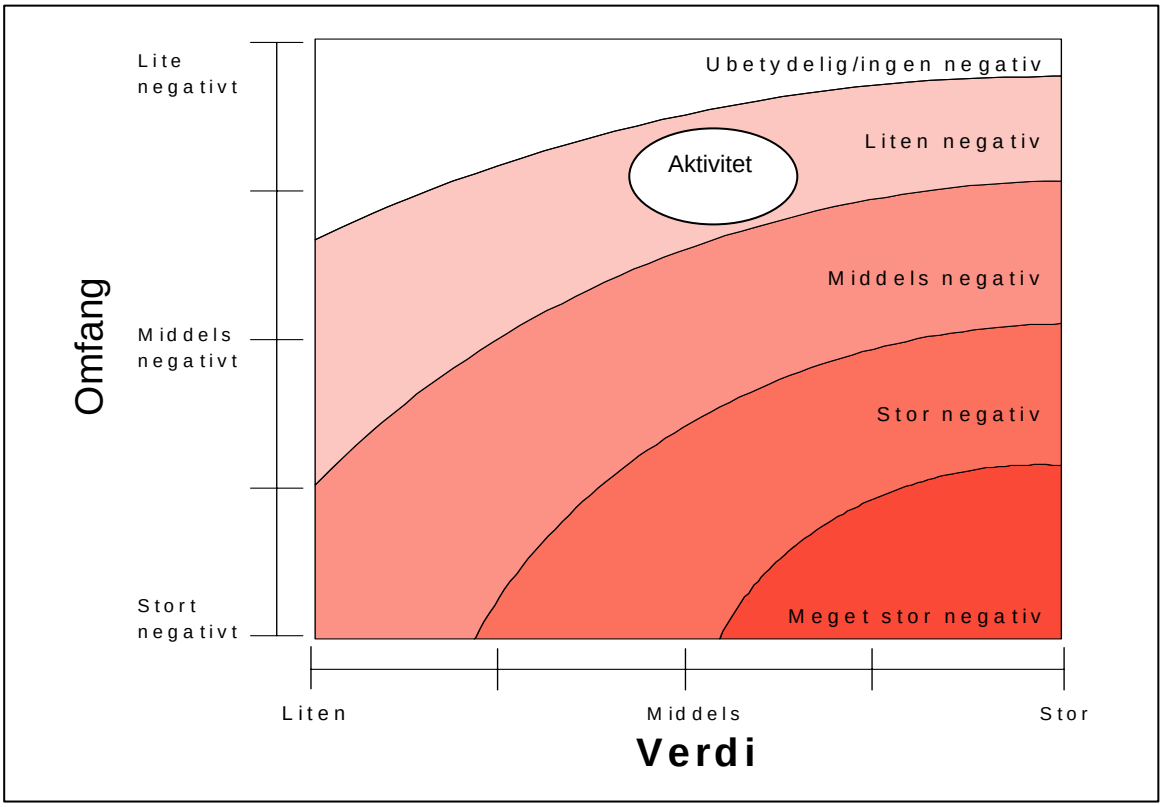
Figur 5.9. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Øyjord, Sørreisa er liten negativ.*



Område 5 Brøstadbotn
Området ligger ute mot Dyrøysundet like ved tettstedet Brøstadbotn. Det ble påvist kun mindre terrengskader (mellom 5 og 10 % av arealet), og muligens er en del av disse påført av sivil trafikk. Arealene er dominert av dyrkamark og brakklagt eldre dyrkamark. Det er relativt kort avstand fra sjøen til hovedveien (mellom 30 m og 60 m). Området har i sommerhalvåret en relativt rik fuglefauna i all hovedsak dominert av hekkende fugl som normalt er knyttet til kulturlandskapet. I vinterhalvåret oppholder en art som ærfugl seg i betydelige antall i og umiddelbart nært selve ilandstigningsområdet (Tabell 5.6). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **liten negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.10). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.10. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Brøstadbotn, Dyrøy er liten negativ.*



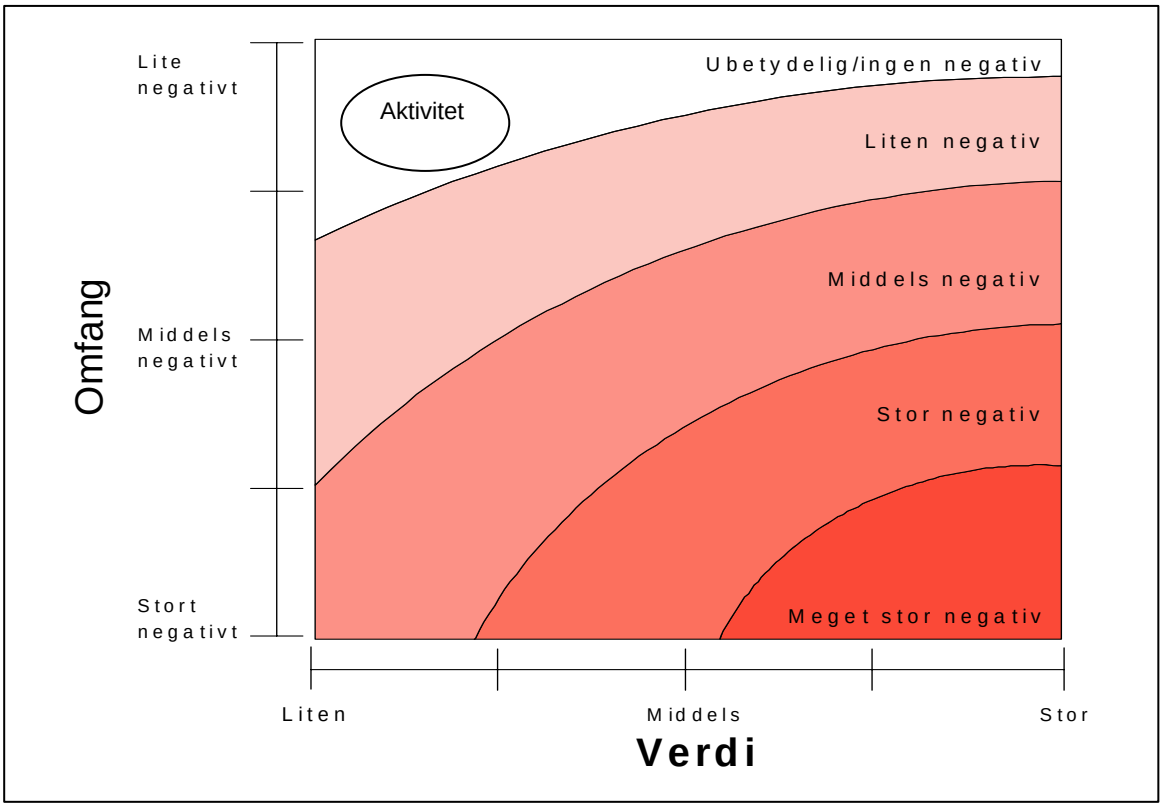
Tabell 5.6. *Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene ved ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Brøstadbotn i Dyrøy kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Grågås	6 par	2 par	T, B	Lite	Liten negativ
Ærfugl	5 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Stokkand	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Rødstilk	3 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Storspove	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Vipe	3 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Tjeld	3 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Fiskemåse	6 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Buskskvett	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Sivsanger	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Løvsanger	3 par	5 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	10-12 ind	6 ind	B	Lite	Liten negativ
Grønnfink	5-8 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Gulspurv	3 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Sivspurv	4 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Oter	1-3 ind	2-4 ind	L	Middels	Middels negativ
Røyskatt	2 ind	1 ind	L	Lite	Liten negativ
Rødrev	1 ind	2 ind	B	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Lite	Liten negativ

Område 6 Løksebotn
Løksebotn ligger innerst i fjorden Salangen der Riksveg 848 og 84 møtes. Lokaliteten består av en smal fjæresone med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. De sistnevnte arealene utgjøres dels av krattskog, dels av dyrkamark og dels berg i dagen. Områdene er små og med få naturhistoriske kvaliteter. Løksebotn ble etter befaring vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

Videre er de samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her vurdert til **ubetydelig/ingen negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.11).

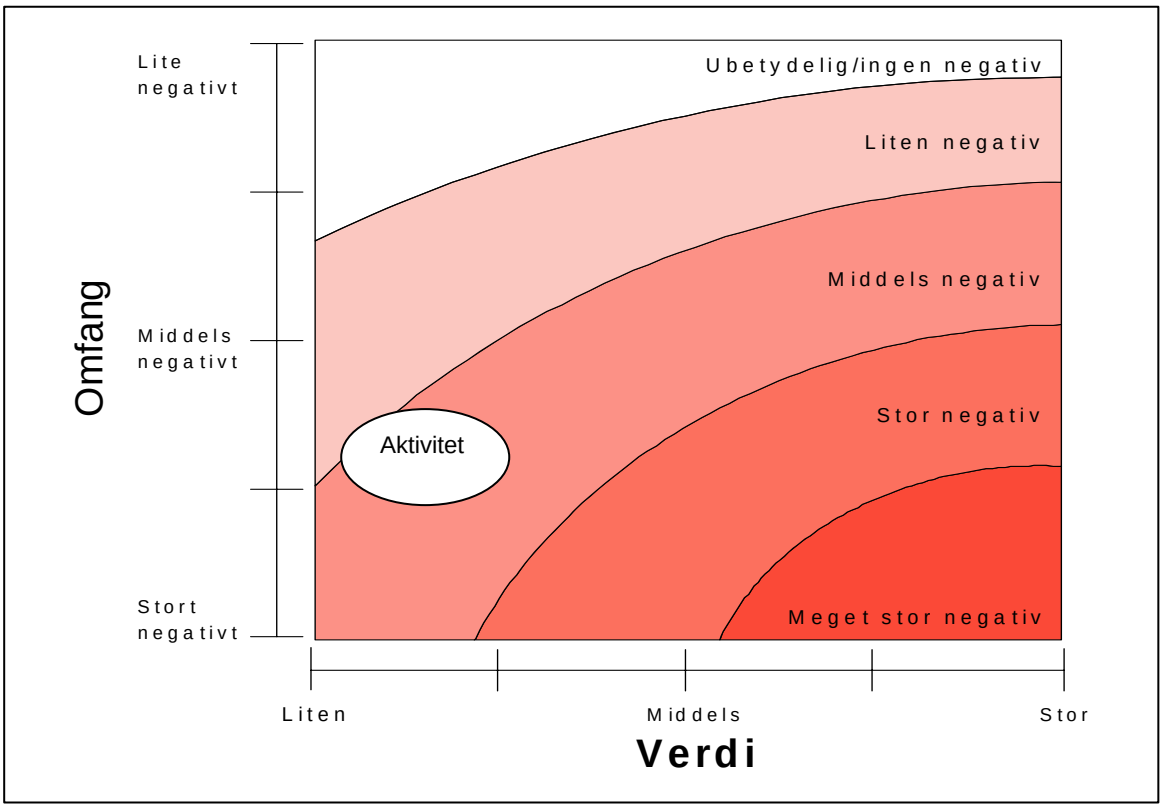
Figur 5.11. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Løksebotn, Salangen er ubetydelig/ingen negativ.*



Område 7 Lavangsnes
Dette området ligger på nordsiden, ytterst i fjorden Lavangen. Det ble påvist middels terrengskader (mellom 10 og 20 % av arealet). Lokaliteten består dels av dyrkamark, dels gjengroingsmark og faller inn under naturtypen kulturlandskap. Det går en traktorvei ned til sjøen fra hovedveien. Området er rikt på hekkende fugl som er typiske kulturlandskapsfugler. Området er mindre viktig som vinterområde. Det er viktig som rasteplass for trekkende snøspurv under vårtrekket (april). For de artene som er registrert vil det kun være lite til middels påvirkning fra de skader som er påvist (Tabell 5.7). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være liten.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **middels negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.12). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.12. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Lavangsnes, Salangen er middels negativ.*



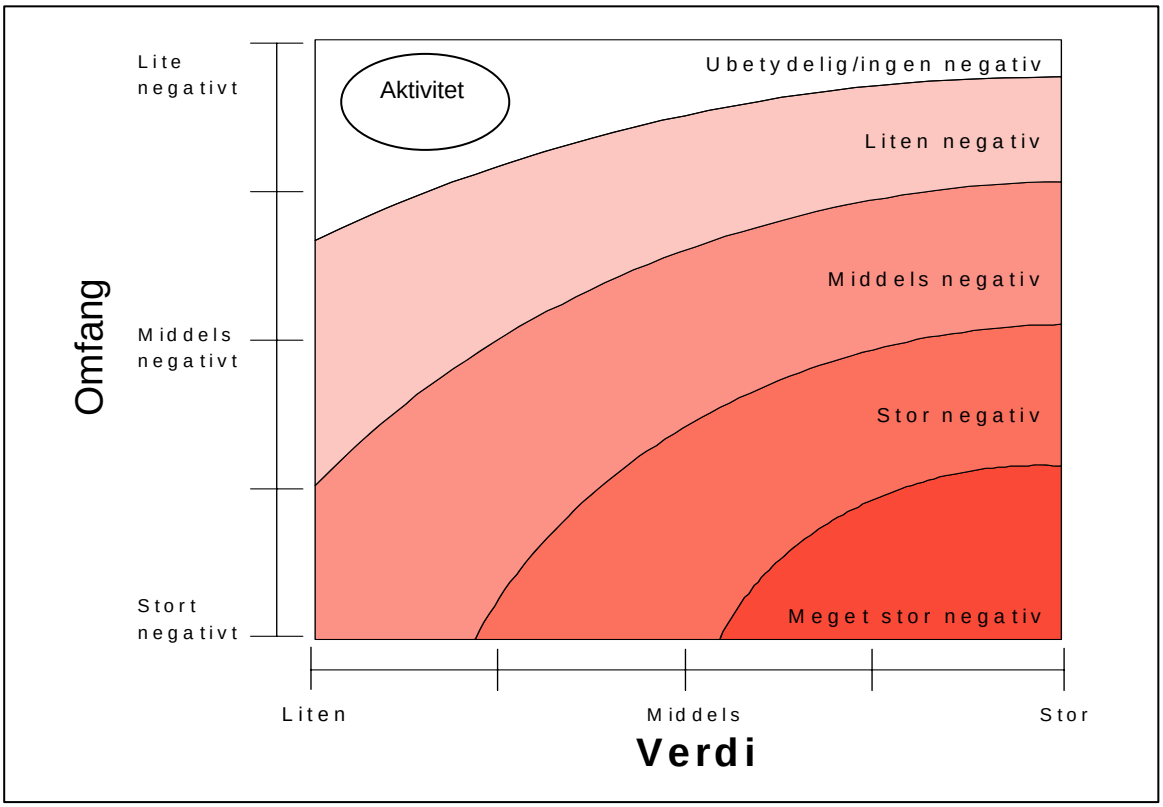
Tabell 5.7. *Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene i ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Lavangsnes i Lavangen kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 5.2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Rødstilk	1 par		H	Lite	Liten negativ
Storspove	1 par	1 par	H	Middels	Liten negativ
Fiskemåse	7 par	4 par	H	Middels	Middels negativ
Tjeld	2 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Ærfugl	5 par	3 par	H	Lite	Middels negativ
Vipe	2-3 par	1 par	H	Middels	Middels negativ
Buskskvett	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Sanglerke	1 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	10-20	6 par	B	Lite	Middels negativ
Snøspurv	150-600	100-200	T	Lite	Middels negativ
Mink	3 ind		L	Lite	Liten negativ
Røyskatt	2 ind	1 ind	L	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Liten	Middels	Middels negativ

Område 8 Skjellnes
Skjellnes ligger på sørsida ytterst i fjorden Lavangen. Lokaliteten består av en smal fjæresone med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. De sistnevnte arealene utgjøres av dels krattskog, dels av dyrkamark og dels berg i dagen. Områdene er små og med forholdsvis få naturhistoriske kvaliteter. Skjellnes ble etter befaring vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

Videre er de samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her vurdert til **ubetydelig/ingen negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.13).

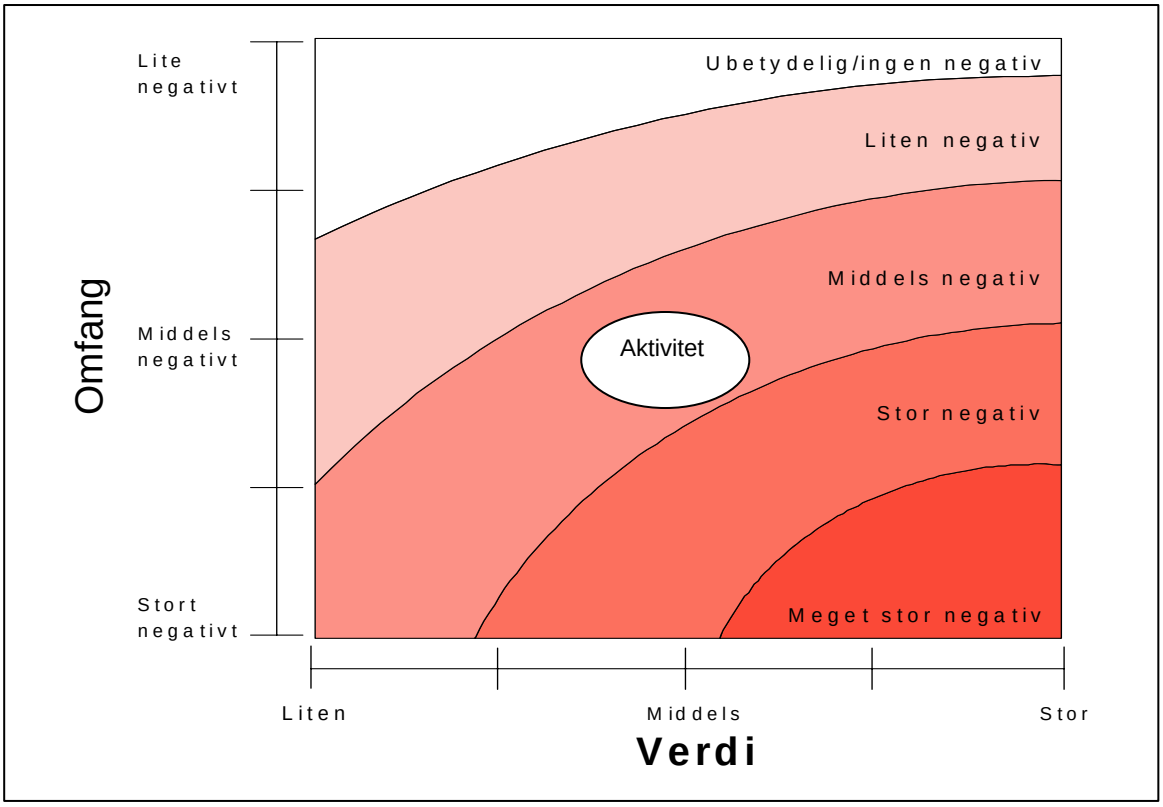
Figur 5.13. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Skjellnes, Lavangen er ubetydelig/ingen negativ.*



Område 9 Foldvik
Dette området ligger ved bygda Foldvik i Gratangen. Det ble påvist kun mindre terrengskader (mellom 5 og 10 % av arealet). Lokaliteten består dels av dyrkamark, dels gjengroingsmark og faller inn under naturtypen kulturlandskap. Det går flere mindre traktorveier/sjøveier ned til fjæra fra hovedveien. Området er middels rikt på hekkende fugl som hovedsakelig er typiske kulturlandskapsfugler. Området er mindre viktig som vinterområde (Tabell 5.8). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

For de artene som er registrert vil det kun være lite til middels påvirkning fra de skader som er påvist. Videre er de samlede effektene her vurdert til **middels negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (figur 5.14). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.14. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Foldvik, Gratangen er middels negativ.*



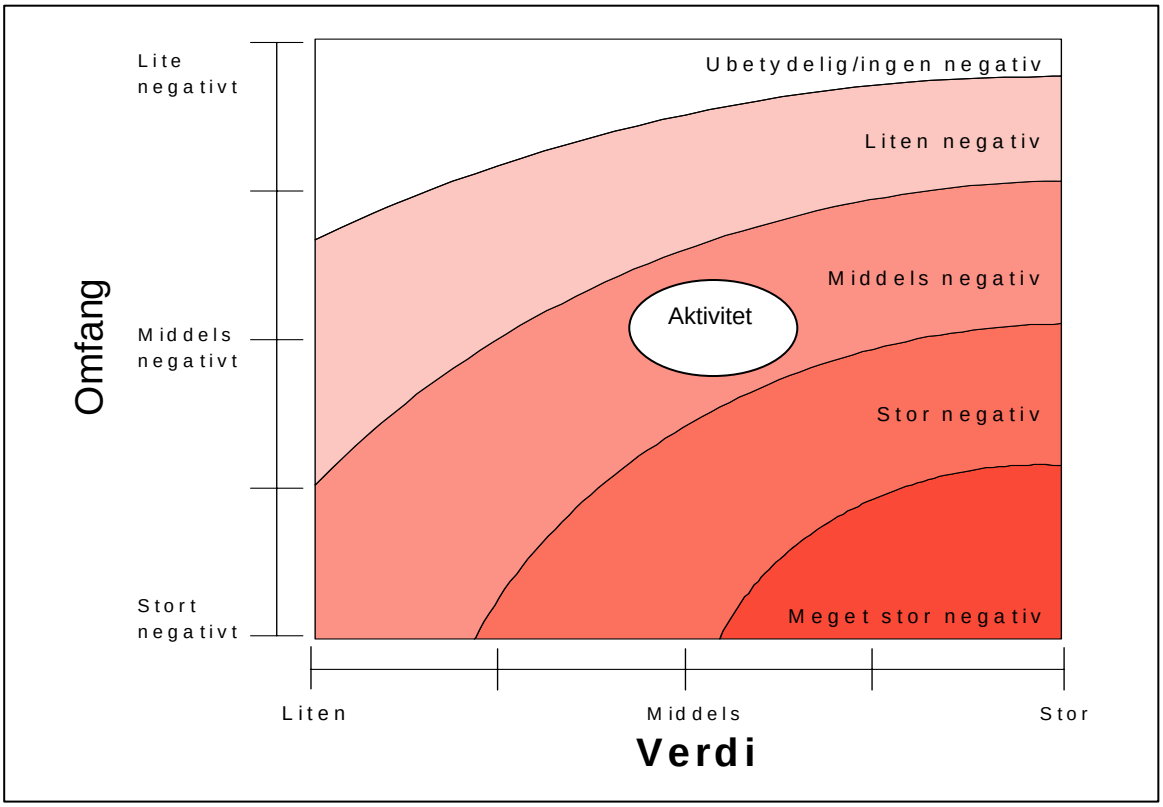
Tabell 5.8. *Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene i ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Foldvik i Gratangen kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 5.2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Rødstilk	5 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Storspove	2 par	2 par	H	Middels	Liten negativ
Fiskemåse	11 par	5 par	H	Middels	Middels negativ
Tjeld	4 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Ærfugl	7 par	14 par	H	Lite	Middels negativ
Vipe	3 par	4 par	H	Middels	Middels negativ
Enkeltbekkasin	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Heipiplerke	1 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Sanglerke	1 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	10-20	15 ind	B	Lite	Middels negativ
Snøspurv	50-200	30-300	T	Lite	Middels negativ
Mink	3 ind	1-2 ind	L	Lite	Liten negativ
Rødrev	2-3 ind	2-4 ind	B	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Lite/Middels	Middels negativ

Område 10 Tovik
Dette området ligger ved bygda Tovik i Skånland kommune. Det ble påvist kun middels terrengskader (mellom 15 og 25 % av arealet). Lokaliteten består dels av dyrkamark, dels gjengroingsmark og faller inn under naturtypen kulturlandskap. Det går flere mindre traktorveier/sjøveier ned til fjæra fra hovedveien. Området er middels rikt på hekkende fugl som hovedsakelig er typiske kulturlandskapsfugler. Området er mindre viktig som vinterområde, men har noe høyere verdi for ærfugl (Tabell 5.9). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

For de artene som er registrert vil det kun være lite til middels påvirkning fra de skader som er påvist. Videre er de samlede effektene her vurdert til **middels negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.15). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.15. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Tovik, Skånland er middels negativ.*



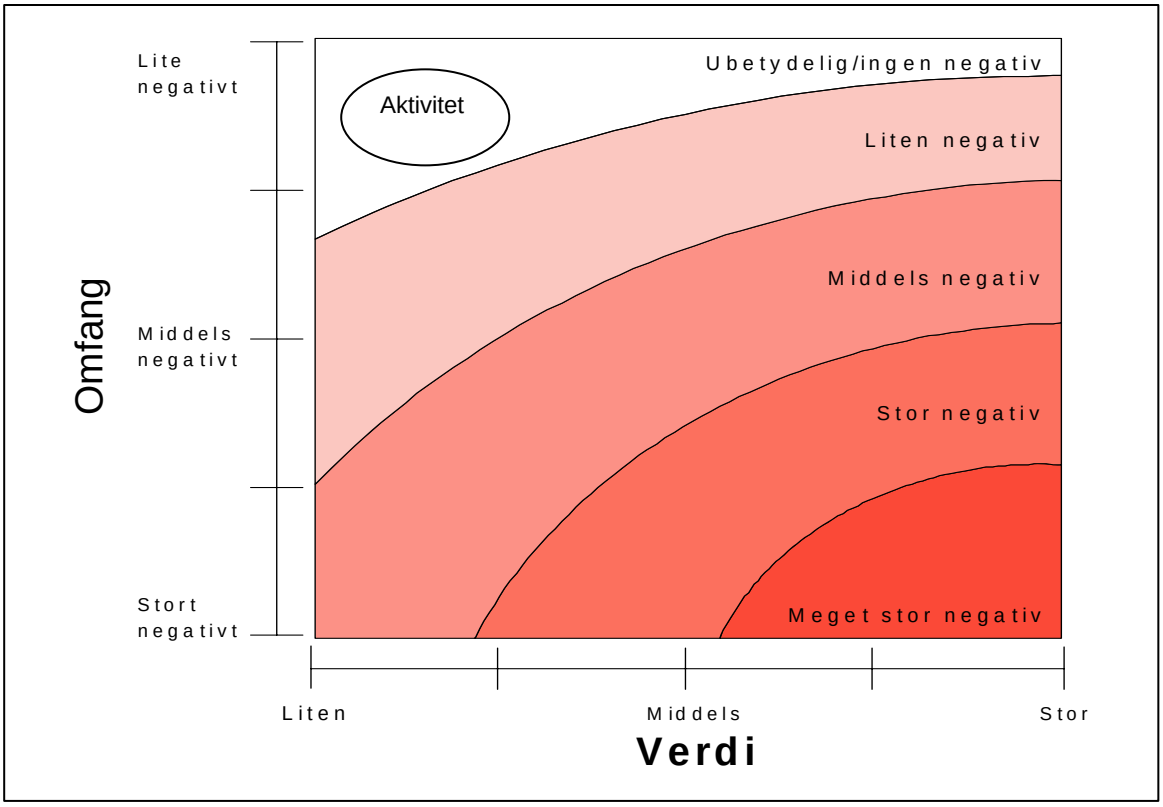
Tabell 5.9. *Antall par eller individer av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene i ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Tovik i Skånland kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 5.2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Rødstilk	5 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Storspove	2 par	3 par	H	Middels	Liten negativ
Fiskemåse	11par	20 par	H	Middels	Middels negativ
Tjeld	5 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Ærfugl	11 par	4 par	H	Lite	Middels negativ
Ærfugl	100-120	60-150	W	Middels	Middels negativ
Vipe	5 par	3 par	H	Lite	Middels negativ
Heilo	10-50	20-50	T	Lite	Liten negativ
Sanglerke	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	20-30	30-50	B	Lite	Middels negativ
Snøspurv	100-300	50-200	T	Lite	Middels negativ
				Lite	
Oter	3 ind	1-3 ind	L	Lite	Liten negativ
Hare	2 ind	2-5 ind	B	Lite	Liten negativ
Rødrev	1-2	1-3 ind	B	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Middels	Middels negativ

Område 11 Tennevik
Området ligger like ved Tennevik noen kilometer nord for Tjeldsundbrua. Lokaliteten består av en smal fjæresone med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. De sistnevnte arealene utgjøres dels av krattskog, dels av dyrkamark samt en del berg i dagen. Områdene er små og med forholdsvis fattig fugleliv. Tennevik ble etter befaring vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

Videre er de samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her vurdert til **ubetydelig/ingen negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.16).

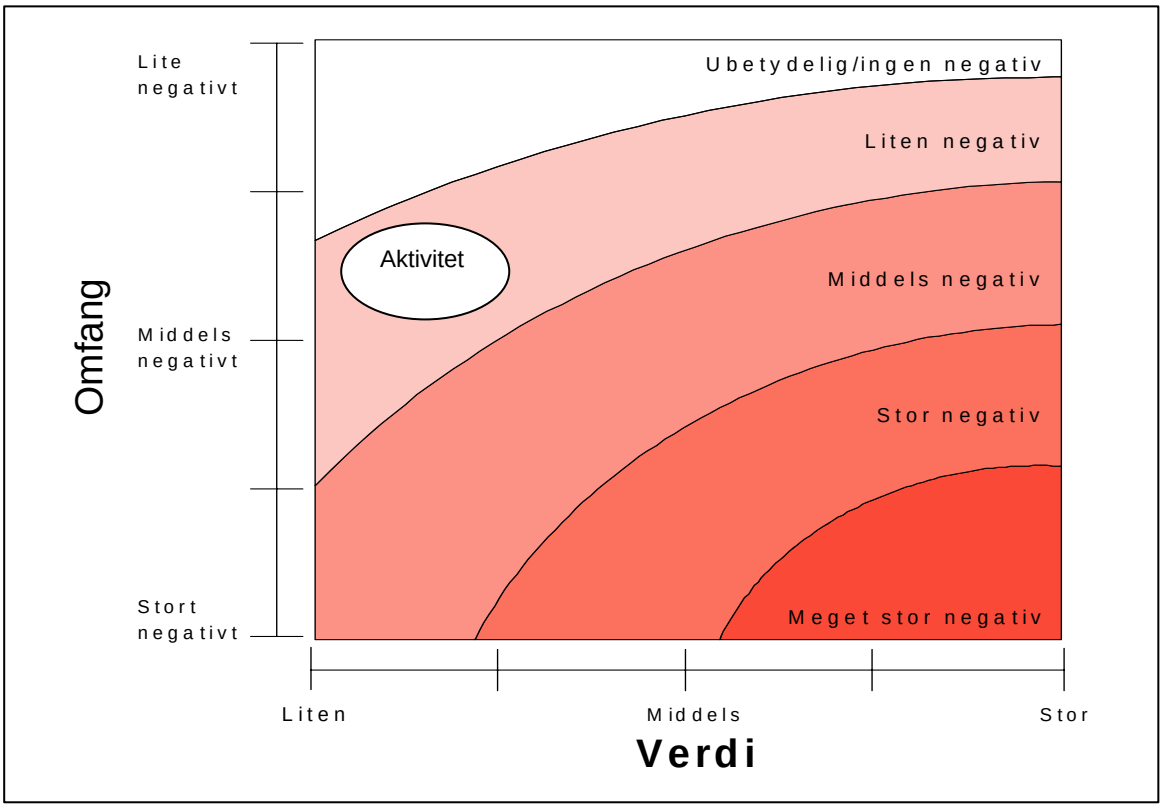
Figur 5.16. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Tennevik, Skånland er ubetydelig/ingen negativ.*



Område 12 Trondenes
Området ligger på Trondeneshalvøya like nord for Harstad. Lokaliteten består av en smal fjæresone med tilstøtende områder mellom fjæresonen og veien. De sistnevnte arealene utgjøres av en god del krattskog, dels av høgstaude bjørkeskog samt en del berg i dagen. Områdene har forholdsvis få naturhistoriske kvaliteter og naturen er preget av bruk over lang tid, noe som har påvirket artsmangfoldet i noen grad. Trondenes ble etter befaring både i forbindelse med dette prosjektet samt undersøkelsen i arbeidet med kartlegging av biologisk mangfold (Forsvarsbygg 2004b), vurdert til ikke å fordre utfyllende undersøkelser for fugl og pattedyr.

Videre er de samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her vurdert til **liten negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.17).

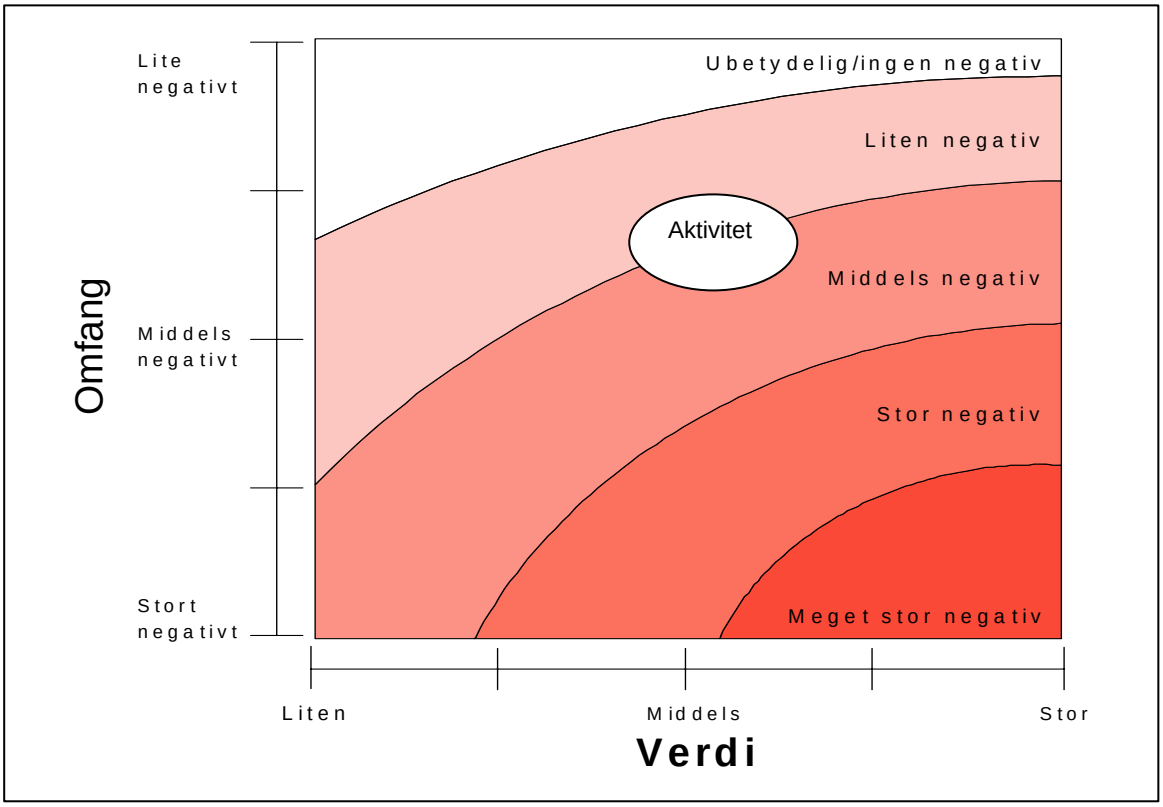
Figur 5.17. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Trondenes, Harstad er liten negativ.*



Område 13 Årnes
Området ligger østvendt ute mot Vågsfjorden tvers over Trondenes. Det ble påvist kun mindre terrengskader (mellom 5 og 10 % av arealet), og noen av disse er påført gjennom sivil trafikk. Arealene er dominert av dyrka mark og/eller brakklagt eldre dyrka mark. Området har i sommerhalvåret en relativt rik fuglefauna i all hovedsak dominert av hekkende fugl som normalt er knyttet til kulturlandskapet. I vinterhalvåret oppholder arter som ærfugl seg i betydelige antall i og umiddelbart nært selve ilandstigningsområdet (Tabell 5.10). Verdien på området (som fugleområde) er satt til å være middels.

De samlede effektene av Forsvarets aktiviteter her er vurdert til **liten til middels negativ** både for fuglefaunaen og pattedyrfaunaen (Figur 5.18). Vurderingen baseres på den lave andelen skadd areal og forekomsten av vilt innenfor ilandstigningsområdet.

Figur 5.18. *Effektene av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdet ved Årnes, Harstad er liten til middels negativ.*



Tabell 5.10. *Antall par eller individ av fugle- og pattedyrarter registrert under undersøkelsene i ilandstigningsområdet og kontrollområdet ved Årnes i Harstad kommune og en samlet vurdering av områdets verdi for fuglelivet, omfang av kjørespor og konsekvens for fuglelivet. Status for viltet er beskrevet med den enkelte funksjon området har for den enkelte art: H=hekkeområde, W=vinterområde, L=leveområde (brukes hele året), T=trekkområde, B=beiteområde. Grad av påvirkning er basert på omfang av kjøreskader etter en skala vist i tabell 5.2 i metodekapittelet. Effekten på viltet er vurdert etter de kriterier som er beskrevet i metodekapittelet (kapittel 5.2) foran.*

Arter	**Antall**	**Kontroll**	**Status**	**Grad påvirket**	**Effekt**
Rødstilk	3 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Fiskemåse	14par	12 par	H	Middels	Middels negativ
Tjeld	4 par	5 par	H	Lite	Liten negativ
Ærfugl	12 par	11 par	H	Lite	Middels negativ
Ærfugl	40-50	40-120	W	Middels	Middels negativ
Gråtrost	1 par	3 par	H	Lite	Liten negativ
Løvsanger	3 par	4 par	H	Lite	Liten negativ
Gransanger	1 par	0	H	Lite	Liten negativ
Jernspurv	2 par	1 par	H	Lite	Liten negativ
Stær	20-30	10-15 ind	B	Lite	Liten negativ
Gulspurv	1 par	0	H	Lite	Liten negativ
Sivspurv	1 par	2 par	H	Lite	Liten negativ
Røyskatt	2-4 ind	1-2 ind	L	Lite	Liten negativ
Hare	2-5 ind	1-2 ind	B	Lite	Liten negativ
Rødrev	2-3	3-4 ind	B	Lite	Liten negativ
Samlet for området			**Verdi**	**Omfang**	**Konsekvens**
			Middels	Lite	Liten/middels negativ

5.4.2 Punkttellingene

Skyte- og øvingsfeltene som fugleområder
De tre skyte- og øvingsfeltene er viktige leveområder for fugl. Kartleggingen av biologisk mangfold har vist at Setermoen har 13, Mauken 2 og Blåtind 9 viltområder. Sju av 13 viltområder i Setermoen har store kvaliteter knyttet til våtmarksfugl (vadefugl, ender og lomer). I Setermoen er det også påvist sju rødlistede arter våtmarksfugler (Forsvarsbygg 2002a).

Av de 11 viltområdene i Mauken-Blåtind har hele ni av disse tilsvarende kvaliteter for våtmarksfugl. Her er det påvist åtte rødlistede arter våtmarksfugl (Forsvarsbygg 2002b).

Generelle forskjeller mellom skytefeltene
Undersøkelsene i de tre skyte- og øvingsfeltene viser forskjeller i fuglefaunaen mellom disse. Dette kan delvis være et resultat av ulik belastning/bruk av det enkelte skyte- og øvingsfelt. Omfanget av kjøreskader i disse tre studieområdene er henholdsvis 19 % (Bergvatnet), 13 % (Stormyra) og 17 % (Eldhusmyran) (se for øvrig tabell 2.1 i kapittel 2).Totalt ble det registrert 479 individer fordelt på 31 arter for alle punktellingene. Forekomsten av fugl i Setermoen skilte seg klart ut fra de to andre feltene som ligner mer på hverandre (Figur 5.19). Her ble det funnet færre arter våtmarksfugl og det ble også påvist lavere tettheter av de artene som ble påvist her. Permutasjonstest (Romesburg 1985) viser at de påviste forskjellene er signifikante ($P<0.002$) mellom de tre studieområdene.

Arter som trepiplerke og gluttsnipe er mer vanlige i Setermoen, mens enkelte arter vadefugl var spesielt vanlige i Blåtind (grønnstilk) og Mauken 12 (rødstilk).

Dette har vi belyst nærmere med å plotte forekomst for de vanligste artene ved hjelp av stasjonenes koordinater (Figur 5.20). Arter som var observert kun på en eller to stasjoner, som for eksempel jernspurv, er ikke plottet for abundans.

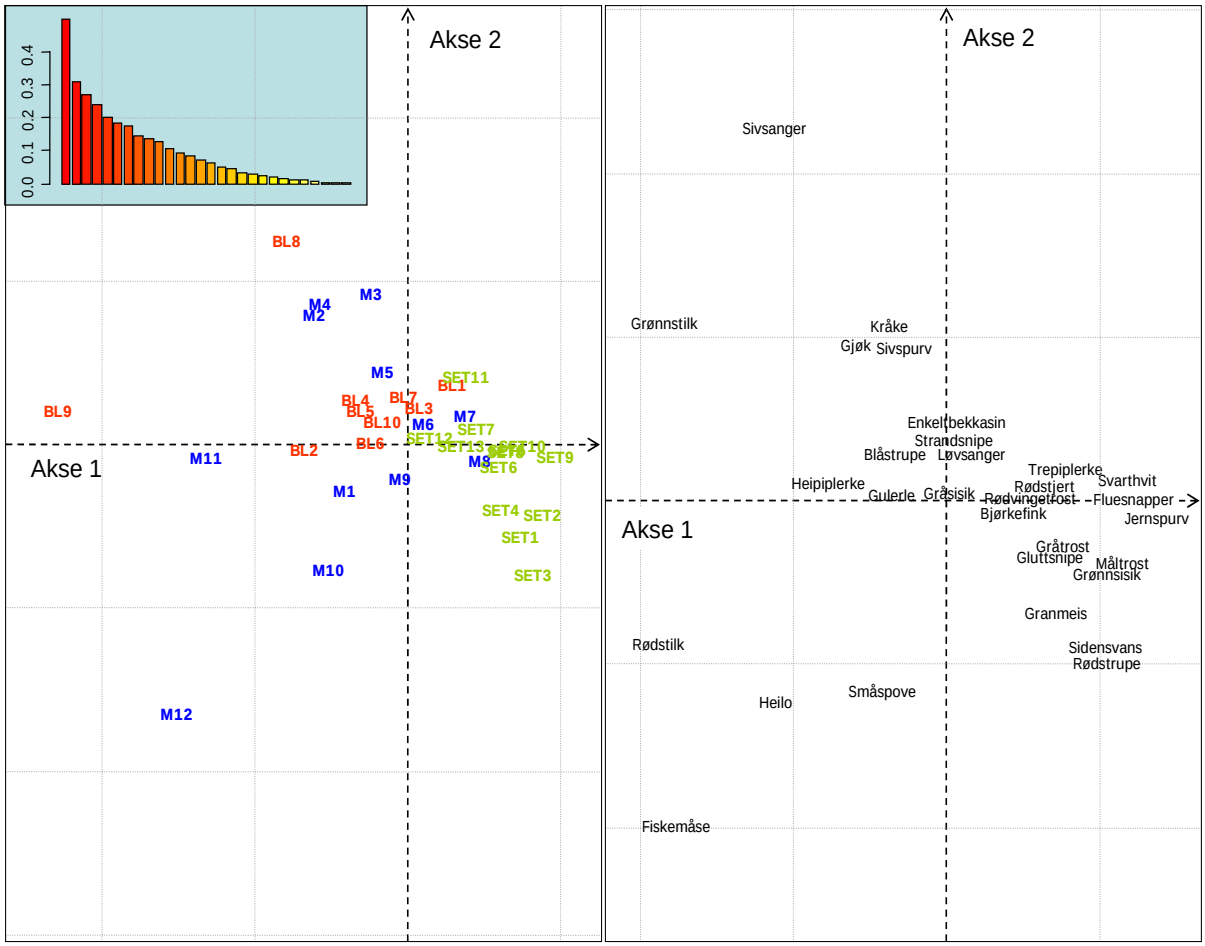
De tre første artene heilo, rødstilk og småspove, er vanligst i stasjonene som er nede til venstre i figur 5.20, dvs. i både i Mauken og i Blåtind (M10, M11, M12 og BL2). Dette betyr at disse artene er vanligst i Mauken skyte- og øvingsfelt og i noen grad i Blåtind. Grønnstilken ble påvist med få unntak i stasjonene oppe til venstre (BL8, BL9, M4 og M11). Dette betyr at denne arten er vanligst i noen områder både i Mauken og Blåtind, men at den er svært sjelden i Setermoen.

Gjøk og sivspurv var vanligst i de resterende stasjonene i Mauken og Blåtind. Heipiplerke var vanlig i samtlige stasjoner i Blåtind og Mauken.

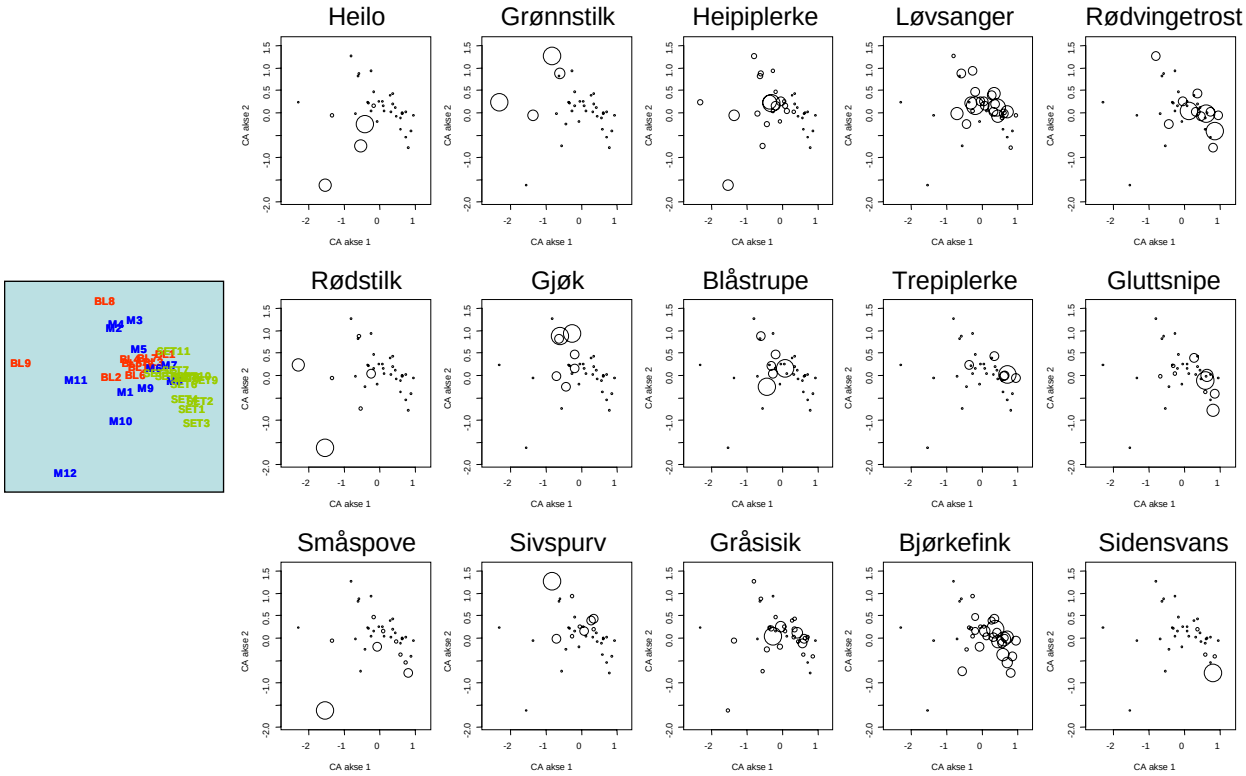
Gråsisik og løvsanger er typiske generalister og er observert i nesten samtlige stasjoner i alle tre skytefeltene. De resterende artene som trepiplerke, bjørkefink, rødvingetrost, gluttsnipe og sidensvans, var alle karakteristiske arter for først og fremst stasjonene i Setermoen.

Tabell 11. *Antall individ observert innen 100 meter (total av 2 tellinger)*

	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13
Bjørkefink	3	0	2	2	2	2	2	1	0	3	2	1	2	1	3	5	8	6	4	4	0	1	5	4	4	6	3	4	4	7	4	6	4	3	4
Blåstrupe	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brushane	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Enkeltbekka-sin	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Fiskemåse	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gjøk	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	2	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gluttsnipe	2	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	1	3	4	0	0	0	0	0	0	0
Granmeis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Grønnsisik	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Grønnstilk	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråsisik	1	0	1	1	2	6	4	1	0	0	2	0	0	1	1	1	2	1	2	1	2	1	0	1	0	1	1	3	4	3	0	1	1	0	1
Gråtrost	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	4	3	0	1	1	1	3	2	3	2	0	0
Gulerle	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heilo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heipiplerke	0	2	1	5	6	1	3	2	2	3	2	2	1	2	1	2	0	0	1	2	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Jernspurv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Kråke	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Løvsanger	2	3	2	0	3	1	2	1	0	4	2	0	2	2	2	2	2	3	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	4	2	1	3	3	0	2
Måltrost	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Rødstilk	0	0	0	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rødstjert	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	2	1	1	1	3	3	0	0	0	0
Rødstrupe	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rødvingetrost	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	2	1	1	1	2	1
Sidensvans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sivsanger	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sivspurv	2	2	0	0	0	1	1	4	0	0	0	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
Småspove	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	2	0	1	4	1	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stokkand	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Strandsnipe	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Svarthvit Fluesnapper	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Trepiplerke	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	2	1	0	0



Figur 5.19. *Korrespondansanalyse av fuglesamfunnsobservasjoner. Diagrammet til venstre viser at stasjonene i de tre skyte- og øvingsfeltene er fordelt ulikt langs aksene og størst forskjell langs akse 1. Dette betyr at det er klare forskjeller (=0.496) i fuglefaunaen mellom de tre områdene. I diagrammets venstre del har vi plottet stasjonene (rødt: Blåtind; blått: Mauken; grønt: Setermoen) og til høyre artene. Disse to figurene må sees sammen (dvs. fiskemåse er påvist i M12, sivsanger i BL(åtind) 8, rødstrupe i Set(ermoen) 1). Figur 5.20 viser fordelingen for de vanligste artene.*



Figur 5.20. *Utbredelse av de vanligste artene blant de undersøkte stasjonene i de tre skyte- og øvingsfeltene. Delfiguren til venstre viser plottene av de ulike stasjonene i det enkelte skyte- og øvingsfelt. Dette betyr at det for heilo er arten kun registrert i de tre stasjonene M(auken)1, M10 og M12. Disse stasjonene ligger ned til venstre. Derfor er heilo plottet ned til venstre på figur 4.2.1. Sirklenes størrelse er proporsjonal til antall individ observert på den enkelte stasjon.*

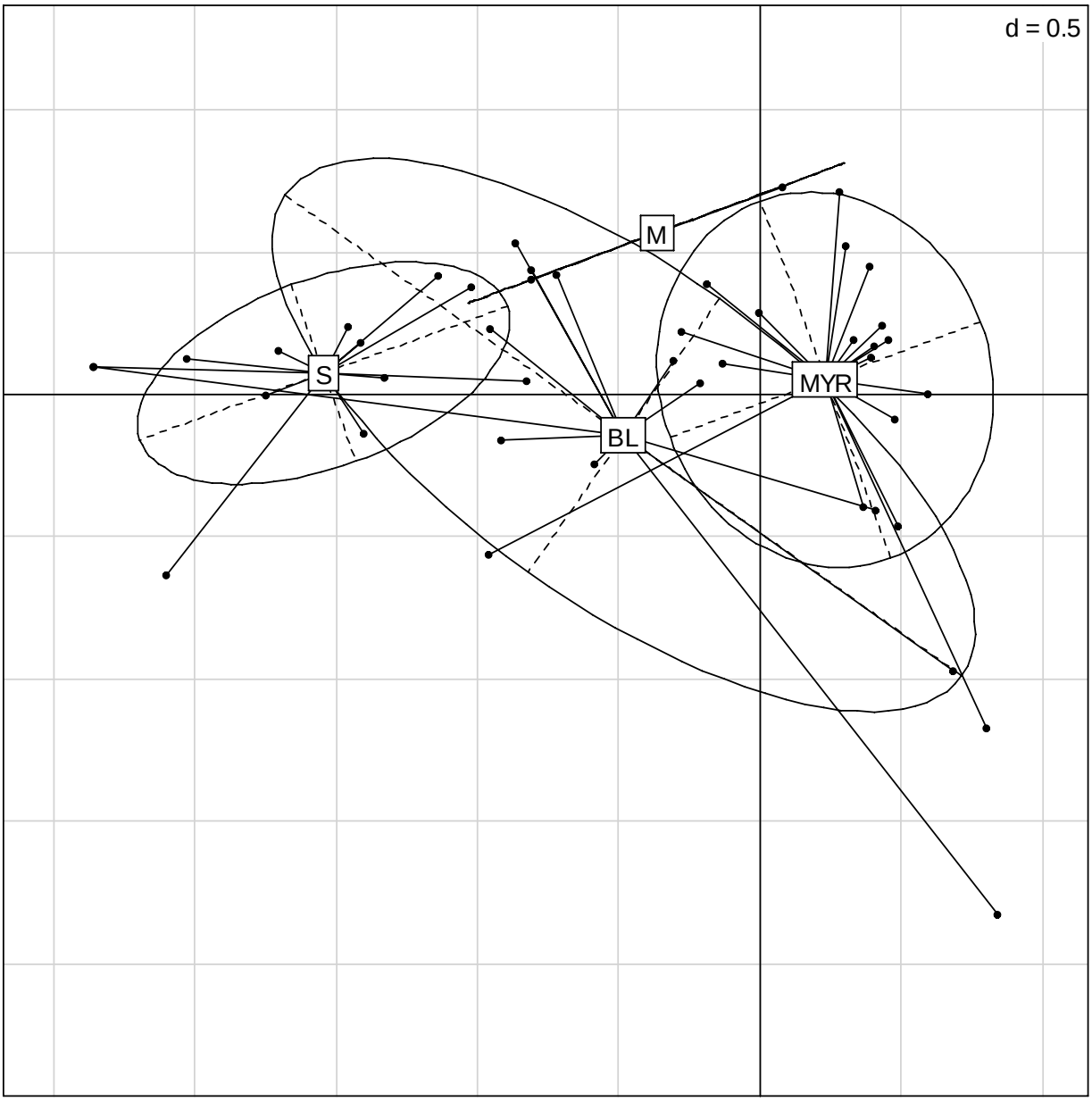
Tellinger berørt av kjørespor

Skader som Forsvaret har påført terrenget i skyte- og øvingsfeltene gjennom barmarkskjøring er nærmere presentert i kapittel 3. Fjell utgjør vel 41 % av det totale arealet i skyte- og øvingsfeltene, mens skog utgjør vel 33 %. Myr utgjør kun rundt 5 %. Naturtypene myr og skog er de to naturtypene der en finner det rikeste fuglelivet i samtlige tre skyte- og øvingsfelt (Forsvarsbygg 2002a, b). Det er også i disse naturtypene en finner den største andelen av totalarealet som er berørt av kjørespor (Tabell 5.12). Alt etter hvor omfattende en velger å legge buffersonen rundt sporene utgjør det berørte arealet i myr henholdsvis 13 (10m sone), 26 (25m sone) eller 38 % (50m sone). For skog er prosenten klart lavere, henholdsvis 7, 14 eller 23 % og for fjell henholdsvis 5, 10 eller 15 % (Tabell 5.12). Ser en nærmere på det enkelte studieområdet der en har identifisert verdisatte BM-områder (Stormyra og Eldhusmyran), er vel 7 % av Stormyras totale areal berørt av kjørespor, mens tilsvarende tall for Eldhusmyran ligger på nesten 14 % (se for øvrig kapittel 3, tabell 3.9).

Tabell 5.12. *Andelen areal (i %) av den enkelte naturtype som er berørt av kjørespor i de tre skyte- og øvingsfeltene samlet. Data er presentert med tre ulike buffersoner rundt det enkelte kjørespor.*

	Skytefeltene totalt		**Kjørespor/influenssoner**					
	Totalt areal		**Buffer 10 m**		**Buffer 25 m**		**Buffer 50 m**	
Naturtyper	**km²**	**%**	**km²**	**%**	**km²**	**%**	**km²**	**%**
Skog	112,4	33,7	8,1	7,2	15,7	14,0	25,9	23,0
Myr	18,0	5,4	2,4	13,3	4,7	26,1	6,8	37,8
Fjell	146,7	41,5	7,0	4,8	14,5	9,9	22,2	15,1
Snø, is, berg	44,5	13,3	0,2	0,4	0,4	0,9	0,8	1,8
Vatn	5,7	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,8
Berg	6,3	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,6
Total	333,6	100,0	17,7	5,3	35,3	10,6	55,7	16,7

Våre analyser viser ingen klare forskjeller i antall arter og tetthet av fugl mellom skogsområder innenfor skytefeltene som har kjørespor og kontrollområdene utenfor som ikke har kjørespor (Figur 5.21). Imidlertid er antallet punkter i skog som er synlig berørt av kjørespor så vidt lave at det er vanskelig å gjennomføre en holdbar analyse på datamaterialet. Gjengroingshastigheten av kjørespor i disse kalkrike skogene er så høy at selv om det tidligere har blitt kjørt her vil sporene være restaurert gjennom naturlige gjengroingsprosesser i løpet av bare noen år. Dette gjør at det i dag ikke er mange skogsområder som viser tydelige kjørespor selv om de tidligere har vært skadet av barmarkskjøring. Dette kan også være årsaken til at fuglefaunaen ikke viser målbare forskjeller mellom områder i skyte- og øvingsfeltene og kontrollområdene utenfor. Skader i skog repareres raskt gjennom naturlige prosesser og en kan forvente at det derfor ikke er store påviselige negative effekter av Forsvarets aktiviteter i naturtypen skog. Korrespondanseanalysene mellom myrområder innenfor skytefeltene med kjørespor (BL, M, SET) og kontrollfeltene utenfor (Myr) som ikke er berørt av kjørespor, viser stor grad av diskriminasjon (d=0.05) (Figur 5.21). Kontrollområdene har signifikant flere hekkende arter våtmarksfugl enn hva som er funnet i tilsvarende myrområder inne i skyte- og øvingsfeltene. Dette gjelder særlig for arter som fiskemåse, brushane, svømmesnipe, grønnstilk og småspove og en del andre våtmarkstilknyttede spurvefugler som sivsanger, linerle, gulerle og blåstrupe. Den største forskjellen er mellom områdene i Setermoen og kontrollene, mens det er noe overlapp mellom Blåtind og kontrollene (Figur 5.21).



Figur 5.21. *Korrespondansanalyse av fuglesamfunnsobservasjoner i myr med kjørespor i skytefeltene Setermoen (S), Mauken (M) og Blåtind (BL) og kontrollområdene (Myr) i Målselv og Bardu uten kjørespor. Figuren viser at ellipsen rundt referansedataene (myr) ligger til høyre for akse 2 (vertikal akse) mens alle tre ellipsene for skyte- og øvingsfeltene ligger til venstre for denne aksen. Dette viser at det foreligger klare forskjeller i fuglefaunaen mellom referanseområdene og de tre studieområdene og at disse forskjellene er signifikante (P<0.002, Permutasjonstest (Romesburg 1985).*

5.5 Diskusjon

5.5.1 Ilandstigningsområdene

Samtlige ilandstigningsområder som ble undersøkt ligger i aktive kulturlandskap i de tradisjonelle ”fisker-bonde”-områdene av Troms. Disse kulturlandskapene preges sterkt av inngrep i form av slått, beiting, telefon- og kraftlinjer, infrastruktur og daglig trafikk av mennesker. Dette betyr at de fugleartene som ble påvist hekkende her, har hekket i dette landskapet i lang tid og har i stor grad tilpasset seg denne type forstyrrelser. Arter som tjeld, ærfugl, rødstilk, fiskemåse og vipe ble alle påvist i normale tettheter. Selv en sårbar art som storspove har i denne delen av Nord-Norge en sterk tilpasning til denne landskapstypen og tåler godt den typen forstyrrelse det her er snakk om.

Det er derfor ikke lett å måle eventuelle effekter på fuglelivet forårsaket av Forsvarets bruk av ilandstigningsområdene. Ettersom de fleste øvelsene er gjennomført utenom hekketida med lave antall fugl til stede i de berørte arealene, er det høyst sannsynlig at det vil være små negative direkte effekter av denne aktiviteten. De påviste forekomstene av hekkende fugl i ilandstigningsområdene viste ingen forskjeller verken i diversitet eller tetthet i forhold til det som er påvist i kontrollområdene som ligger i tilsvarende arealer av kystkulturlandskapet i regionen. De fugleartene som holder til her er i stor grad godt tilpasset de endringene som vil oppstå etter mange års øvelser og Forsvarets bruk av arealene. Samtlige områder som ble undersøkt ligger i et aktivt kulturlandskap. Det er derfor mer sannsynlig at sivile aktiviteter som skjer regelmessig gjennom hele året vil ha hatt betydelig større effekt på biologisk mangfold og landskapet enn hva de korte ilandstigningsøvelsene vil ha hatt.

Det er en mulighet at mindre, lokalt sterkt avgrensete, drivstoffsøl fra uhell i forbindelse med ilandstigningen kan ha hatt negativ effekt på lokale bestander av dykkender som for eksempel ærfugl eller sjøorre. Dette skal i følge lokalkjente (Olav Henriksen, pers medd.) ha skjedd minst et par ganger på 1970 og 1980-tallet blant annet i Lavangen/Salangen. Sølene var så små at de først ble oppdaget i ettertid gjennom at ærfugler kom i land med små oljeskader. Imidlertid er mange vannfugl ekstremt sårbare for olje på vannet, og selv ubetydelige søl kan gi store, negative konsekvenser for arter som skarv, teist, ærfugl og andre dykkender (for referanser, se Anker-Nilssen et al. 1988, Strann et al. 1993).

Det er imidlertid ikke mulig å kvantifisere omfanget av skade knyttet til søl av drivstoff innenfor dette prosjektet ettersom det ikke foreligger data fra før-situasjonen. Før-situasjonen defineres her som naturtilstanden før Forsvaret startet med ilandstigningsøvelser på disse lokalitetene. Det foreligger heller ikke lange dataserier på bestander av ærfugl fra disse områdene utenom Balsfjorden. På sistnevnte lokalitet viser dataserier mellom 1985 til 2003 ingen endringer i antallet ærfugl i fjorden (NINAs nasjonale sjøfugldatabase). Heller ikke her er det data fra før-situasjonen, og man kan derfor ikke si noe sikkert om eventuelle endringer i ærfuglbestanden i dette tidsperspektivet. For tiden er hekkebestanden i Balsfjorden forholdsvis sterk og med normalt god rekruttering. En må derfor kunne anta at en bestandsnedgang etter et lokalt søl nær ilandstigningsområdet vil kunne blitt kompensert etter noen år. Likevel må dette på en større skala (Troms fylke) anses som et ubetydelig problem i forhold til fuglelivet.

Påviste effekter: Det er ikke påvist effekter på fuglefaunaen som kan tilskrives Forsvarets øvingsaktiviteter i ilandstigningsområdene.

5.5.2 Punkttellingene

Resultatene fra tellingene viser to tydelige hovedtrekk. For det første er det påvist forskjeller i fuglefaunaen mellom ulike tellepunkter, men først og fremst mellom de ulike skyte- og øvingsfeltene. For det andre er det påvist lavere antall arter og også lavere tettheter hos vadefugl som hekker i myr med mye kjørespor enn hva som er tilfellet i områder med lite spor.

Forskjeller mellom skyte- og øvingsfeltene
Det er påvist lavere antall territorielle vadefugl i Setermoen enn i Blåtind og Mauken. Kun én av artene, gluttsnipa, er vanligst i Setermoen. Disse forskjellene skyldes dels ulike naturgitte forhold, men det er også overveiende sannsynlig at Forsvarets bruk av områdene har hatt betydning. Myrsysteme-

ne i Mauken og Blåtind domineres i stor grad av fjellbjørkeskog, ofte delvis tresatt av småvokste enkeltvoksende bjørketrær. I Setermoen domineres de viktige myrsystemene der en finner hekkende vadefugl, av tettvokst blandingsskog med betydelig mer innslag av storvokst furu og bjørk. Flere av myrene her er tresatt av furu, stedvis noe bjørk. Disse furudominerte myrene er også den naturtypen der en finner gluttsnipa i største antall. Grønnstilk og rødstilk foretrekker mer åpne myrsystemer som bare i noen grad er bevokst av trær, noe som er mer vanlig i Mauken og Blåtind. For spurvefuglene er det påvist en lignende forskjell som for vannfuglene. De artene som foretrekker mer storvokst og/eller blandingsskog er påvist med de største tetthetene i Setermoen. Dette gjelder arter som trepiplerke, bjørkefink og sidensvans. De som foretrekker mer åpne skoger og kantsoner ut mot myr og våtmark, som sivspurv og heipiplerke, er vanligst i Mauken-Blåtind. Arter som er fleksible i sine krav, generalister som gråsisik og løvsanger, ble påvist jevnt fordelt i alle skyte- og øvingsfeltene.

Forskjellene i andelen areal skadet av barmarkskjøring som er påvist mellom de forskjellige skyte- og øvingsfeltene (kapittel 3), gir grunn til å anta at forskjellene i fuglefaunaen også må kunne tilskrives effekter av Forsvarets aktiviteter. Selv om det ikke foreligger arealstatistikk hos Forsvaret om hvordan delområder innenfor det enkelte skyte- og øvingsfelt er brukt (MVOF major Ø. Løvli, Troms Garnison), gir andelen kjørespor en indikasjon på bruken av det enkelte delområde. Det er rimelig å anta at der det finnes mye kjørespor har det også vært en høy øvingsaktivitet, i mange tilfeller også med en del personell i felt. Dette betyr at de av artene som er særlig sårbare for menneskelige forstyrrelser i hekketida som lomer, enkelte ender eller vadefugl, kan ha blitt påvirket negativt av slike aktiviteter det her er snakk om.

De klare vegetasjonsmessige og topografiske forskjeller mellom områdene vil også kunne bidra til å forklare en del av de påviste forskjellene i fuglefaunaen. Imidlertid kan ikke forskjellene mellom for eksempel Setermoen og de to andre skyte- og øvingsfeltene kun skyldes forskjeller i naturtypene.

Påviste effekter: Det er påvist forskjeller i fuglefaunaen mellom studieområder i myr i skyte- og øvingsfeltene. Områder med omfattende kjøreskader har lavere diversitet og tetthet enn områder med kun små eller ingen synlige skader.

Forskjeller mellom upåvirkede og påvirkede myrområder

De forholdsvis klare forskjellene som er påvist mellom fuglefaunaen i skytefeltenes myrområder berørt av kjørespor og de uberørte kontrollområdene, skyldes sannsynligvis i stor grad Forsvarets aktiviteter som har foregått i denne sårbare naturtypen inne i skyte- og øvingsfeltene. Det faktum at Eldhusmyran som har høyest skadeomfang, har lavere tetthet og færre typiske våtmarksarter enn hva tilfellet er for Stormyra som har bare halvparten av målbare skader sammenlignet med Eldhusmyra, styrker denne konklusjonen. Kontrollområdene viser da også enda klarere at områder helt uten kjørespor skiller seg klart fra samtlige tre studieområder inne i skyte- og øvingsfeltene. Fra grunnforskning som foregår i Finnmark har NINA vist at våtmarksarter som fjellmyrløper og kvartbekkasin forsvinner fra myrområder der det har blitt kjørt så vidt mye at vannbalansen i myrene endres (NINA, upubliserte data). Imidlertid må det mer intensiv forskningsinnsats til før en kan tilskrive Forsvarets barmarkskjøring hele årsaksforklaringen. Forskjellene kan også skyldes en kombinasjon med direkte forstyrrelser i selve hekkesesongen. Flere av de hekkende vadefuglene er sensitive for forstyrrelser særlig tidlig i hekkesesongen fra egglegging og 14 dager ut i ruging (Tucker et al. 1994, Tucker & Evans 1997) og vil lett kunne sky reiret om de blir utsatt for aktiviteter som motorisert ferdsel. Særlig uheldig vil slik ferdsel være om det er i kombinasjon med personell til fots. Slike direkte effekter av vei og trafikk er blitt påvist på fugl (Reijnen et al. 1996, Forman og Deblinger 2000). Disse studiene viser at det først og fremst er lydforstyrrelse som gir negative effekter. Dette betyr at kombinasjonen av skader i terrenget via kjørespor og forstyrrelser gjennom ferdsel i hekketida, sannsynligvis vil ha hatt negative effekter i områder der slik aktivitet har foregått i hekketida. Tradisjonelt foregår de store avslutningsøvelsene for hver kontingent i løpet av juni måned. Dette er sammenfallende med den mest sårbare hekkeperioden for de fleste av de fugleartene som i denne undersøkelsen viser forskjeller mellom uberørte områder (kontrollområdene) og skyte- og øvingsfeltene der det er påvist kjøreskader i barmark.

Indirekte årsaker som endring i næringstilgangen som et resultat av endret vannbalanse i myrene, kan også være en årsak. Tucker & Evans (1997) viser at nærmere 40 % av europeiske arter våtmarksfugl er truet av ulike inngrep og oppsummerer en rekke trusler. Her er redusert kvalitet av hekkeområdene i myr grunnet ulike inngrep vurdert som en av flere viktige årsaker. Imidlertid finnes det ingen undersøkelser fra hekkeområder så langt nord som Troms som kan dokumentere hvilke effekter endret

vannbalanse vil ha på for eksempel vanninsekter. For de fleste av våre hekkende våtmarksfugler er den høye produksjonen av insekter i våtmarkene våre en avgjørende årsak til at de hekker i så høye tettheter. Undersøkelser av våtmarksfugl i Nord-Norge viser at Troms og Finnmark har svært rik diversitet og ikke minst høye tettheter av hekkende arter sammenlignet med tilsvarende områder lengre sør i Europa (Strann 1996, Strann & Nilsen 1996). Dette er et trekk som også er tydelig hos våtmarksfugl i Nord-Amerika (Holmes 1970, Maher 1959, Salter et al.1980).

Det er ikke mulig med de datasettene vi har nå å dokumentere med sikkerhet om det at områder påvirket av kjørespor har en lavere tetthet av hekkende våtmarksfugl alene skyldes Forsvarets aktiviteter. Imidlertid er det trolig at forekomst og tetthet av enkelte arter våtmarksfugl er blitt negativt påvirket i de områdene der det har foregått barmarkskjøring og/eller i kombinasjon med personell i terrenget i den sårbare hekketida. Mest sannsynlig er det en endring i vannbalansen i myrsystemene som sammen med direkte forstyrrelser i hekketida er årsaken til de lavere fugleforekomstene i prøvefeltene inne i skyte- og øvingsfeltene. Endringer i fuglefaunaen vil i de fleste tilfellene skje langsomt og er vanskelig å oppdage i undersøkelser som foregår over kort tid (Gratto-Trevor 1993). Særlig gjelder dette hos langtlevende arter. De fleste av de påviste våtmarksartene i skyte- og øvingsfeltene blir ofte opp mot 20 og 30 år (Cramp & Simmons 1983).

Påviste effekter: Det er påvist klare forskjeller i fuglefaunaen mellom myrområder i skyte- og øvingsfeltene med kjøreskader og uberørte kontrollområder som ligger utenfor skyte- og øvingsfeltene. Skyte- og øvingsfeltene har færre arter og lavere tetthet av våtmarksfugl enn kontrollområdene.

Vurdering av samlet skadeomfang på fuglefaunaen
Dette prosjektet har ikke påvist at Forsvarets bruk av ilandstigningsområdene har ført til målbare negative effekter på fuglefaunaen.

Innenfor skyte- og øvingsfeltene er rundt 35% av starrmyrene og 58% av ris-tuemyrene påvirket av kjørespor (se kapittel 3). Basert på de funn vi har gjort i studiet av fuglefaunaen i utvalgte delområder innenfor hvert av de tre skyte- og øvingsfeltene, er det sannsynlig at fuglesamfunnene som er tilknyttet naturtypen myr er negativt påvirket av Forsvarets øvingsaktiviteter i denne naturtypen. Når en så tar i betraktning at mer enn en tredjedel av starrmyrene og nesten halvparten av ris-tuemyrene er påvirket av kjørespor, er det overveiende sannsynlig at Forsvarets tilstedeværelse i disse områdene har hatt en klar negativ effekt på gruppen våtmarksfugl. Kjørespor i myr og våtmarker kan gi to mulige utfall på miljøet i myrsystemene. Et utfall er at sporene danner barrierer for det naturlige vannsiget i myra og resulterer i høynet vannstand i deler av myra. Det andre utfallet er en økt drenering. Dette siste gjelder særlig myrer som har noe helning – for eksempel bakkemyrer. Begge scenariene vil kunne gi klare endringer i leveforholdene for fugl gjennom endringer i næringstilgang (færre insekter) og/eller endrete muligheter for å plassere reir. Vegetasjonsstudiene i dette prosjektet (kapittel 2) har også vist at myrene som er berørte av barmarkskjøring endres fra typiske fastmattevegetasjon til et våtere miljø med færre arter moser og til dels karplanter. Slike klare endringer i miljøet gir endrete leveforhold for insekter og andre smådyr som utgjør en viktig del av våtmarksfuglenes næring. Disse miljøendringene vil dermed kunne gi klare endringer også i fuglefaunaen.

Blant artene i gruppa våtmarksfugl finner vi noen av de fugleartene som er mest sårbar for forstyrrelser i hekketida, bl.a. storlom, smålom, sangsvane, svartand og stjertand. Alle disse er også påvist innenfor de tre skyte- og øvingsfeltene i arbeidet med kartlegging av biologisk mangfold (se for øvrig rapportene fra Setermoen og Mauken-Blåtind skyte og øvingsfelt, Forsvarsbygg 2003a,b). Samtlige arter nevnt ovenfor er også ført på den norske rødlista, noe som betyr at Forsvaret må ta særlige hensyn i forvaltningen av disse artene. Vadefugl som grønnstilk, gluttsnipe, brushane og svømmesnipe vil alle også bli direkte påvirket av at myrene går over til en våtere type.

Oppfølgende overvåking av fuglefaunaen
Det er kun lange tidsserier i form av overvåking av prøvefelt som kan dokumentere langsomme endringer i naturen. Dette prosjektet har imidlertid påvist forskjeller som viser at det allerede foreligger endringer i fuglefaunaen i de skyte- og øvingsfeltene der det er dokumenterte kjøreskader. Om disse endringene er en prosess som fremdeles pågår eller om endringene har stanset opp, vet vi ikke. Det er derfor viktig at det i Forsvarets oppfølging av kartleggingen av biologisk mangfold innarbeides en overvåking av fuglefaunaen i noen av våtmarksområdene som er mest belastet med kjørespor. En design for å kunne fange opp eventuelle forskjeller som negative effekter av kjørespor er viktig for Forsvaret å få på plass i overvåkingsopplegget for biologisk mangfold. Metodikken som er brukt i dette

prosjektet er velegnet for videre oppfølging av fuglefaunaen med tanke på overvåking av tilstanden i skyte- og øvingsfeltene. Det er kun lange tidsserier som med sikkerhet vil kunne gi noe sikre svar omkring dette temaet. De årlige svingningene i de fleste hekkebestandene vanskeliggjør muligheten for å oppdage slike langsomme endringer forårsaket av ulike inngrep (Strann 2001). Slike negative effekter skjer normalt som en langsom uttynning av en hekkebestand over mange år (Kremen et al. 1993, Noss 1990, Spellerberg 1991).

Punkttellinger av fugl er ressursbesparende, men krever folk med spesialkompetanse på fuglelyder. Tellinger hvert tredje år vil være tilstrekkelig for å fange opp eventuelle endringer. Det bør også velges ett kontrollområde som ligger utenfor Forsvarets skyte- og øvingsfelt.

5.6 Konklusjon

Det er ikke påvist endringer i fuglefaunaen som kan knyttes direkte til Forsvarets aktiviteter for ilandstigningsområdene. Samtlige ilandstigningsområder ligger i aktive kulturlandskap og de fugleartene som hekker her er i stor grad tilpasset et landskap som har hatt betydelig menneskelig påvirkning i lang tid før Forsvaret tok i bruk ilandstigningsområdene. Det er derfor vanskelig å påvise eventuelle effekter fra Forsvarets aktiviteter på fuglefaunaen i disse områdene. Sannsynligvis har Forsvarets aktiviteter her kun hatt ubetydelige effekter på faunaen her.

Det er påvist forskjeller i fuglefaunaen mellom områder som ligger inne i skyte- og øvingsfeltene. Disse kan relateres til kjøreskader. Områder med mye kjørespor (Setermoen) har både lavere diversitet og tettheter enn områdene som er mindre berørte (Mauken og Blåtind). Forskjellene er kun påvist i naturtypen myr. Hekkeområder for våtmarksfugl inne i skyte- og øvingsfeltene og som var berørt av kjørespor, hadde alle både lavere antall arter og tettheter enn hva som er tilfellet for kontrollområdene som ligger utenfor skyte- og øvingsfeltene og som er tilnærmet uberørte.

De påviste forskjellene må derfor antas å være forårsaket av Forsvarets øvingsaktiviteter med både kjøretøy på barmark samt personell i hekkesesongen, men i en kombinasjon med andre årsaker som forskjeller i topografi og vegetasjonstyper. Den samlede effekten av Forsvarets aktiviteter har bidratt til lavere antall av arter som er særlig sårbare for slike forstyrrelser og inngrep. NINA tror at Forsvarets samlede aktiviteter har hatt og fremdeles har, en direkte eller indirekte negativ effekt på deler av fuglesamfunnet som hekker i skyte- og øvingsfeltenes våtmarksområder. For å redusere denne negative effekten kan Forsvaret følge de tilrådinger som er gitt i de forskjellige rapportene fra kartleggingen av biologisk mangfold. Følges disse gjennom praktisk atferd vil forholdene for hekkende fugl også bli betydelig forbedret i forhold til hva som er tilfelle under dagens øvingsregimer.

De samlede data på hekkende rovfugl var for sparsomme til å kunne si noe om eventuelle effekter.

Det anbefales at Forsvaret i sitt kommende opplegg for å overvåke biologisk mangfold i sine områder designer et opplegg som vil være i stand til å fange opp langsomme endringer i fuglefaunaen. NINA mener at dette best kan gjøres gjennom den design som er brukt i dette prosjektet der punkttellinger i kombinasjon med andre godt dokumenterte metoder blir anvendt. For små areal slik som ilandstigningsområdene vil totaltelling være den best egnede metodikken. Den metodikk som her er valgt brukt er valgt også med tanke på at den også skal kunne brukes i det videre overvåkingsarbeid i Forsvarets egen regi.

Fugleundersøkelsene har vist:
Det er dokumentert at Forsvarets øvingsaktiviteter har hatt en negativ innvirkning på fuglelivet.
De negative effektene er kun påvist i naturtypen myr i de faste skyte- og øvingsfeltene.
Det er øvingsaktiviteter i form av barmarkskjøring og øvinger med personell til fots i hekkesesongen (anslagsvis fra snøsmelting til 31. juli) som antas å være hovedårsaken til endringene i fuglefaunaen.

Kapittel 6

EFFEKTSTUDIER PÅ SMÅPATTEDYR

Nigel G. Yoccoz

(NINA / Universitet i Tromsø)

6.1 Innledning

Effekter på småpattedyr av Forsvarets aktiviteter vil kunne skje enten gjennom direkte effekter på leveforholdene (habitatødeleggelse) eller gjennom indirekte effekter, som for eksempel viktige predatorer (rødrev, røyskatt) og viktige næringsplanter (blåbær for gråsidemus). Smågnagere er en viktig komponent i nordlige økosystemer, både som byttedyr og som herbivorer (Turchin et al. 2000). De er kjent på grunn av sine store bestandssvingninger, ofte med en periodisitet på 3 til 5 år (Stenseth og Ims 1993). Det finnes flere arter smågnagere i Troms, som for det meste tilhører en familie, Microtinae (lemen, markmus, gråsidemus, osv., se Figur 6.1). Disse artene er alle forholdsvis vanlige, men har forskjellige habitatpreferanser og er mer eller mindre påvirket av andre faktorer som klima eller predasjon (Hanski og Henttonen 1996).

Gjennom bruk av forskjellige metoder (fangst-gjenfangst, sporing på snø og etter snøsmelting) har NINA forsøkt å framskaffe data som kan vise eventuelle effekter på småpattedyr av Forsvarets aktiviteter i områder som er brukt til øvinger. Metodene som er basert på fangst-gjenfangst metodikk er anerkjente metoder som brukes til arbeid med overvåking og kartlegging av småpattedyr rundt om i verden (se Yoccoz et al. 1993). For at noen av disse metodene skal lykkes, må tetthetene være relativt høye. Lave tettheter gir lav statistisk styrke. Etter et toppår i Målselvområdet i 2001 var det forventet en økning i smågnager- bestandene i 2003-2004.

Dynamikken (spesielt periodisitet og romlig variasjon) av smågnagere i Nord-Norge, og spesielt i Troms, var lite kjent inntil for 2-3 år siden. Dette fordi det fantes få tidsserier og disse hadde en dårlig romlig oppløsning (Wikan 2000, Ekerholm et al. 2001, Henttonen og Wallgren 2001, Strann et al. 2002, Framstad 2004). NINA og Universitetet i Tromsø begynte i 1998 en omfattende studie (finansiert av Norges forskningsråd) som etter sju år har vist at dynamikken av smågnagere er mer komplisert i Nord-Norge enn det som tidligere er beskrevet. Spesielt er den romlige variasjonen i populasjonsdynamikken ganske stor. Steder som ligger bare få kilometer fra hverandre kan vise forskjellig dynamikk og tettheter (Yoccoz og Ims 2004). Dette er nok tilfelle for Kirkesdalen hvor korte sykluser ble beskrevet (Strann et al. 2002), og som ligger nær Mauken skyte- og øvingsfeltfelt. Nye studier bare noen kilometer derfra og enda nærmere Mauken skyte- og øvingsfelt, viser imidlertid svingninger konsistente med 5-års syklus og med lange perioder (2-3 år) med lave tettheter. Hovedtrekkene ser ut til å være:

- relativt korte sykluser (3 år) i enkelte, trange daler (for eks. Kirkesdalen, Lavangsdalen),
- lange sykluser (5 år) i store daler og på vidda (store deler av Finnmark unntatt enkelte kysthalvøyer, Kilpisjärviområdet, Målselv-Mauken-Blåtind, Skibotndalen, Tamokdalen, Dividalen).

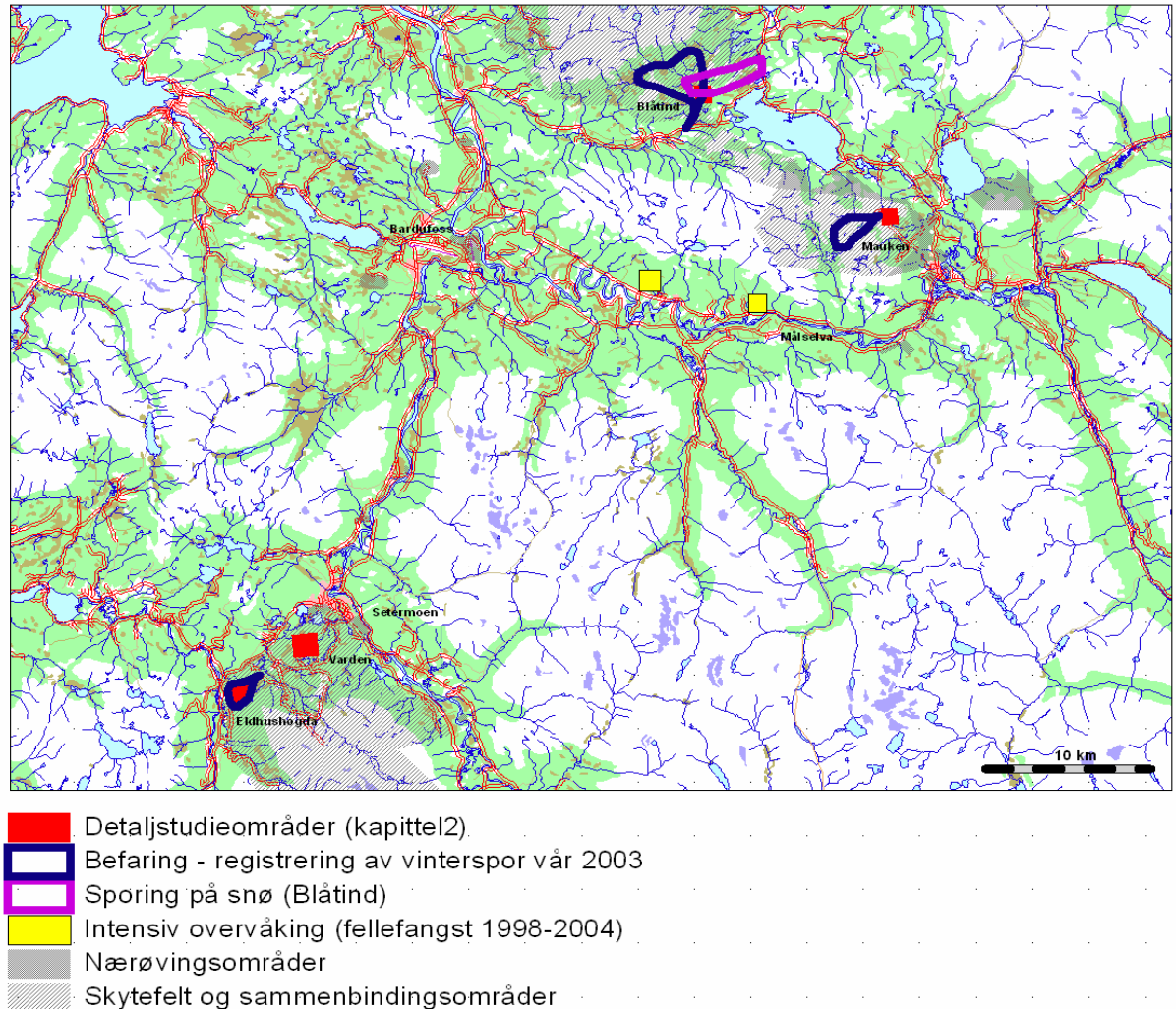
Et hovedproblem er at dynamikken også har endret seg i de siste 10-20 årene (Henttonen 2000, Henttonen og Wallgren 2001, Hörnfeldt 2004) i Nord-Fennoskandia. Dette gjør det enda vanskeligere å forutsi når og hvor vi kan forvente høye tettheter av smågnagere, noe som man trenger for å kunne måle effekter av Forsvarets aktiviteter. Disse endringene begynte mot slutten av 1980-tallet i barskogen i Finland og Sverige, og hadde spredt seg videre til Kilpisjärvi og Finnmarksvidda mot slutten av 1990-tallet. Årsakene til disse endringene er ikke kjent.

6.2 Metoder

6.2.1 Dynamikk i smågnagerbestander

For å undersøke eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på smågnagerdynamikk er det benyttet ulike typer metodikk innen skyte- og øvingsfelt samt data fra andre undersøkelser i områdene rundt skyte- og øvingsfeltene (se Figur 6.1 for oversikten over lokaliteter). Disse andre undersøkelser (som bl.a. dokumenterer habitatvalg og dynamikk hos rødmus, gråsidemus og markmus i området) sammen med resultatene fra kapittel 2 - 4 om endringer i vegetasjonen, brukes i diskusjonen for å vurdere mulige effekter av Forsvarets aktiviteter.

Fem smågnagerarter dominerer i Nord-Norge. Gråsidemus er vanligst i lyngdominerte skoger og i tilsvarende habitat på fjellet. Bjørkeskog med mindre bunnvegetasjon er ofte dominert av rødmus. Åpne, gressaktige habitater er dominert av markmus, mens fjellrotte på fastlandet er hovedsakelig en myrspesialist, med vierkratt som et viktig habitat. Lemen er en art som finnes hovedsakelig på fjellet, selv om arten sprer seg helt til kystområder i toppårene. Overvåking av disse artene i Nord-Finland og Sverige har vist tilbakegang av spesielt gråsidemus, markmus og snømus, uten at årsakene er kjent. Lite data finnes for fjellrotte og lemen, mens rødmus og klatremus (som tilsvarer rødmus sør for Narvik i Nordland) har blitt relativt vanligere. Alle disse fem artene er vanlige i Nord-Norge, og med unntak av klimaendringer som kan påvirke lemen negativt, er det ingen trusler mot dem.



Figur 6.1. *Oversikt over smågnagere/predatorer/småvilt undersøkelser. Områder for detaljstudier av vegetasjon (kapittel 2) er også vist.*

6.2.1.1 Fangst-gjenfangst

Fangst-gjenfangst metodikk er en mye brukt metode for registrering av småpattedyr (Yoccoz et al. 1993; 2001). Før undersøkelsen av Forsvarets aktiviteter ble det i perioden 1998-2002 brukt 25 felter i Målselv kommune, mellom Målsnes og Rundhaug. Seks av feltene ligger i nærheten av Mauken skyte- og øvingsfelt ved Rundhaug (se figur 6.1), og disse ble brukt for å dokumentere dynamikk av småpattedyr i området. Disse seks feltene dekker forskjellige typer bjørkeskog (sumpskog, lyngdominert og åpen skog) og forskjellige høyder over havet (fra 80 til 300 m.o.h.). Erfaringen fra mer enn 200 fangstfelt i Troms og Finnmark er at de store dalførene viser synkron dynamikk (Yoccoz og Ims 2004), mens små daler ofte er asynkron (Strann et al. 2002).

I de seks feltene ved Rundhaug ble det gjennomført fire dager med fangst i mai-juni 2003 (30/05-02/06), fire dager i september 2003 (18-21/09), tre dager i juni 2004 (12-14/06) og tre dager (17-19/09) i september 2004. Tidligere analyser viser at tetthetsestimatene er gode nok med kun to dager med gjenfangst (Yoccoz og Ims upubliserte data). I hvert felt er det 16 Ugglan-spesial-feller, som samlet dekker et areal på 0,7 hektar. Disse fellene er brukt i hele Fennoskandia for levende fangst av smågnagere og er spesielt gode for rødmus/gråsidemus og markmus/fjellrotte.

Figur 6.2. *Vanlige smågnagere i bjørkeskog (rødmus og gråsidemus) og på fjellet (lemen). Snømus er en viktig predator. Ugglan-spesial-feller (levende fangst) ble brukt i langtidsovervåking, her i lyngdominert bjørkeskog i nærheten av Mauken.*

6.2.1.2 Terrestrisk Naturovervåking (TOV) av smågnagere i Dividalen

Disse dataene er hentet fra Framstad (2004) og brukes her fordi de dekker både skog og lavalpine habitater (som finnes spesielt i Mauken skytefelt), og fordi Dividalen ligger relativt nært undersøkelsesområdene i dette prosjektet. Smågnagerfangstene i TOV gjennomføres med 1500 felledøgn pr fangstperiode (Framstad 2004). Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 5 fangsttransekter (hver med 20 stasjoner à 5 klappfeller). Disse er plassert langs høydekotene i lia opp mot Lille Jerta, oppover langs Hagembekken innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, og dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei.

6.2.1.3 Vinterspor

I mai-juni 2003 (30/05-02/06), ble det gjennomført befaring i de tre skytefeltområdene Mauken (30/05), Stormyra i Blåtind (31/05) og Eldhusmyra (01/06; se figur 6.1). Målet var å dokumentere vinterspor rett etter snøsmeltingen (reir/bol, beitespor lagd under snøen) av lemen/gråsidemus/fjellrotte/markmus. Telling av lemenbol er for eksempel brukt i Sverige i forbindelse med overvåking av fjellrev (Tannerfeldt et al. 2002). Høye tettheter av lemen om vinteren påvirker moser spesielt (Virtanen et al. 1997), mens gråsidemus har størst effekt på lyngartene (spesielt blåbær og krekling) og fjellrotte på myrvegetasjon. Rødmus har lite effekt på skogsvegetasjon, mens markmus påvirker mest områder med mye gress.

6.2.1.4 Snøsporing

I desember 2003 (14/12) og november 2004 (13/11) ble det registrert spor av småvilt/småpattedyr/mårdyr (dvs. i størrelse opp til hare og rev)

1) langs to 5 km-transekter mellom Heia parkeringsplass og Stormyra (desember 2003) og
2) langs åtte 60 m-transekter (med 10 detaljerte registreringer per transekt) i Setermoen skytefelt (Eldhusmyra; november 2004).

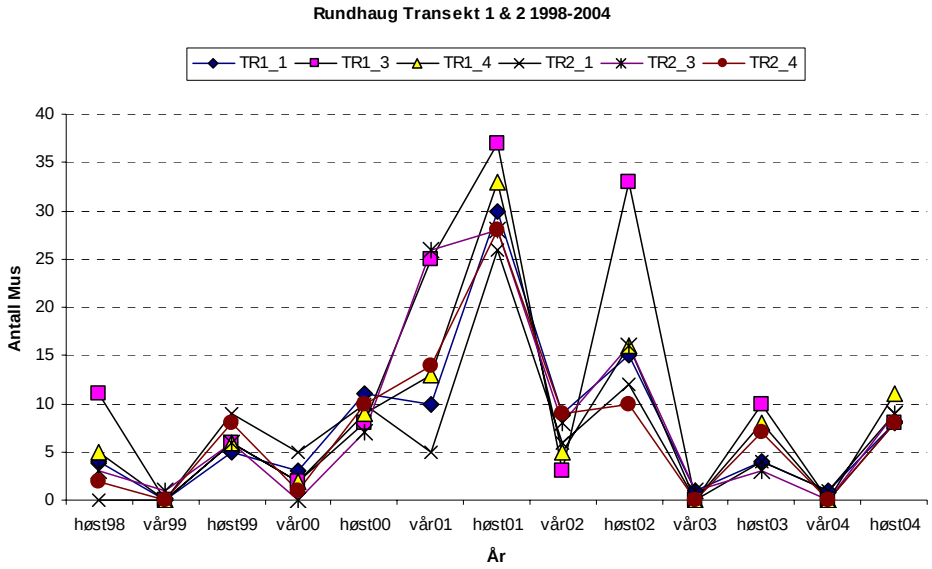
Koordinatene for alle spor ble posisjonert ved hjelp av GPS. Sporingen skjedde en dag etter snøfall både i 2003 og 2004. Hensikten med å registrere spor av rev/mårdyr og rype/hare i tillegg til smågnagere, var å dokumentere den relative tettheten av predatorsamfunn og småviltsamfunn som er påvirket direkte (mårdyr) eller indirekte (småvilt) av smågnagere. Snøsporing ble gjort både i nærheten av og på kjørespor, og i tilsvarende områder uten kjørespor (se Figur 6.5).

6.3 Resultater

6.3.1 Dynamikk i smågnagerbestander utenfor skytefeltene

6.3.1.1 Fangst-gjenfangst ved Rundhaug

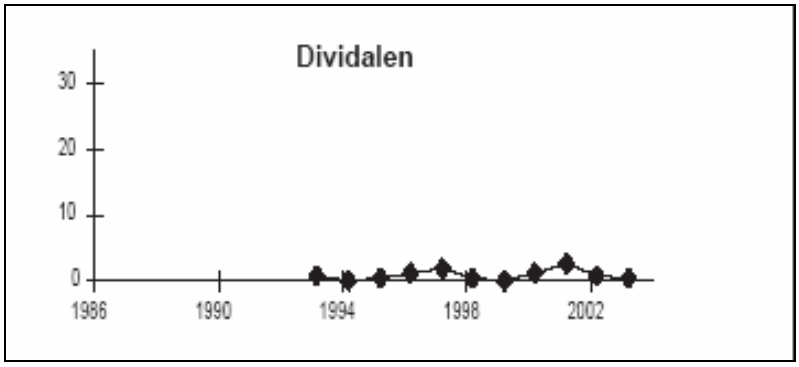
Etter et toppår i 2001 med en påfølgende kraftig nedgang i 2002, var 2003 og 2004 preget av veldig lave tettheter av alle de typiske skogartene av smågnagere (gråsidemus, rødmus; se Figur 6.3). Vårtettheter var spesielt lave med ingen mus (dvs. ekstinksjon) i flere felt.



Figur 6.3. *Dynamikk av smågnagere i seks 0.7 ha fangstfelter i nærheten av Mauken skytefelt i Rundhaug (se figur 6.1). Toppår er dominert av gråsidemus, mens rødmus dominerer i bunnår (Yoccoz og Ims, upubliserte data). De forskjellige kurvene viser antall mus fanget i hvert av de seks feltene.*

6.3.1.2 Terrestrisk naturovervåking i Dividalen (Framstad 2004)

Dynamikk av smågnagere i Dividalen viser også en topp i 2001 med veldig lave tettheter i 2002-2003.



Figur 6.4. *(fra Framstad 2004). Overvåking av smågnagere i Dividalen. Vær oppmerksom på at tallene er generelt veldig lave på grunn av bruk av en annen metodikk enn det som ble brukt i dette prosjektet i nærheten av Mauken skyte- og øvingsfelt (figur 6.3).*

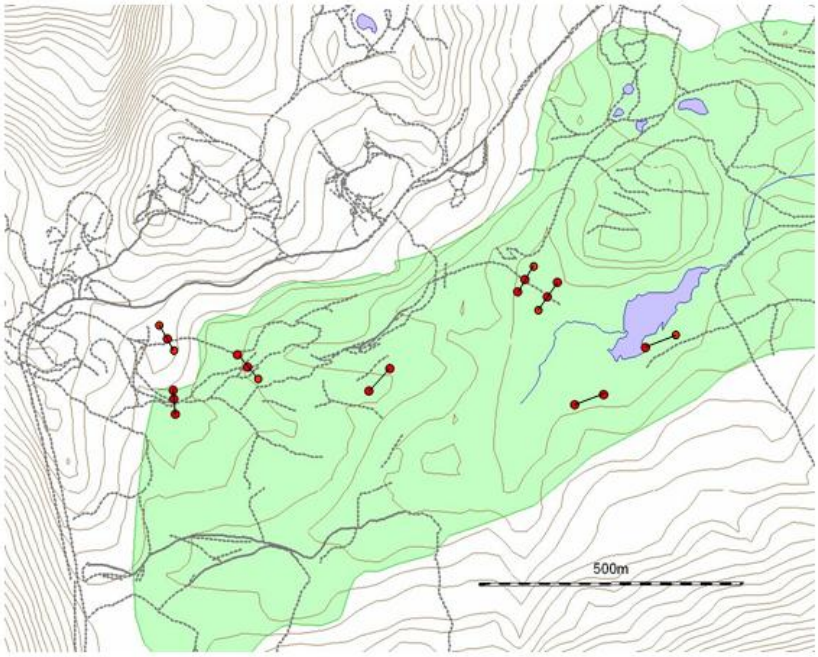
6.3.2 Sporing innenfor skytefeltene

6.3.2.1 Vinterspor i skytefeltene

Befaringene i de tre skytefeltene i mai-juni 2003 resulterte i veldig få observasjoner av vinterspor av lemen, gråsidemus og markmus/fjellrotte. Ingen vinterbol av lemen ble registrert selv om det ble gått ca. 32 km totalt (10 km i Mauken, 15 km i Blåtind og 7 km i Setermoen). Dette er veldig lave tall selv om Tannerfeldt et al. (2002) har registrert tettheter så lave som 2 bol/100 km i Sverige (og da i typiske habitater for lemen, dvs. på fjellet). Det var derfor ikke mulig å vurdere om det var mindre vinterspor i nærheten av kjørespor. Toppår for smågnagertetthet i området var nok året før befaringene (2001; se figur 6.3), og vintersporene forsvant sannsynligvis i løpet av sommeren/vinteren 2002.

6.3.2.2 Snøsporing i Heia og Eldhusmyra

Det ble påvist veldig få spor av rev, hare og småpattedyr langs ca. 10 km sporingsløype på Heia i desember 2003. Kun to harespor, to rypespor og fire mus/spissmus ble påvist. Dette er veldig lavt i forhold i andre sporingstransekter gjennomført i andre år (for eksempel gav snøsporing langs fire 4 km-transekter på Kvaløya/Ringvassøya og Lavangsdalen i 2001/2002, mellom 20 og 30 spor av ryper/røyskatt/mus, dvs. 6-10 ganger mer). Dette er nok en konsekvens av krasjet i smågnager-bestandene i 2001-2002, som først resulterer i økende predasjon på småviltarter og deretter nedgang i predatorbestander. Ved sporing i november 2004 ble det på Eldhusmyra (Figur 6.5) funnet kun to ferske spor (sannsynligvis gråsidemus) og fire gamle spor (tre av fjellrotte og ett av gråsidemus) blant de 71 punktene som ble undersøkt. Ingen spor av småvilt eller mårdyr (snømus/røyskatt) ble registrert.



***Figur 6.5**. Snøsporingstransekt i Eldhusmyra området i november 2004. Transektene er sentrert på kjørespor (spor-transekt) eller er minst 50 m fra store kjørespor ("kontroll"-snøssporingstransekt). Fjellrottespor ble kun registret ved transektet som er ved vannet. Ferske gråsidemus spor ble registrert i de to transektene som er i blandingsskogen (furu-bjørk) mot nordvest.*

6.4 Diskusjon og konklusjon

Resultater fra både Tromsundersøkelsen og andre undersøkelser viser at 2003 og 2004 var preget av veldig lave tettheter av alle smågnagerarter, deres predatorer og andre småviltarter som er påvirket av smågnagerpredatorer (hare og rype). Det var derfor ikke mulig å kvantifisere effekter av Forsvarets aktiviteter ved direkte observasjoner. Det er når smågnagerbestander vokser og spesielt i toppårene (som sannsynligvis kommer i 2005-06, hvis snøforholdene er gode nok) at det blir mulig å måle forskjeller hos smågnagere mellom områder med lav og høy aktivitet fra Forsvaret.

Siden det ikke var grunnlag for å uttale seg om Forsvarets påvirkninger på studieorganismene på bakgrunn av direkte observasjoner, er det under diskutert sannsynlige effekter på dyrene på grunn av observerte habitatendringer (endringer av vegetasjon) i andre deler av prosjektet (kapittel 2, 3 og 4).

Mulige effekter av Forsvarets aktiviteter vurderes i forhold til
1) hva slags direkte (f. eks. habitatødeleggelse) eller indirekte (f. eks. endring i predasjon) effekter kan disse aktivitetene ha, og
2) habitatvalg og næringsbehov hos de fem artene som finnes i nordnorske fjell, skoger og myrer.

6.4.1 Direkte og indirekte effekter av Forsvarets aktiviteter

Direkte effekter av vei og trafikk spesielt på grunn av lydforstyrrelser er blitt påvist for fugl (Reijnen et al. 1996, Forman og Deblinger 2000). Slike effekter på smågnagere er lite sannsynlig (lyd spiller ikke en viktig rolle for reproduksjon), selv om man ikke helt kan utelukke det. Kjøring på snø kan pakke snøen hardt sammen og derfor medfører fragmentering av habitat – dette er nok viktigst for lemen på fjellet (se videre). Andre direkte effekter kommer fra ødeleggelse/endringer av habitater og/eller reduksjon av areal. Indirekte effekter kan potensielt forventes siden smågnagere spiller en viktig rolle både som byttedyr og som planteetere innen de nordnorske økosystemene, og derfor kan bli påvirket gjennom endringer i trofiske interaksjoner som herbivori og predasjon.

Forsvarets aktiviteter påvirker relativt små arealer totalt (maks. 19 % av areal innen skyte- og øvingsfelt). Unntaket er naturtypen myr der nesten 40 % av arealet i enkelte områder kan bli påvirket hvis man antar at sonen som er negativt påvirket er 50 m på hver side av sporet (se Kapittel 3). Kjørespor har en direkte effekt gjennom å redusere eller å fjerne vegetasjonsdekket, men kan også ha andre effekter som innføring av andre arter som gress (se sammendraget og Trombulak & Frissell 2000). Derfor kan man forvente de største effektene gjennom habitatfragmentering og økende predasjon. Hvis dyr må spre seg i et areal med redusert vegetasjonsdekke, vil dette eksponere smågnagere for predasjon fra rovdyr/rovfugl i større grad enn i et område med naturlig vegetasjonsdekke. Predasjon er en av de viktigste pådrivingsfaktorene for smågnagernes dynamikk. Det er vanskelig å anslå hvor stor denne effekten kan være. Dette skyldes at eksisterende studier på effekt av for eksempel veibygging viser store avvik fra studie til studie (Forman og Deblinger 2000), og med en varierende buffersone (dvs. sonen som er mer eller mindre påvirket av veibygging) fra 10 m til flere hundre meter avhengig av arter, trafikk, osv. Mange studier av habitatfragmentering har fokusert på fugl i skog. Disse studiene viser ofte økende predasjon med økende fragmentering, spesielt i kantsonene (Huhta et al. 2004). Studier av smågnagere viser forskjellige trender, til og med økende tetthet (Tallmon et al. 2003). Det er derfor vanskelig å slå fast hvilke effekter Forsvarets veibygging vil ha på smågnagere, men sannsynligvis er disse ubetydelige.

6.4.2 Habitatvalg, næringsbehov og mulige konsekvenser av arealmessige endringer

De to artene rødmus og markmus er generalister, og begge disse artene er nok derfor lite påvirket av den mengden kjørespor som er påvist i dette prosjektet. Rødmus finnes i alle typer skoger i Troms, og er den arten som rekoloniserer tidligst etter en populasjonskrasj (se Figur 6.3 hvor vi dokumenterer lokal ekstinksjon i år med krasj (Yoccoz og Ims, upubliserte data)). Samtidig er arten liten (vekt ~ 20 g) og tettheten blir lav i noen habitater (f.eks. lyngdominerte bjørkeskoger) når tettheten av konkurrentene, spesielt gråsidemus (vekt ~ 40 g), blir høy (Viitala 1984). Rødmus spiller en relativt liten rolle i økosystemet på grunn av kroppsstørrelse og relativt lave tettheter. Rødmusa er også en art som har god evne til å spre seg over lange avstander og er derfor lite påvirket av fragmentering. Derfor er dette sannsynligvis den arten som er minst påvirket av Forsvarets aktiviteter.

Markmus er vanlig i gressdominerte habitater i Troms (med unntak av på øyene, hvor fjellrotte erstatter den). Det er hevdet at tettheten av denne arten har økt etter 1950 som følge av skogbruksaktiviteter (Christiansen 1979, Hansson 2002). Faktisk kan økende dekke med gress på og i nærheten av gamle spor ha positiv virkning på markmus, på samme måte som økte gressarealer på hogstflater kan føre til en økt tetthet av denne arten.

Gråsidemus er en lyngmarkspesialist som kan bli påvirket lokalt av ødeleggelse og fragmentering av areal bevokst med lyngarter. Spesielt gjelder det arealer med blåbær, som er hovednæring for denne arten (Laine og Henttonen 1987). Noen steder er det påvist en negativ effekt. Gråsidemus er en art som har vist negative trender i store deler av nord Fennoskandia (Sverige, Finland), og det er uklart hva årsakene til dette er (Hörnfeldt 2004). Slike negative trender er foreløpig ikke observert i nordnorske skoger.

Lemen er en høyfjellsart og mosespesialist. Den kan bli negativt påvirket av Forsvarets aktiviteter i områder hvor lemen overvintrer. Dette gjelder særlig områder med snøleier. Det faktum at noen mosearter ser ut å bli negativt påvirket (se Tabell 9.1 i kapittel 9) kan gjøre det vanskeligere for lemen å finne gode overvintringsforhold. Dynamikken av lemenbestander har nok også endret seg de siste 20 årene (sammenlignet med perioden 1950-1970), selv om det ikke finnes noen gode kvantitative data som dokumenterer dette (Angerbjörn et al. 2001). Fakta som at store populasjonstopper har forsvunnet, og spesielt at det ikke har vært registrert høye tettheter på våren i løpet av de siste 20 årene, viser at det har skjedd endringer i lemendynamikken. Det siste tyder på at også vinterforholdene må ha endret seg. Forsvarets aktiviteter om vinteren, med endring i snøforhold (kjøring på snø kan pakke snøen hardt sammen og gjøre det umulig for lemen å bevege seg under snøen), kan derfor ha noe negativ effekt.

Fjellrotte er en myrspesialist, og dette studiet viser at myr er det habitatet som er mest påvirket av Forsvarets øvingsaktiviteter. Sammenhengende områder med vierkratt er spesielt viktig for fjellrotte (men også lemen på fjellet). Forsvaret bør unngå å ødelegge slike områder gjennom barmarkskjøring. Andre typer myr, uten særlig dekning av vier eller dvergbjørk, er dårlige habitater for smågnagere.

6.4.3 Konklusjon

Ut fra det som nevnes over kan Forsvarets aktiviteter ha negative effekter lokalt, spesielt i myr- og fjellhabitater. Effekter på smågnagerdynamikken på en større, regional skala er imidlertid ikke sannsynlig på grunn av det relativt begrensete arealet som er påvirket. Fordi dynamikken av smågnagere og deres predatorer i nordlige Fennoskandia har endret seg de siste årene (uten at årsakene er kjent), er det viktig at eventuelle vurderinger av effekter av Forsvarets aktiviteter i fremtiden også tar hensyn til de endringer som har skjedd på en større skala. De lokale effektene må man imidlertid undersøke nærmere når populasjonstetthetene er høye.

Kapittel 7

PÅVIRKNING PÅ SÅRBART BIOLOGISK MANGFOLD

Hans Tømmervik
Karl-Birger Strann
Lars Erikstad

(NINA)

7.1 Innledning

Et av hovedmålene i Tromsundersøkelsen har vært å undersøke i hvilken grad Forsvarets aktivitet i Troms har hatt negativ betydning for biologisk mangfold. Dette spørsmålet behandles på ulik måte i samtlige av rapportens kapitler, og dette kapitlet har som målsetting å trekke sammen informasjon fra de foregående kapitlene for å kunne vurdere dette spørsmålet samlet. Dette gjelder både effekter for områder som er spesielt registrert på grunn av sin verdi for biologisk mangfold, så vel som mer generelle betraktninger knyttet til biologisk mangfold innen undersøkelsesområdet.

Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold utgjør forsvarssektorens bidrag til Stortingsmelding nr. 42 (2000-2001) *Biologisk mangfold – sektoransvar og samordning*. Hovedhensikten med stortingsmeldingen er å sørge for en bærekraftig forvaltning av biologisk mangfold i norsk natur ved at det opprettes et nasjonalt kunnskapsbasert forvaltningssystem. I Forsvarets handlingsplan for miljøvern (2002) reflekteres de samme målene som sektorhandlingsplanen for biologisk mangfold. For å følge opp målsetningene i de to handlingsplanene, har Forsvaret igangsatt totalprosjektet *Oppfølging av Forsvarets sektorhandlingsplan for biologisk mangfold*. I prosjektet skal blant annet naturverdier i alle områder der Forsvaret er hovedbruker kartlegges etter samme metodikk. Det er gjennomført kartleggingsprosjekter vedrørende biologisk mangfold i alle skyte- og øvingsfeltene som inngår i Tromsundersøkelsen. Kartleggingen er gjort i henhold til en egen kravspesifikasjon for å standardisere kartleggingene i de ulike feltene. Kravspesifikasjonen baserer seg på kartleggingsmetodikk beskrevet i DNs håndbøker for kartlegging av biologisk mangfold (DN-håndbøkene nr 11, 13, 15 og 19). Resultatene av kartleggingene presenteres i egne rapporter med tilhørende kartverk for hvert enkelt skyte- og øvingsfelt (Forsvarsbygg 2002a, Forsvarsbygg 2003abc, Forsvarsbygg 2004abc, Forsvarsbygg 2005, Strann et al. 2005). En rekke viktige områder er identifisert som særlig viktige for biologisk mangfold i hvert enkelt skyte- og øvingsfelt. I de enkelte rapportene gis det forvaltningsråd til Forsvaret for hvordan områder som er spesielt viktige for biologisk mangfold bør forvaltes for at naturverdiene der skal opprettholdes på nåværende nivå. Det er viktig at rådene i størst mulig grad etterleves for at Forsvaret i sine ulike aktiviteter skal oppfylle målsetningene satt i sine to handlingsplanene nevnt over. Forvaltningsrådene må derfor innarbeides i Forsvarets instrukser, bruksplaner og andre verktøy som styrer de ulike aktivitetene i feltene.

I kapittel 1 ble det påvist en nær sammenheng mellom skadeomfanget forårsaket av tunge kjøretøyer i terrenget og underlagets bæreevne. Den viktigste enkeltfaktor som påvirker bæreevnen er vanninnholdet i bakken, dernest løsmassenes innhold av finstoff (leir og silt). Skadeomfanget blir følgelig størst ved kjøring på myr- og torvdekket mark og humusdekte områder samt på våte finkornige masser. Kjøring på myr med panservogn og beltevogn skaper generelt et våtere øvre torvsubstratet i kjøretraseene, noe som igjen fører til en lokal reduksjon i antall arter, både når det gjelder karplanter og moser. Torva presses ned under kjøring og vegetasjonen endrer seg fra fastmattepreg til mer bløtmyrvegetasjon (jf. kapittel 2). Også intensiv kjøring med 6-hjulinger kan gi noen av de samme skadene som de tyngre kjøretøyene. Ut fra den tekniske terrengsårbarheten oppstår det også lett omfattende skader på koller og rabber med tynt løsmassedekke eller organisk dekke over fast fjell. I hellende terreng oppstår det innimellom også store følgeskader på grunn av vannerosjon.

Det totale skadebildet av Forsvarets virksomhet innen undersøkelsesområdet er en kombinasjon av ulik infrastruktur som skytebaner, bygninger og veier samt ulike former for slitasje hvor slitasje etter kjøring i terreng utgjør et dominerende element. Betydningen for biologisk mangfold av de ulike inngrepene varierer med deres omfang, i hvilken grad de leges fort (revegetering) og hva slags naturtype som er berørt. Arealmål på en del inngrep slik som kjørespor er vanskelig å beregne fordi kjørespore-ne i seg selv er svært forskjellige både i forhold til tetthet av kjøresporene og naturkarakteren til de områdene der kjøringen har foregått. I tillegg er forskjellige organismer ulikt følsomme for denne type inngrep, og det er derfor ofte vanskelig å angi en fast avstand fra kjøresporene der man definerer et gitt skadeomfang. Derfor er det i rapporten beregnet kjøresporlengder samt arealer med ulik bredde på influenssoner (opp til 50 meter på hver side av sporene). Definisjoner av influenssonene er gitt i kapittel 3.2.2.5 og kapittel 4.2 og her vil sonen på 5 og 10 meter angi mer eller mindre direkte skadet/ påvirket areal som lokalt vil ha innvirkning på karplanter, moser, lav og insekter samt redusere beitemulighetene for ulike dyregrupper. Kjøresporet har stor betydning i området det passerer, enten ved at det er totalskadet (direkte primær påvirkning) eller delvis skadet (mer indirekte påvirking). Kjøresporene innenfor influenssonene på 5 og 10 meter kan også ”drenere” myr slik at det blir våtere i noen deler av myrsystemet og tørrere i andre deler (kapittel 7.3.1). Dette vil få innvirkning på artssammensetning av moser og karplanter (kapittel 7.3.1) samt ha innvirkning på insekts- og fugleliv (kapittel 5 og

kapittel 7.4.2). Når det gjelder sonen på 25 meter så dekker denne sonen tverrspor og parallelle spor. Her kan for eksempel kjørespor over myr influere artsinnholdet avhengig av skadenes omfang -> mer opphopning av vann som medfører et annet artsinnhold (karplanter, moser og insektsliv) eller opptørking av myra som fører til et artsinnhold som reflekterer tørrere forhold (karplanter, moser og insektsliv). En del vadefugler er sårbare for slike endringer i myr (se kapittel 5 og kapittel 7.4.2). Når det gjelder forstyrrelsessonen på 50 meter så dekker denne sonen tverrspor og parallelle spor og er ment også å dekke opp en viss forstyrrelsessone for enkelte fugle- og dyreslag. Ved bruk av største influenssone er det beregnet at i alt nær 17 % av et totalt areal på innenfor hovedskytefeltene i Troms er påvirket av kjørespor, slitasje eller andre inngrep (infrastruktur). Dette er nokså jevnt fordelt med noe mer i Mauken skyte- og øvingsfelt (22) % og noe mindre i Blåtind (16,5 %) Setermoen (nær 16) % skyte- og øvingsfelt.

7.2 Terrengskaders påvirkning av biologisk mangfold

Frekvensen av kjørespor innenfor viktige områder for biologisk mangfold (BM-områder) innen de store skyte- og øvingsfeltene viste moderate til små kjøreskader. Totalfrekvensen av mengde kjørespor er på drøyt 2 % av totalarealet innenfor BM-områdene i hovedskytefeltene. I B-områdene i Setermoen skytefelt var det imidlertid en relativt stor frekvens av kjørespor (9 %). Det er imidlertid stor variabilitet m.h.t. kjørespor fra område til område (få/ingen spor til større frekvens av kjørespor) og dette gjelder også innenfor de sammenveide B-områdene i Setermoen. Innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene var det en del barmarkskjøring samt en god del infrastruktur som har hatt innvirkning på det biologiske mangfoldet rent lokalt (Tabell 3.12 og 3.13). Når det gjelder kjørespor i sammenveide BM-områder så var Elvegårdsmoen mest preget og 7.6% av totalarealet var skadet av kjørespor. BM-områdene er imidlertid valgt ut på grunn av verdi for biologisk mangfold, og det er klart at skader selv i små BM-områder har en klar negativ konsekvens. Det bør derfor i disse områdene legges vekt på å unngå nye skader samtidig som avbøtende tiltak bør vurderes der det er mest omfattende skader. Elvegårdsmoen som er et lite skyte og øvingsfelt på bare 2,4 km^2 inneholder relativt stor prosentvis andel infrastruktur (35%) relatert til totalarealet. Påvirkningen av Forsvarets aktiviteter her domineres derfor av infrastrukturen og det veinett som er bygget ut.

Terreng- og slitasjeskader ble også registrert langs terrengakser, sambandsløyper (”oppstillingsplasser”), ilandstigningsområder og i nærøvingsområder utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene. Totalarealet som ble registrert skadet langs med kjøresporene, langs terrengaksene og langs sambandsløyper opp til ”oppstillingsplasser” ble beregnet til ca 1,2 km^2 (bredde på 5 meter langs kjøresporene). Det ble registrert størst frekvens av kjørespor i områder som har høy bæreevne for kjøretøyer og er minst sårbare for slitasje. Dette tyder på en bevisst og vellykket prioritering fra Forsvarets side på å unngå skader i viktige og sårbare naturtyper utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene. Det ble ikke registrert store skader i viktige og sårbare områder for biologisk mangfold i nærøvingsområder (Forsvarsbygg 2004a), og heller ikke i områder registrert av de kommunene som er ferdig med sin BM-kartlegging (Kvæfjord og Balsfjord samt noen kommuner i Nordre Nordland). Kommunekartleggingen er imidlertid ikke komplett slik at beregningene dermed ikke er fullstendige. Spesielt kan det tenkes at verdifulle arealer i fjelldaler og i fjellet (ikke foreløpig prioritert i den kommunale BM-kartleggingen) er berørt, men en gjennomgang av vegetasjonstyper (kapittel 4) med høyt potensial for verdifullt biologisk mangfold, tyder ikke på at det er tilfelle i noen vesentlig grad. Total skadeoversikt kan imidlertid beregnes etter at samtlige kommuner har kartlagt ferdig sitt biologisk mangfold. Arealene hvor det ble påvist kjøreskader og andre skader fra den totale øvingsvirksomheten utgjorde imidlertid bare små arealer i forhold til totalarealet av skog- og myrområder som ble vurdert å ha potensial for høyt biologisk mangfold (Fremstad og Normann 1982, Thannheiser et al. 2005, SSB 2004).

7.3 Skader relatert til natur- og vegetasjonstyper

7.3.1 Skader på myr

Den mest omfattende skadetypen knyttet til militære virksomhet utenfor områder med infrastruktur er barmarkskjøring. På myr fører dette til nedpressing og blottlegging av torv, med heving av grunnvannstanden og artsendringer som resultat (kapittel 2). Det er også observert skader knyttet til økt dren-

ering som igjen fører til senkning av grunnvannet et stykke fra kjøresporene. Dette fører til mindre synlige endringer som kan gjøre seg gjeldende langt fra skadestedet, og i verste fall ødelegge myrene som hydrologisk system og videre føre til betydelige endringer i flora og vegetasjon noe som vil være en trussel mot spesielt truede og verneverdige myrtyper (Johansen 1997, Fremstad og Moen 2001).

Resultatet av moderat militær virksomhet på myr og i sumpskogområder har ofte store landskapsmessige effekter i tillegg til effekter på biologisk mangfold (Kapittel 2, Kapittel 3 og Kapittel 4). Hydrologiske endringer gjør skader på myr permanente eller mer langvarige enn skader på tørr mark (Fremstad og Moen 2001), i alle fall der det ikke oppstår sekundærskader i form av vind- eller vannerosjon (Kapittel 3). Dette er en vurdering som er gjort uavhengig av de ulike naturtypenes verdi. I svært verdifulle områder for biologisk mangfold kan selv moderate til små skader ha større konsekvens enn større skader i mindre verdifulle områder (Erikstad og Stabbetorp 1999, Fremstad og Moen 2001).

Ris-/tuemyrer, ris-/viermyrer samt starrmyrer som inkluderer halvrike (intermediære) og rike myrtyper var blant de vegetasjonstypene som var mest skadet eller påvirket av kjørespor innenfor de store skyte- og øvingsfeltene i Troms (Kapittel 3). De rikere myrtyper spiller en stor rolle for det totale artsmangfoldet i skog- og myrlandskapet (Fremstad og Moen 2001). De største skadene (arealmessig) på myr er innenfor Mauken skyte- og øvingsfelt, mens myrarealene i Blåtind var minst skadet (Kapittel 3) Det er også skader på myr innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene og spesielt gjelder dette Åsegarden og Sørlimarka. I kap. 4 har vi kartlagt skadene relatert til vegetasjonstyper og sårbare naturtyper utenfor de faste skyte- og øvingsfeltene. En av konklusjonene i dette kapittelet er at Forsvaret har vært mer skånsom når det gjelder barmarkskjøring på de mer sårbare naturtypene med høyt biologisk mangfold utenfor skytefeltene enn innenfor skytefeltene. Da den kommunale kartlegging av biologisk mangfold har blitt konsentrert til områder langs de store vassdragene og i nærheten av tettsteder og infrastruktur så har man per dags dato liten oversikt over artsmangfoldet innenfor undersøkelsesområdet som undersøkelsen omfatter. Selv om det ikke er registrert funn av rødlistede arter (karplanter) på myr innenfor BM-områder i undersøkelsesområdet eller langs med terrengakser og kjørespor, så kan vi ikke utelukke at slike arter kan ha blitt påvirket, og da særlig på rikere myrtyper.

Intermediære (halvrike), og særlig rike myr- og sumpskoger er tilholdssted for et stort antall arter, både av karplanter og moser (Fremstad og Moen 2001). Følgende rødlistearter på intermediære, rike og ekstremrike myrer (Engelskjøn og Skifte 1995) finnes innenfor undersøkelsesområdet og kan ha blitt skadet av militær virksomhet: svartkurle *(Gymnadenia nigra,* V), lappstarr *(Carex lapponica,* R), finnmarksstarr *(Carex laxa,* R), trillingstarr *(Carex tenuiflora,* R), sibirnattfiol *(Platanthera obtusata* ssp. *oligantha,* R), myrsildre *(Saxifraga hirculus,* R) og krypsivaks *(Trichophorum pumilum,* R). Overgangstyper mellom skogbevokst myr og ulike skogtyper (fuktskoger, sumpskoger) samt mellom kilder og myr har ofte et meget høyt artsmangfold og her må en være forsiktig med inngrep i form av kjøring, rydding av skog og hogst (Fremstad og Moen 2001). Når man sammenholder de registreringer av biologisk mangfold som er gjort innenfor undersøkelsesområdet og de analyser som er gjort i kapittel 3 og kapittel 4 så må man imidlertid konkludere at skadet areal som følge av militær virksomhet er beskjedent i forhold til de store arealer med rikere myr man har i Troms (Engelskjøn og Skifte 1995, Tømmervik et al. 2005, Vorren 1979, Vorren et al. 1999).

7.3.2 Skader på skog

Andre vegetasjonstyper som er sårbare for terrengskader er lavfuruskog og lavbjørkeskog. Disse typene utgjør små arealer innenfor hovedskytefeltene, men prosentvis skadet areal er stort. På eksponerte koller i skog er artsantallet relativt stabilt ved moderat terrengslitasje (Kapittel 2 og Kapittel 4). Det registreres imidlertid her større endringer i artssammensetning (β-diversitet) enn for eksempel i myr (Kapittel 2). Det betyr at effekten av terrengslitasje på koller/rabber er mer framtredende enn på myr for artssammensetningen i vegetasjonstypene. Spesielt gjelder dette oppstillingsområder for ulike kjøretøyer og områder hvor det er mye kjørt og i sterkt trafikkerte kjørespor (Kapittel 2 og 3). Dette kan imidlertid oppfattes som en tidlig revegeteringsfase og vil ofte resultere i en temporær økning i artsdiversiteten i området i form av pionérarter som vil gå tilbake ved eventuell rehabilitering eller naturlig revegetering. Dette illustrerer at ikke enhver økning i biodiversitet (målt som artsdiversitet) i et gitt område representerer økt naturverdi. For en helhetlig vurdering av betydningen for biologisk mangfold må både naturtilstand og naturtype tas i betraktning. Revegeteringen går også saktere i tørre vegetasjonstyper enn i fuktige. Fuktige vegetasjonstyper har større tilgang på næring og mer dominans av urter og

gras (kapittel 2) enn de tørre. På den annen side er dette artsfattige typer som ikke skiller seg ut med høyt biologisk mangfold.

Werth et al. (2005) påviste at menneskelig aktivitet (hogst, fragmentering, nydyrking, elveforebygging etc.) i Troms ikke hadde signifikant effekt på artsdiversiteten hos treboende lav (epifyttiske lav) i løvskog. Lav er gode indikatorer (indikatororganismer) for å vurdere effektene av menneskelig inngrep da de er sårbare for menneskelig inngrep som hogst (Gauslaa 1985, Hedenas og Ericson 2003) og arealbruk (Wirth 1999). Denne gruppen består av bl.a. *Lobarion*-samfunn som er spesielt sårbare for inngrep (Gauslaa 1985). I tillegg er flere treboende lavarter på rødlista representert i Troms (Direktoratet for naturforvaltning 1999b). Artsdiversitet og artsfordeling for treboende lav er for det meste styrt av klimatiske forhold (Werth et al. 2005). Det kan dermed sluttes at militær virksomhet neppe har hatt stor innflytelse på treboende lav som er av de mest sårbare organismegruppene i løvskog. Forsvarets virksomhet vurderes dermed å ha hatt liten negativ innvirkning (Fremstad og Øvstedal 1978, Fremstad og Normann 1982, Engelskjøn og Skifte 1995, Tømmervik et al. 2005) på disse skogtypene selv om det finnes en god del kjørespor i dem. Denne vurderingen forsterkes ved at næringsrike skogstyper, fuktige gras- og starrdominerte vegetasjonstyper og engsamfunn har en god revegeteringsevne (Nisja 1989).

7.3.3 Skader på fjellvegetasjon

Når det gjelder fjellvegetasjon så var de største skadene innenfor risheier, men også her er arealene av denne vegetasjonstypen store i Indre Troms, samtidig som det biologiske mangfoldet er artsfattig. Skadeomfanget ansees derfor ikke som stort. På eksponerte rabber i fjell er artsantallet relativt stabilt ved moderat terrengslitasje (Kapittel 2 og Kapittel 4). Vegetasjonstypen som dominerer fjellrabber består ofte av en lavholdig vegetasjon. De relativt tørre plantesamfunnene på slike rabber viser imidlertid større endringer i artssammensetning (β-diversitet) enn myrsamfunn m.h.t. økende terrengslitasje (Kapittel 2).

Det ble også registrert en del skader på greplyng- og reinroserabber. Denne vegetasjonstypen har karakterarter som greplyng, reinrose, setermjelt, fjellkvitkurle og lapprose *(Rhododendron lapponicum*). Lapprose er en norsk ansvarsart i følge rødlista (Direktoratet for naturforvaltning 1999b), da Norge har europeisk hovedforekomst. De fleste artene på slike rabber er imidlertid avhengig av vinderosjon og andre stressfaktorer, og de tåler derfor tråkk og kjøring bedre enn andre vegetasjonstyper med høyt biologisk mangfold. Det må allikevel tas hensyn m.h.t. terrengkjøring i områder hvor denne arten er påvist. Dette gjelder særlig på kalkrike rabber i Mauken skyte- og øvingsfelt og i sammenbindingsaksen mellom Mauken og Blåtind, og de er avgrenset som BM-områder (f.eks: naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005). I tillegg så vokser høyfjellsklokke *(Campanula uniflora)* på disse rabbene, og denne arten er oppført på et forslag til rødliste for Troms av Engelskjøn og Skifte (1995). Alpine engsamfunn hvor bl.a. ansvarsarten blindurt *(Silene uralensis ssp. apetala)* vokser, er mindre skadet eller influert av terrengkjøring og andre inngrep, selv om skader er registrert også her. Blindurt står på rødlista som norsk ansvarsart da den er endemisk for Fennoskandia (finnes kun her). De største arealene med høyfjellsklokke og blindurt er avgrenset som BM-områder (f.eks, naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005).

7.3.4 Skader på vegetasjon sett i regionalt perspektiv

I de undersøkte områdene er de observerte skadene av lokal karakter. I vanlige naturtyper uten større naturverdier vil skadeomfanget kunne oppfattes som moderat til lite, og er i hovedsak knyttet til visuelle endringer i landskapsbildet. Dette er i seg selv en negativ naturendring som ikke bør undervurderes, men betydningen av den er ikke direkte knyttet til biologisk mangfold. I områder med særlig høy naturverdi vil imidlertid selv små til moderate skader og endringer kunne ha stor betydning, også på et overordnet (regionalt til nasjonalt) nivå. Innenfor undersøkelsesområdet er det imidlertid ikke registrert så store skader på vegetasjonen i særlige verdifulle områder at inntrykket av en lokal karakter på skadene forandres. I tillegg er arealet av rike vegetasjonstyper med høyt biologisk mangfold stort innenfor undersøkelsesområdet (Thannheiser et al. 2005a, Fremstad og Normann 1982, Fremstad og Moen 2001). Dette støttes av bl.a. ny forskning på sårbare organismegrupper som treboende lav (Werth et al. 2005). Det er imidlertid viktig både ved fremtidig planlegging av aktivitet og ved vurdering

av mulige avbøtende tiltak å legge stor vekt på områdenes naturverdi slik at unødig skade ikke oppstår i særlig verdifulle områder.

7.4 Terrengskaders påvirkning på faunaen

7.4.1 Terrengskaders påvirkning på fugle- og pattedyrfaunaen i ilandstigningsområder

Det er ikke påvist målbare forskjeller i fuglefaunaen eller pattedyrfaunaen i ilandstigningsområdene benyttet av Forsvaret sammenlignet med de respektive kontrollområdene. Samtlige ilandstigningsområder som ble undersøkt ligger i aktive kulturlandskap i de tradisjonelle ”fisker-bonde”-områdene av Troms. Disse kulturlandskapene preges sterkt av ”sivile” inngrep i form av slått, beiting, telefon- og kraftlinjer, infrastruktur og daglig trafikk av mennesker. Dette betyr at de fugleartene som ble påvist hekkende her, har hekket i dette landskapet i lang tid og har i stor grad tilpasset seg denne type forstyrrelser. Arter som tjeld, ærfugl, rødstilk, storspove, fiskemåse og vipe ble alle påvist i normale tettheter. Ettersom de fleste øvelsene er gjennomført utenom hekketida med lave antall fugl til stede i de berørte arealene, er det høyst sannsynlig at det vil være små negative direkte effekter av Forsvarets aktiviteter i disse områdene.

7.4.2 Terrengskaders påvirkning på fuglefaunaen i myr og våtmarker

Det er påvist klare forskjeller i diversitet og tetthet hos hekkende våtmarksfugl i naturtypen myr mellom studieområdene i skyte- og øvingsfeltene og kontrollområdene som ligger utenfor. Det er sannsynlig at disse forskjellene kan tilskrives påvirkning av militær øvingsaktivitet i skyte- og øvingsfeltene. Forekomsten av kjørespor i studieområdene viser at det har foregått militær øvingsaktivitet i barmarksesongen. Det er imidlertid ikke klart om forskjellene i fuglefaunaen er et resultat av direkte (habitatødeleggelse eller forstyrrelser) eller indirekte (endret tilgang på mat og/eller hekkemuligheter) effekter.

Grunnforskning som NINA gjennomfører i Finnmark har vist at våtmarkshekkende fuglearter som fjellmyrløper og kvartbekkasin forsvinner fra myrområder der det har blitt kjørt på barmark slik at vannbalansen i myrene er endret (NINA, upubliserte data). Forskjellene som er påvist i Troms kan også skyldes direkte årsaker som forstyrrelse av de hekkende fuglene i selve hekkesesongen. Flere av de hekkende våtmarksfuglene er sensitive for forstyrrelser særlig tidlig i hekkesesongen fra egglegging og 14 dager ut i ruging (Tucker et al. 1994, Tucker & Evans 1997) og vil lett kunne sky reiret om de blir utsatt for aktiviteter som motorisert ferdsel. Særlig uheldig vil ferdsel være om det deltar personell til fots. For en rekke av rødlisteartene som er påvist innenfor skyte- og øvingsområdene har studier fra andre land vist at disse lett påvirkes negativt av forstyrrelser i hekketida (Götmark et al 1989, 1990). Dette gjelder særlig arter som storlom, smålom og stjertand.

Det er overveiende sannsynlig at forekomst og tetthet av enkelte arter våtmarksfugl er blitt negativt påvirket i de områdene der det har foregått barmarkskjøring og/eller i kombinasjon med personell i terrenget i den sårbare hekketida. De fleste av de påviste våtmarksartene i skyte- og øvingsfeltene blir ofte opp mot 20 og 30 år gamle (Cramp & Simmons 1983). Dette betyr at for flere av disse artene kan en bestandsnedgang som en respons på negative inngrep i tidligere år, fremdeles pågå i dag. Denne negative bestandsutviklingen vil også kunne fortsette om ikke det foretas endringer i øvingsmønstre i tid og rom samtidig som de alvorligste kjøreskadene blir reparert.

Det er kun lange tidsserier i form av overvåking av prøvefelt som kan dokumentere om slike langsomme bestandsendringer fremdeles foregår eller om dette har stabilisert seg. De markerte forskjellene i faunaen av våtmarksfugl mellom kontrollfelt og skyte- og øvingsfeltene viser at det har foregått en endring i hekkebestandene for flere arter. Det er derfor viktig at det i Forsvarets oppfølging av kartleggingen av biologisk mangfold innarbeides en overvåking av særlig viktige (rødlistede) arter som lever i våtmarksområdene som er mest belastet med kjørespor.

7.4.3 Forstyrrelser på fuglefaunaen

Rødlistede fuglearter reagerer ulikt på forstyrrelse fra ferdsel av kjøretøy eller personell til fots (Tucker & Evans 1997). Burton et al. (2002), Verhulst et al. (2001), og Nygård & Sørhuus (2002) viser at fluktavstandene for disse artene varierer en del, men oftest med avstander på inntil 100 m. I Nord-Norge er det særlig arter som stor- og smålom, stjertand, sangsvane, svartand og sjøorre som er mest vare for direkte forstyrrelser fremkommet av militær øvingsaktivitet og da særlig personell til fots. De fleste av disse artene er ikke så sterkt sårbare for kjøretøyer i terrenget, men sangsvane, storlom og smålom er de fleste steder i Troms veldig sky og mister lett unger ved slik forstyrrelse. Et sangsvanepar i Gratangen mistet fem av seks unger etter at den stadig ble forstyrret av småbåter som fisket på vannet (egne, upubliserte data).

På Slettnes ved Gamvik kommune i Finnmark utførte NINA en studie på forstyrrelse på vannfuglfaunaen. Fylkesmannen i Finnmark initierte dette studiet i forbindelse med opprettelsen av naturreservat med tillatt ferdsel. Flere par storlom som hekket ved ulike vann ble forstyrret ved at turister som besøkte Slettnes gikk småturer i terrenget. Disse parene har over flere år mislyktes med hekkingen som en direkte følge av at de har blitt skremt av reiret av turister. Turistene oppholdt seg mellom en halv og en time i nærheten av reiret, og fuglene gikk ikke tilbake på reiret i løpet av denne tida. Dermed ble eggene sterkt avkjølt og kyllingene i eggene døde eller ble predatert av tyvjo eller gråmåse (NINA, egne upubliserte data). Det finnes ellers få slike studier fra Nord-Norge. Det er i disse delene av Norge at mange av fugleartene ligger helt i grenseland av hva de takler av det lokale været. Kunnskapen om hvor alvorlig dette er for de ulike artene er ikke veldig godt dokumentert. En av hovedfaktorene til den sterke nedgangen lommene har hatt i Europa er forstyrrelser på hekkeplassen. Dette er godt dokumentert i flere studier fra Sverige (Götmark et al 1989, 1990).

Det er trolig at mange av artene utover stor- og smålom har liten toleranse for menneskelige forstyrrelser i hekketida. Arter som stjertand, svartand og sjøorre har også gjennomgått sterke bestandsnedganger i Europa. Tromsundersøkelsen har flere steder påvist klare skader på og nær hekkehabitatene for våtmarksfugl gjennom mange kjørespor. Har denne aktiviteten foregått i selve hekketida er det sannsynlig at dette kan ha hatt negativ innvirkning på flere av disse sårbare artene.

Svært få forekomster av hekkende rovfugl resulterte i at det ikke er mulig å vurdere eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på denne delen av fuglefaunaen. Muligens kan enkelte par av sårbare arter som kongeørn eller jaktfalk ha forlatt noen hekkeområder grunnet militær aktivitet. Begge disse artene er i liten grad påvirket av svake smågnagerforekomster ettersom de lever av større vilt. Det området som kan ha hatt slik påvirkning er Liveltskaret i Setermoen skytefelt. Dette er et av de viktige nedslagsfeltene for skarpskyting med artilleri. Dalen er smal og omgitt av flotte klipper som er velegnet for hekking for de to ovennevnte artene. Det ble ikke påvist hekkende rovfugl i denne dalen, noe som er overraskende ettersom de fleste av tilsvarende velegnete hekkeområder for dagrovfugl i regionen er okkupert av enten kongeørn eller jaktfalk.

Det er overveiende sannsynlig at militære øvelser med kjøretøy og personell har hatt negativ innvirkning på rødlistearter i deler av de undersøkte områdene i skyte- og øvingsfeltene. Mange av de svært viktige BM-områdene (A-,B og C-områder) som er påvist i Forsvarsbyggs kartleggingsprosjekter (Forsvarsbygg 2002a, 2003a,b,c, 2004a,b,c 2005) viser forekomster av rødlistede fuglearter i områder med til dels betydelige spor etter militær aktivitet i barmarkssesongen. Imidlertid finnes det ingen sikker statistikk på hvor omfattende øvingene har vært eller når i barmarkssesongen dette har foregått. Det er derfor vanskelig å anslå omfanget av de negative virkningene av disse aktivitetene for den enkelte art. Det foreligger imidlertid ikke data som kan dokumentere i hvilke tettheter disse rødlistearten forekom før Forsvaret satte i gang sine øvinger i disse områdene. Det er ikke umulig at tettheten og artsmangfoldet har vært enda høyere enn hva som er tilfellet i dag.

7.5 Terrengskaders påvirkning på småpattedyrfaunaen

7.5.1 Sykliske populasjonssvingninger i småpattedyrsamfunn

Småpattedyrsamfunn (smågnagere og spissmus) i Troms er artsrike, og smågnagerpopulasjoner varierer sterkt i størrelse i form på grunn av sykliske populasjonssvingninger (Kapittel 6). Langtidsovervåking i nærheten men utenfor Mauken skyte- og øvingsfelt viser at både vår og høst 2003 og 2004 var preget av veldig lave tettheter av smågnagere som følge av toppår i 2001 og populasjonskrasj i 2002 (Yoccoz og Ims 2004). Samme dynamikk er observert (Framstad 2004) i Dividalen som ligger noen mil fra Mauken skyte- og øvingsfelt. Befaringer innen de tre områdene Mauken, Stormyra og Eldhusmyra i Tromsundersøkelsen i juni 2003 rett etter snøsmelting resulterte i veldig få vinterspor (enten vinterbol eller beitespor som smågnagere lager under snøen) av både lemen, gråsidemus og markmus. Det ser ut til at intervallet mellom toppår i området Mauken-Blåtind er større enn det som har vært beskrevet før (3-4 år) trolig 5 år, som for eksempel i Kilpisjärvi og store deler av Finnmark. Svært få forekomster av vinterspor og veldig lave tettheter av både smågnagere og deres predatorer resulterte i at det ikke var mulig å måle eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunnet.

7.5.2 Effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunn

Siden direkte observasjoner av effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyr viste seg umulig på grunn av nevnte populasjonskrasj, ble det gjort en vurdering av påvirkning på småpattedyrfaunaen basert på de vegetasjonsendringer som Forsvarets aktiviteter medfører; både hva slags direkte eller indirekte effekter disse aktivitetene kan ha, og i forhold til habitatvalg og næringsbehov hos de fem smågnagerartene som finnes i nordnorske fjell, skoger og myrer.

Direkte effekter av vei og trafikk er blitt påvist på fugl spesielt på grunn av lydforstyrrelse (Reijnen et al. 1996, Forman and Deblinger 2000). Slike effekter er usannsynlig for smågnagere (lyd spiller ikke en viktig rolle for reproduksjon), selv om vi ikke kan utelukke det. Andre direkte effekter kommer fra ødeleggelse/endringer av habitater og fjerning av areal. Kjørespor og infrastruktur som veier, har en direkte effekt gjennom å redusere eller å fjerne vegetasjonsdekket, men også gjennom innføring av andre arter som gress (se hovedsammendrag og Trombulak & Frissell 2000). Det er derfor gjennom fragmentering og økende predasjon (spredning over areal med lite vegetasjonsdekke eksponerer smågnagere for rovfugl/rovdyr predasjon, og predasjon er en av de viktigste pådrivingsfaktorene av smågnageres dynamikk) at man kan forvente de største effektene. Det er vanskelig å anslå hvor stor denne effekten av Forsvarets aktiviteter kan være, siden eksisterende studier på effekt av for eksempel veibygging viser store avvik fra studie til studie (Forman & Deblinger 2000), med en buffersone som varierer fra 10 m til flere hundre meter avhengig av arter, trafikk, osv. Mange studier av fragmentering fokuserer på fugl i skogsområder, og viser ofte økende predasjon med økende fragmentering, spesielt ved kantene (Huhta et al. 2004). Studier av smågnagere viser forskjellige trender, til og med økende tetthet (Tallmon et al. 2003).

Indirekte effekter kan forventes siden smågnagere spiller en viktig rolle både som byttedyr og som herbivorer innen de nordnorske økosystemene, og derfor kan bli påvirket gjennom endring i trofiske interaksjoner som beiting og predasjon. Vegetasjonsendringer som endrer habitattilgangen for disse artene er beskrevet i kapittel 2 og 3. Forsvarets aktiviteter påvirker et relativt lite areal, og derfor er det usannsynlig at disse aktivitetene kan ha noe betydelig effekt regionalt på smågnagere. Lokalt er det mest gjennom fragmentering og ødeleggelse av kjernehabitater og økende predasjon at disse artene kan påvirkes. Rødmus og markmus er generalister som nok påvirkes lite av de påviste skadene. Gråsidemus er en lyngmarkspesialist, og den kan bli påvirket lokalt av fragmentering av areal med lyng. Lemen som er en fjellart og mosespesialist, kan bli påvirket av Forsvarets aktiviteter i områder med snøleier hvor denne arten overvintrer og hvor vinterkjøring kan hindre bevegelser og tilgang til mat under snøen. Fjellrotte er en myrspesialist som er avhengig av en god dekning (spesielt vierkratt), og kan bli spesielt påvirket om aktiviteter fragmenterer/ødelegger disse krattområdene.

Man ser imidlertid ikke bort fra at Forsvarets aktiviteter har effekter også ved lave bestandstettheter i områder som Varden, Akkasæter og på Fossmoen hvor terrengkjøringen og slitasjen er omfattende både i tid og i rom. De lokale effektene kan undersøkes nærmere når tetthetene blir høyere. Effekter på smågnagerdynamikken på en større, regional skala er imidlertid ikke sannsynlig på grunn av det

relativt begrensete arealet som er påvirket. Fordi dynamikken av smågnagere og deres predatorer i nordlige Fennoskandia har endret seg de siste årene (uten at årsakene er kjent), er det viktig at eventuelle vurderinger av effekter av Forsvarets aktiviteter i fremtiden også tar hensyn til de endringer som har skjedd på en større skala. Direkte observasjoner av effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyr viste seg umulig på grunn av nevnte populasjonskrasj. Derfor var det ikke mulig å vurdere, med nok statistisk styrke, eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunnet verken lokalt eller regionalt.

7.6 Geologisk mangfold

Geologisk mangfold (Johannson et. al. 2000, Gray 2004) er en viktig del av naturens mangfold. Begrepet inngår dels i det biologiske mangfoldsbegrepet som bestemmende for mange miljøegenskaper som bestemmer habitatkvalitet, terrengslitasjesårbarhet og lignende, men det har også en egenverdi som bør bli tatt hensyn til. Vurdering av Forsvarets aktivitet i forhold til geologisk mangfold har imidlertid ikke vært inkludert i prosjektet, men det er grunn til å gjøre enkelte betraktninger på generelt grunnlag.

Som for det biologiske mangfoldet er det deler av det geologiske mangfoldet som er mer sårbart i forhold til Forsvarets aktiviteter enn andre. Ikke minst gjelder det der overflatestrukturer er ustabile eller svært små slik at de er lette å ødelegge. Et godt eksempel er strandvoller dannet av havet ved ulikt tidspunkt i slutten av og etter siste istid. Disse består ofte av godt rundete småstein, ofte med manglende eller sparsomt vegetasjonsdekke, og det er lett å sette stygge merker i dem ved for eksempel kjøring i terreng. Særlig ilandstigningsområder vil kunne være sårbare for dette. Ved undersøkelsen av ilandstigningsområdene (kapittel 5) ble det imidlertid ikke registrert strandvoller av denne typen i tillegg til at man sjekket ut ilandsstigningsområdene mot registrerte strandvoller i Møller et al. (1986) .

Mye tradisjonell forsvarsaktivitet er knyttet til sand og grusmoer. Svært mange av Forsvarets forleggninger ligger på slike moer som ofte er store grusterrasser og deltaavsetninger avsatt av breen i hav eller bredemte innsjøer som ikke lenger eksisterer. Kantene på disse grusterrassene har stor vitenskapelig verdi fordi de forteller noe om disse havnivåene som ikke lenger eksisterer. Grusmoene er generelt sett robuste i forhold til Forsvarets aktivitet, mens terrassekantene, eventuelt tilhørende flyvesandområder og smale grusrygger ikke er det. Det samme gjelder elveløpsformer i løst materiale, særlig i tilknytning til stilleflytende bekker og elver, samt raviner i marin leire. Det er ikke registrert militær aktivitet, infrastruktur eller kjørespor i noen av de områdene som er registrert med høyest kvartærgeologisk verneverdi i fylket (Møller 1986).

I kalksteinsområder finnes det gjerne grotter som kan være svært sårbare. Disse har økende interesse i friluftslivsammenheng og eventuell bruk av grotter på denne måten av militære mannskaper bør utøves med forsiktighet og etter råd fra fagpersonell. Kalksteinsoverflater kan også ha svært spesielle forvitringsformer i overflaten som lett kan ødelegges ved uforsiktig kjøring og sprengning. En integrering av denne type hensyn i Forsvarets miljøplanlegging vil bidra til at et bredt og helhetlig miljøhensyn legges til grunn for virksomheten.

7.7 Avsluttende kommentarer og konklusjoner

Det er registrert skader knyttet til biologisk mangfold både når det gjelder naturtyper som generelt er viktige for biologisk mangfold så vel som i områder som er registrert som spesielt viktige for biologisk mangfold (BM-områder). Generelt er det påviste skadeomfanget kun av lokal karakter, dels begrenset i omfang og betydning, og dels knyttet til naturtyper som er vanlig i Troms og av den grunn kan man konkludere at skadene ikke har hatt noen regional betydning. Med andre ord så har Forsvarets aktivitet i Troms ført til liten påvirkning av det biologiske mangfoldet både lokalt og regionalt. Dette er et tilfredsstillende resultat og Forsvaret må besørge at dette også blir tilfelle i framtiden.

Det at skadene er av lokal karakter innebærer imidlertid ikke at det er grunn til å neglisjere dem. Et gjennomgående trekk i de store skyte- og øvingsfeltene er at skadeomfanget er størst i naturtyper som er sårbare for terrengslitasje og som samtidig er viktige for biologisk mangfold, som for eksempel myr. Barmarkskjøring fører til vegetasjonsendringer på myr som hovedsakelig skyldes endringer i

vannforholdene. Lokalt i kjøresporene fører dette til artsendringer hvor arter som liker å ha det bløtt dominerer. Barmarkskjøring fører imidlertid også til drenering og dermed senkning av vannstanden et stykke bort fra kjøreporene. Dette fører til mindre synlige endringer som kan gjøre seg gjeldende langt borte fra skadestedet. Dette vil i verste fall ødelegge myrene som hydrologisk system og videre føre til betydelige endringer i flora og vegetasjon, noe som kan være en trussel mot spesielt truede og verneverdige myrtyper. Slike prosesser er langsomme og synlige endringer i vegetasjonen vil normalt kunne ta lang tid.

Også andre viktige naturtyper som koller/åsrygger i skog og rike rabber og heier (lapprose- og reinroseheier) i fjellet er stedvis sterkt berørt av slitasjeskader som lokalt har betydning for det biologiske mangfoldet. Stedvis vil det gå lang tid før naturlig revegetering er kommet så langt at skadene er avbøtet. Enkelte steder må det også påregnes at skadene er av varig karakter om det ikke gjennomføres reparasjoner. Dette gjelder særlig i områder hvor de fysiske forholdene i naturtypene har blitt endret. Eksempler på dette vil være myrsystemer der kjørespor har endret grunnvannsforholdene gjennom økt drenering eller oppdemming, eller i skrånende terreng der vannerosjon har oppstått etter barmarkskjøring.

Det er overveiende sannsynlig at militære øvelser med kjøretøy og personell har hatt negativ innvirkning på rødlistearter (spesielt fugl) i deler av de undersøkte områdene innenfor skyte- og øvingsfeltene, samt nærøvingsområder. Dette gjelder særlig i våtmarkene med myrområder og ferskvann. Mange av de svært viktige BM-områdene (A-, B- og C-områder) som er påvist i Forsvarsbyggs kartleggingsprosjekter viser forekomster av rødlistede fuglearter i områder med til dels betydelige spor etter militær aktivitet i barmarkssesongen. Selv om det er vanskelig å anslå omfanget av de negative virkningene av disse aktivitetene for enkeltarter, er det grunn til å ta påvisningen av denne type skader på alvor.

For at Forsvaret skal kunne ta nødvendige hensyn til biologisk mangfold i framtiden er det viktig å utarbeide systematiske program for avbøtende og forebyggende tiltak så vel som å benytte naturfaglig viten (for eksempel kombinasjon av kartdata, flyfoto/satellittdata og befaringer) for å planlegge fremtidig øvingsvirksomhet på en slik måte at denne blir så skånsom for naturen som mulig. Avbøtende tiltak er nærmere beskrevet i kapittel 8. Slike tiltak og slik planlegging vil være viktig i fremtiden for å holde Forsvarets aktivitet innen en ramme som i størst mulig grad er forenelig med de miljømål som Forsvaret har satt seg, uten at dette behøver å gå på bekostningen av de primære målene til aktiviteten. Det bør settes spesielle krav til å holde aktiviteten utenfor områder med særlig verdi for biologisk mangfold, samt at man unngår barmarkskjøring i natur- og vegetasjonstyper som har stor teknisk sårbarhet (myr, fuktheier og skog på fuktig mark). Det bør også sørges for forsiktighet i områder med sårbart geologisk mangfold, for eksempel kalksteinsområder, strandvollområder, flyvesandsområder, raviner, elveløpsmønstre i løsmasser og lignende. Her er det imidlertid enklere å se om aktiviteten forårsaker skade siden skadepotensialet i hovedsak er visuelt. For dyrelivet er problemet å kjenne til grenseverdier for forstyrrelse i forhold til ulike viktige arter. Her kreves en videre oppfølging for å overvåke aktiviteten i forhold til mer konkretiserte spørsmålsstillinger, men det er også viktig med generelle tiltak, som forsiktighet med forstyrrelse i for eksempel hekketiden.

Kapittel 8

FOREBYGGENDE OG AVBØTENDE TILTAK

Dagmar Hagen
Hans Tømmervik

(NINA)

8.1 Innledning

Planlegging for å forebygge negativ miljøpåvirkning i Forsvarets skyte- og øvingsområder i framtida har to hovedfokus. På den ene siden å unngå at nye skader oppstår, og på den andre siden å redusere den negative effekten av eksisterende inngrep. For å kunne operasjonalisere dette innenfor Forsvarets daglige aktivitet trengs formulering av konkrete tiltak, samt retningslinjer for prioritering mellom tiltakene.

Forebygging av nye skader krever målrettet planlegging basert på kunnskap om effekten av ulike typer aktivitet på ulike naturtyper, samt kunnskap om ulike naturtypers toleranse ovenfor påvirkning (slitestyrke) og evne til å reparere seg selv etter en skade (regenereringsevne). Det faglige grunnlaget for å formulere forebyggende tiltak står i kapittel 8.2.1, mens selve tiltakene er beskrevet i kapittel 8.3.1.

Det finnes mange gamle og nye inngrep som resultat av Forsvarets aktivitet. Det kommer også til å oppstå nye inngrep i forbindelse med framtidig bruk, selv om målet selvsagt vil være å redusere omfanget av slike nye inngrep. Det finnes metoder for restaurering eller revegetering av vegetasjonsskader, og mange faktorer har betydning for valg av metoder og tiltak. Alle inngrep kan beskrives som en kombinasjon av disse faktorene, og de gir til sammen et bilde av betingelser for plantevekst, og dermed et grunnlag for valg av beste metode i det aktuelle inngrepet. I kapittel 8.2.2 beskrives hvordan disse faktorene er grunnlag for å formulere konkrete tiltak for reparering av skader, mens selve tiltakene er beskrevet i kapittel 8.3.2.

Prioritering mellom tiltak er diskutert i kapittel 8.4, og diskusjonen er basert på kunnskapen som er kommet fram i de ulike delene av prosjektet. Oppfølging og overvåking av gjennomførte tiltak er kort omtalt i kapittel 8.5.

Forebyggende tiltak er tiltak som er rettet mot å unngå at det oppstår nye skader. Avbøtende tiltak er tiltak som er rettet mot å reparere eksisterende skader. I dette kapitlet blir begrepet avbøtende tiltak i liten grad brukt, og isteden omtales dette som *istandsetting av eksisterende skader* eller *tiltak for å reparere skader/inngrep*.

8.2 Faglig utgangspunkt for å beskrive tiltak

8.2.1 Kunnskap om naturverdier som utgangspunkt for forebygging av nye skader

Grunnlaget for å foreslå tiltak for å forebygge nye skader ligger i kunnskap om naturverdier, kunnskap om sårbarhetsnivå for ulike naturmiljøer, samt kunnskap om dagens og framtidig bruk (intensitet og fordeling). Mye av arbeidet med dette prosjektet har nettopp handlet om å få på bordet slik kunnskap om naturmiljø og naturverdier. Forebygging av skader omfatter både inngrep og forstyrrelser i forbindelse med etablering og drift av fast infrastruktur (inkludert etablerte kjøretraseer) og øvelser/ aktivitet ute i terrenget utenfor faste anlegg eller traseer.

Hvilke områder er mest sårbare?
Noen vegetasjonstyper er mer utsatt for kjøring og bruk enn andre. Dette skyldes både at enkelte typer er mye vanligere enn andre, men også at noen typer er mer egna for den typen ferdsel som Forsvaret bedriver. Kartlegging av påvirkning fordelt på vegetasjonstyper er beskrevet i kapittel 3 (se f.eks Tabell 3.5). En trend i materialet er at flate områder er generelt sett mer påvirket av kjørespor enn bratte områder, men sportettheten på hellende myr er større enn på flat myr.

Ulike vegetasjonstyper har også ulik toleranse for påvirkning, dvs. ulik slitestyrke. Dette er grundig beskrevet i kapittel 2, og blir derfor ikke gjentatt her. Dette vil være avhengig av forhold som substrat, vannforhold, artssammensetning og hellingsgrad. Underliggende mekanismer som påvirker flora og vegetasjon er undersøkt i dette prosjektet og grundig drøftet i kapittel 2. Skadebildet for kjøreskader innenfor skytefeltene varierer med alt fra ”engangsspor” med små skader til skikkelig oppkjørte spor hvor det trenges store reparasjonstiltak. De mest dramatiske inngrepene har alvorlige skader med jorderosjon og blottlegging av jord, humus og minerogent substrat. Utenfor skytefelt eller nærøvingsområder er kjøreskadene av en midlere karakter dvs. at det er mindre grad av blottlegging av

jord og erosjonsskader, og her er det eksempel på at Forsvaret gått inn med midler for å reparere skader. Et problem er at barmarksløypene blir holdt ved like ved sivil kjøring og dette gjelder både løyper som har vært reparert og/eller hvor Forsvaret har "fredet" løypene for barmarkskjøring.

Forsvarets aktivitet kan lokalt påvirke leveområder for dyr, og dette er i noen grad dokumentert i denne rapporten. For småpattedyr (kapittel 6) kan det trolig ikke påvises noen regionale effekter av Forsvarets aktivitet, ettersom disse påvirker relativt lite areal. Det har imidlertid blitt påvist klare forskjeller hos hekkende våtmarksfugl på myr mellom studie- og kontrollområdene (kapittel 5). Det er imidlertid klart at både pattedyr og fugl har perioder i løpet av året når de er spesielt sårbare for påvirkning, knyttet til for eksempel hekking. Kunnskap om disse periodene og forekomst av artene i områdene er derfor svært viktig grunnlagsinformasjon for å planlegge og forebygge negative effekter.

Hvilke aktiviteter og inngrep medfører størst tap av naturverdier?
Forsvarets virksomhet vil uunngåelig medføre inngrep og påvirkning i deler av områdene også i framtida. For å redusere den negative effekten av påvirkningen er det viktig å ha kunnskap om arter, naturtyper eller områder som er spesielt verdifulle. I dette prosjektet er det spesielt fokusert på verdier knyttet til biologisk mangfold, men også geologiske verdier er tillagt noe vekt.

Vurderingene av sårbarhet i kapittel 2 er gjort uavhengig av de ulike naturtypenes verdi. Nødvendigheten av å vurdere sårbarhet i sammenheng med verdi i en forvaltningssituasjon understrekes i flere kapitler i denne rapporten. Områdenes og naturtypenes verdi er viktig både for å vurdere konsekvenser av bruk, formulering av forebyggende tiltak og ikke minst i prioritering mellom tiltak og områder.

Områder innenfor Forsvarets skyte- og øvingsfelter som er viktige for biologisk mangfold er identifisert etter samme metodikk som de fleste norske kommuner har brukt (jfr. kapittel 4). Forsvarsbygg har fått utarbeidet rapporter om biologisk mangfold i nærøvingsområder og for sine skyte- og øvingsfelt. Sammen med den kartleggingen av inngrep som er gjennomført i Tromsundersøkelsen foreligger det derfor et godt grunnlag for å identifisere mulige konfliktområder mellom naturverdier og bruk.

Tap av arter eller ødeleggelse av verdifulle naturmiljøer kan være konsekvensen av naturinngrep i verdifulle områder. Den mest dramatiske og direkte målbare effekten vil oppstå dersom områder som er spesielt viktige for biologisk mangfold (sammenveide BM-områder) blir truet, som forekomst av rødlista arter eller spesielt verdifulle naturtyper jfr. DN håndbok 13 (Direktoratet for naturforvaltning 1999). Endringer i det fysiske miljøet rundt slike spesielle forekomster kan medføre endra levevilkår, og dermed over tid føre til at bestander går tilbake og forsvinner. I denne rapporten (f.eks. kapittel 2, 4 og 5) er det eksempler på hvordan slike endringer oppstår, og hvilke konsekvenser det gir, direkte og indirekte, på livsmiljø for planter og dyr. For eksempel vil kjøring på myr presse sammen torva og skape et våtere øvre torvsubstrat, noe som igjen fører til endra livsbetingelser og reduksjon i antall karplanter og moser. Ulike typer kjøreskader og ulik slitasjegrad vil gi ulike effekter. Ved fragmentering av et større landskap kan indirekte eller sekundære skader på enkeltarter være vanskelig å forutsi, og det er dermed ekstra viktig å være føre var og unngå oppdeling av leveområder, vannveger, overflatestrukturer eller intakte plantesamfunn.

Områdene som Forsvaret bruker representerer også andre verdier enn de som er direkte knyttet til biologisk mangfold. Dette kan være verdier som rekreasjonsområder, verdi for en spesiell type bruk (eks. beiteområder) eller rent estetiske verdier på landskapsnivå. Framtidig bruk av områdene bør også inkludere en generell vurdering av slike verdier, som kan ha svært stor betydning for enkelte brukere og interesser, og der tap av verdier kan få både økonomiske og emosjonelle konsekvenser.

8.2.2 Karakterisering av eksisterende inngrep/skader

Målet med dette kapitlet er å beskrive betingelser for naturlig gjenvekst og grunnlag for å foreslå eventuelle revegeteringstiltak i enkeltinngrep eller områder. Utgangspunktet for vellykket revegetering er å velge metoder og tiltak som er mest optimale i forhold til de økologiske forholdene i det aktuelle inngrepet.

Nedenfor følger en gjennomgang av de faktorene som er vurdert å ha størst betydning for valg av eventuelle tiltak og metoder ved framtidig tilbakeføring. Alle inngrep kan beskrives som en kombinasjon av disse variablene, og de gir til sammen et bilde av betingelser for plantevekst. En slik beskriv-

else av et inngrep kan også gi som konklusjon at det ikke bør gjennomføres aktive tiltak, men at naturlig gjenvekst er den beste løsningen. Med all kunnskap som finnes om disse faktorene, både generelt, og for det området som behandles i denne rapporten spesielt, er det et godt grunnlag for å gå videre og foreslå tiltak (kapittel 8.3.2).

Fuktighetsforhold

Tilgangen på fuktighet gjennom vekstsesongen er avgjørende for etablering av vegetasjon. Vegetasjon i tørre områder kan være slitesterk, men har ofte svært dårlig regenereringsevne. Dvs. dersom et inngrep oppstår vil naturlig gjenvekst gå seint, og det er vanskelig å finne gode revegeteringsmetoder. Vegetasjon i svært fuktige vegetasjonstyper har generelt mindre slitestyrke, men bedre regenereringsevne. Dvs. det oppstår lett stygge inngrep, men de har rask naturlig gjenvekst. Unntaket er svært fuktige områder med helling, der det kan oppstå erosjonsskader, eller der inngrepet blir stadig større pga utvidet bruk. Skadeomfang og naturlig gjenvekst i tørre og fuktige vegetasjonstyper i undersøkelsesområdet i Troms er beskrevet i kapittel 2 og 4.

Jord

Grove jordmasser holder dårlig på fuktighet og tørker fort ut, og forutsetning for vegetasjonsetablering er svært dårlig. Høgt innhold av sand på eksponerte inngrep fører til ustabil overflate og sandflukt (jfr. kapittel 1). En viss andel finstoff er avgjørende for at jorda skal kunne holde på tilstrekkelig mengde fuktighet til at planter kan etablere seg (Låg 1981). Organisk innhold i jorda øker vannkapasiteten, og omsetning av organisk materiale øker tilgangen på viktige plantenæringsstoffer som fosfor og nitrogen.

Topografi

Terrengoverflate eller topografi påvirker i svært stor grad miljøforhold i et inngrep, og er dermed avgjørende for om vegetasjon etablerer seg, og hvilke arter eller plantesamfunn som kan vokse der (se kapittel 2, 3 og 4). Bratt overflate gir ustabile masser og behov for rask etablering av nytt dekke for å hindre erosjon. Kupert overflate øker sjansen for at frø eller vegetative enheter kan etablere seg i søkk, under steiner, eller i andre ”lommer” med gunstig mikroklima. Etablering av kjøretraseer eller faste installasjoner gjennom et landskap vil endre topografi og snøfordeling, og dermed føre til andre arter og vegetasjonssamfunn enn i området rundt.

Beliggenhet

Den geografiske plasseringa av inngrep er svært avgjørende for etablering av ny vegetasjon, for hvordan utbedring av skader kan gjennomføres og faren for nye inngrep ved tilbakeføring. Plassering av inngrep i undersøkelsesområdet er beskrevet i kapittel 3 og 4. Viktigste variabler her er hvilken vegetasjonsregion inngrepet ligger i (høyde over havet) og tilgjengelighet (eks. avstand til anlagt veg). Høgt til fjells er vekstsesongen kortere og mer marginal, så naturlig gjenvekst går seinere. Inngrepenes tilgjengelighet er ikke en økologisk faktor, men kan likevel være avgjørende ved valg av revegeteringstiltak. Reparering av inngrep ute i terrenget kan medføre behov for transport utenfor veg eller kjøretraseer, og dermed fare for nye inngrep. Alternative løsninger, som bruk av helikopter eller transport til fots og gjennomføring uten maskinelle hjelpemidler, vil gjøre slike tiltak svært kostnadskrevende.

Størrelse og form på inngrep

Omkringliggende, intakt vegetasjon er viktig for gjenveksten i et inngrep, både som kilde for frø eller plantedeler som kommer inn med vind, vatn eller dyr og ved at vegetasjonen rundt inngrepet vokser seg innover i inngrepet. Et langt og smalt inngrep med glidende overgang til urørt vegetasjon vil lettere vokse til enn et inngrep som er helt firkanta med skarpe grenser. Form og størrelse kan dermed være avgjørende for om en velger å gå inn med aktive revegeteringstiltak, eller om naturlig gjenvekst vurderes som tilstrekkelig. Den absolutt vanligste inngrepstypen i dette området er linjeinngrep, dvs. lange, smale inngrep med potensiale for naturlig gjenvekst fra begge sider. Mange andre forhold er imidlertid med å begrense naturlig gjenvekst i linjeinngrepene, som erosjon, endret vannivå og fortsatt intensiv bruk.

Vegetasjonsstatus

Sammensetning av vegetasjon i inngrepet (dvs. status for naturlig gjenvekst) er helt vesentlig for å vurdere om det bør settes i verk tiltak, og evt. hvilke tiltak. Viktige variabler er dekningsgrad og avvik fra omkringliggende vegetasjon (artssammensetning, innførte arter). Forventet utvikling med og uten assistert revegetering må vurderes både i forhold til omkringliggende områder og i forhold til realistiske

forventninger om hvordan inngrepet skal se ut i framtida, basert på kjennskap til andre sammenliknbare inngrep og relevant litteratur. I kapittel 2 beskrives naturlig gjenvekst i flere typer inngrep. Karakteristisk for denne pionervegetasjonen er at den oftest skiller seg tydelig fra den opprinnelige vegetasjonen, og kan sies å være en respons på selve inngrepet.

Inngrepets historie
Dette er ikke en økologisk variabel, men når og hvordan inngrepet ble laget kan sammenholdes med dagens vegetasjonsstatus, og dermed vise om det er nødvendig å sette i gang revegeteringstiltak eller om naturlig gjenvekst er tilstrekkelig. Bruk (årstid, frekvens, varighet, type, omfang) er svært viktig tilleggsinformasjon som må vurderes før det tas beslutninger om tiltak.

8.3 Tiltak for å redusere negativ miljøpåvirkning

8.3.1 Tiltak for å hindre at nye skader oppstår

Forebyggende tiltak knyttet til type kjøretøy, hvordan kjøretøy brukes (fart, aggressiv kontra ”myk kjøring”) og hvordan kjøretøy brukes (vei/trasévalg) er viktige for å redusere kjøreskader (se m.a. Naturvårdsverket 1997). I tillegg kan også tiltak som bidrar til å forsterke vegetasjonen, dvs. øker slitestyrken, brukes for å hindre at kjøreskader oppstår. Den siste hovedtypen av tiltak som beskrives er knyttet til tidspunkt for gjennomføring av øvelser eller militær aktivitet. For flere av de tiltakene som beskrives nedenfor kreves fagbiologisk kompetanse for å vurdere hvorvidt tiltak skal igangsettes, samt for å bidra i utforming og tilpasning av tiltakene.

Valg av kjøretøytype
Både Naturvårdsverket, SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet i Umeå) og Skogforsk har kommet med like tilrådinger knyttet til minimering av skadeomfang og valg av kjøretøy, og foreslår bruk av kjøretøyer med minst mulig marktrykk og med mest mulig lik fordeling av drivkraft på alle hjul (Naturvårdsverket 1997, Staland og Larsson 2002, Jansson og Staland 2002). Ved bruk av kjøretøyer med et marktrykk på under 10 kPa, vil man ha gode forutsetninger for å unngå kjøreskader på selv sårbare vegetasjonstyper. Også dekkmønster av ”ikke-aggressiv type” (dvs. dekkmønstre med mange og små/lave knaster) samt lavtrykksdekk anbefales for at ikke vegetasjonen skal rives opp. Staland og Larsson (2002) anbefaler bredere dekk for å unngå skader og slitasje på skogsmark. Beltegående kjøretøyer på barmark bør generelt brukes etter forsterkede traséer eller i utviste områder hvor slik kjøring kan finne sted. Kjøring på frossen mark eller tykt snødekke er å foretrekke framfor barmarkskjøring. Hvis det er strengt nødvendig å kjøre på barmark bør det brukes beltevogner framfor panser- og stridsvogner.

Trasévalg og forsterking av kjøretraséer
Valg av traseer for kjøring utenfor etablert vegnett handler både om kjøring ute i terrenget og kjøring langs etablerte traseer. Kjøring utenfor etablerte traseer bør legges til vegetasjonstyper med størst bæreevne og høyest slitestyrke. I tillegg må det ved all terrengkjøring søkes å unngå områder med stor verdi for biologisk mangfold. Områder som er identifiserte som viktige for biologisk mangfold (jfr. DN-håndbok 13) må unngås ved terrengkjøring.

Kjøring med tunge kjøretøy i terrenget vil medføre størst skader på underlag med dårligst bæreevne, dvs. torv og myr, humusdekket fastmark og finkornige, minerogene løsmasser. Bæreevnen eller slitestyrken, avtar drastisk med økende fuktighet. Med dette som utgangspunkt må traséen legges tørt og der vegetasjonen er mest motstandsdyktig for mekanisk slitasje. Man bør unngå de mest lavdominerte områdene både i skog og fjell, samt starrmyrer og blautmyrer, og heller legge traséene til områder som er dominert av fjellkrekling, røsslyng, blokkebær og blåbær (Nisja 1989). I Indre Troms foreligger det heldekkende vegetasjonskart (NORUT og NIJOS) som etter en revisjon kan brukes sammen med markslagskart, kart over biologisk mangfold (kapittel 3) og sårbarhetskart (kapittel 1) til å kanalisere barmarksferdsel. Traséene må ikke legges i bratte bakker og skråninger, men legges i svinger/slynger på en slik måte at de ikke kanaliserer vann og blir erodert ut ved første vårflom. Fra et geologisk perspektiv anbefales det å kjøre i tørre områder, områder med grovkornige avsetninger, bart fjell eller områder med tynt morenedekke.

Økt framkommelighet på etablerte traseer kan hindre uønsket ferdsel i terrenget utenfor kjøretraséen. Fremkommeligheten kan bedres ved å opparbeide små grøfter som leder bort overflatevann fra kjøresporene, konstruksjon av barrierer for å redusere eller å stoppe vannstrømmen langs med kjørespor-ene, utfylling av kjørespor med bjørkestranger, bjørkekvister, torv, høyballer, og mineraljord dekket med kokos- eller ullmatter for stabilisering av fyllmassene (Nordberg et al. 1998, Thannheiser et al. 2005). Gummimatter av gamle lastebildekk eller trelemmer som legges temporært i sporet er påvist å skåne vegetasjonen og reduserer sporskader på myr og fuktig lende ved framkjøring av tømmer (Torgersen 2001, Torgersen et al. 2002). Ved Garnisonen i Porsanger prøves det ut både kavlematter (trestokker som er sammenbundet med en hvis avstand fra hverandre), Geonett (brukes under veibygging) og trålposenett for å forsterke kjøreløypene (Bakkestuen et al. 2005, Bakkestuen et al. 2003). Levetiden for Geonett er på opp til 120 år, men også kavlematter kan ligge i myr i flere titalls år uten å råtne opp. I henhold til de opplysninger som man har fått fra produsenter kan det konkluderes med at faren for forurensning av naturmiljøet ved bruk av denne typen materiale er svært liten. Det materialet som er valgt er meget motstandsdyktig mot kjemisk og mekanisk påvirkning. Det vil likevel kunne forekomme en viss mekanisk slitasje som kan føre til at deler av nett kan komme utenfor kjøreløypa. Denne type lokal forurensning vil trolig være svært begrenset (Christensen 2004). Det finnes noen gode erfaringer med bruk av kavlematter, og disse kan brukes både på fuktige/våte områder og i grusbakker som er utsatt for vind- og vannerosjon. Et pågående prosjekt ved Porsangermoen, i regi av Forsvaret, har også vist at trålposenett kan ha en beskyttende virkning på plantenes røtter og forebygge erosjon. Maskestørrelsen må være så stor at det ikke oppstår fare for at dyr går seg fast (Bakkestuen et al. 2003).

For å unngå skader i forbindelse med kryssing av bekkeraviner, slukter, bekker og elver bør det legges ut bruer/klopper som konstrueres med H-bjelker og svilleliknende stokker eller utrangert brumaterialsett fra Forsvaret. Dette er områder som er sårbare for dramatiske skader i overflata, pga. bratte kanter og periodevis stor vannmengde, og forebygging av skader vil ha betydelig gunstig effekt. Bruk av trykkimpregnert eller kreosotbehandlet materiale bør unngås pga. innhold av giftige stoffer.

Bedring av vegetasjonens slitestyrke

Tiltak som kan bedre vegetasjonens toleranse i forhold til ferdsel er spesielt viktig i vegetasjonstyper med lav slitestyrke som ligger i områder der det er planlagt fortsatt intensiv bruk. Tilførsel av næringsstoffer som bedrer rotveksten kan forsterke vegetasjonsdekket. Alginatprodukter i kombinasjon med granulert dolomittkalk (Bakkestuen et al. 2005, Bakkestuen et al. 2003) kan her være en god løsning ettersom de tilfører en rekke sporstoffer som planten trenger, samt at de er i stand til å binde vann og dermed bidrar til stabil fuktighet i sporet. Alginat kan kombineres med gjødsel for ytterligere å øke planteveksten (se Hagen 1994, Nordberg et al. 1998) (se for øvrig kapittel 8.3.2.2).

Tilsåing av slitesterke grasarter, som f. eks. engkvein (*Agrostis capillaris*), kan også være et aktuelt tiltak for å forsterke kjøretraseer. Erfaringene fra "Terrengforsterkningsprosjektet" og revegeteringsprosjektet på Porsangmoen i Finnmark har vist at engkvein virker positivt for etablering av andre arter. Etter et år begynte arter som smyle, gulaks, sølvbunke, engsyre, gullris og vierarter å konkurrere ut engkvein. Det er imidlertid viktig å være klar over at slik tilsåing av kommersielle frø også kan ha uønskede effekter for biologisk mangfold (Forbes & Jefferies 1999, Parker & Reichard 1998). I litteraturen finnes dokumentasjon på ulik langsiktig effekt av slik tilsåing (Cargill & Chapin 1987, Densmore 1992). En mer omfattende drøfting av effekter av introduserte arter står i kapittel 8.3.2. Tilsådde områder kan virke som en magnet både for sau og rein, og er kanskje ikke nødvendigvis en ønsket konsekvens for Forsvaret.

Tidspunkt for gjennomføring av øvelser/aktivitet

Planlegging av aktivitet til minst sårbare perioder på året er et svært viktig tiltak. Det er godt dokumentert at kjøring på frossen mark gir mindre skade på overflate og vegetasjon enn tilsvarende kjøring på tint mark. Forsvaret kan kjøre på snødekt mark, men her må en ta hensyn til om det er tele i jorda og at bløtmyrer er islagt. Er snødybden stor og snøen er kompakt kan det kjøres på fastmark også når det ikke er noe særlig tele. Tilsvarende er det viktig å unngå ferdsel i perioder som er sårbare i forhold til hekking/yngling, trekk, kalving eller andre kritiske perioder for dyreliv. Kunnskap fra kartlegging og verdisetting av biologisk mangfold er her viktig grunnlagsinformasjon som må brukes aktivt i planleggingen.

8.3.2 Tiltak for å reparere vegetasjonsskader

8.3.2.1 Naturlig gjenvekst eller aktive revegeteringstiltak?

De viktigste kildene for naturlig etablering av ny vegetasjon i inngrep er skudd som vokser inn fra omkringliggende vegetasjon, frø som spirer direkte eller fra frøbank og fragmenter eller plantedeler som slår rot. I enkelte vegetasjonstyper, eller under spesielle betingelser, vil det ikke etableres ny vegetasjon dersom det opprinnelige dekket fjernes (Forbes 1996, Harper & Kershaw 1996). Ødeleggelse av tørr rabbevegetasjon og hellende myrvegetasjon er de verste tilfellene når det gjelder naturlig gjenvekst (Forbes et al. 2001, Hagen 1994, Hagen 2003b, Nordberg et al. 1998)

Alternativet til naturlig gjenvekst er å sette i verk aktive revegeteringstiltak. Det kan være to motiv med slike tiltak: øke tempoet i den naturlige gjenveksten, eller utvikle et nytt vegetasjonsdekke som skal erstatte det opprinnelige (se f.eks. Bradshaw 1997, Cairns 1990). Kortsiktige økologiske målsettinger med revegeteringstiltak er blant annet å hindre mer omfattende skader (eks. forebygge erosjon) og starte opp prosesser som medvirker til dannelse av jordsmonn. Langsiktige målsettinger er ofte knyttet til tilrettelegging for videre naturlig gjenvekst, men det kan også være andre mål med tiltakene (eks. bevare trua arter, skape optimale betingelser for beitedyr). I tillegg kan det også være estetiske og samfunnsmessige mål med å gjennomføre revegeteringstiltak, som for eksempel å redusere konfliktnivå i forhold til andre brukergrupper.

Når det skal vurderes igangsetting av restaureringstiltak opp mot å satse på naturlig gjenvekst kan det være nyttig å vurdere fordeler og ulemper med begge alternativ. Oversikten nedenfor er tilpasset fra Hagen (2003b), og ble utarbeidet i forbindelse med utredning om tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt.

Fordelene med naturlig gjenvekst:

- slipper uønskede eller uventede effekter av revegeteringstiltak (eks. fremmede arter, endra dominansforhold mellom arter, usikker langsiktig konsekvens av tiltak)
- mindre ressurskrevende (krever minimalt med innsats og penger)
- unngår påvirkning av områder der naturlige prosesser allerede er godt i gang
- reduserer faren for at det skal oppstå nye skader og inngrep i forbindelse med gjennomføring av revegeteringstiltak

Ulempene med naturlig gjenvekst:

- går sakte, og i enkelte inngrep foregår det ingen netto tilvekst over tid (eks. erosjon kan gi stadig større inngrep, tørke kan føre til at alle nye individer dør som småplanter)
- kan oppfattes som at de ansvarlige løper fra ansvaret dersom det ikke gjøres en aktiv innsats
- naturlig gjenvekst fører ikke nødvendigvis til vegetasjon som den som var opprinnelig (endra økologiske betingelser i inngrepet gir grunnlag for andre arter og samfunn enn det som var før)

Med bakgrunn i en systematisk gjennomgang av de økologiske forutsetningene for gjenvekst (kapittel 8.2.2) og fordelene og ulempene beskrevet ovenfor, kan det tas en beslutning om hvorvidt det bør brukes aktive revegeteringstiltak for å få tilbake et vegetasjonsdekke.

Regenereringsevnen for kalkrike vegetasjonstyper med tilgang på fuktighet (som rikere skoger) ser ut til å være høy (kapittel 4.3.5). Dette innebærer at kjørespor i slik vegetasjon blir delvis restaurerte gjennom naturlige gjengroingsprosesser i løpet av bare noen år (Thannheiser et al. 2005b). Det finnes i dag ikke mange skogsområder med tydelige kjørespor, til tross for at det her tidligere har vært mange skader fra militær barmarkskjøring (jfr. kapittel 4). Arealet av rikere skogstyper i Troms er relativt stort (Thannheiser et al. 2005a).

8.3.2.2 Revegeteringsmetoder

Det finnes svært mange ulike metoder for å gjenskape vegetasjon etter inngrep. Noen er veldokumenterte og vitenskapelig gjennomført, andre finnes det svært lite bakgrunnsinformasjon eller dokumentasjon om. Metodene varierer også med hensyn til bruksområde, kostnader og tidsperspektiv. For detaljer vedrørende enkeltmetoder henvises til relevant litteratur (som Fattorini 2001, Forbes & Jefferies 1999, Hagen 1994, Hagen 2003a, b, Jorgenson & Joyce 1994, Nordberg et al. 1998, Urbanska & Chambers 2002), da kun generell informasjon om hovedtyper blir gjengitt her. Ofte blir ulike metoder brukt i kombinasjon for å oppfylle målet med tiltakene, og for å få en løsning best mulig tilpasset det aktuelle inngrepet eller de rammebetingelsene som råder i den konkrete situasjonen. Valg av metoder må gjøres etter totalvurdering av økologiske betingelser for gjenvekst i hvert enkelt tilfelle. Store inn-

grep i heterogene områder bør behandles med ulike metoder for å få en mosaikk og et heterogent landskap også etter revegeteringa.

Denne undersøkelsen viser at revegeteringstiltak som Forsvaret har gjennomført har hatt god effekt mht. rehabilitering av kjørespor i middels fuktige og middels tørre vegetasjonstyper (kapittel 4.3.5 og 4.4). For eksempel viser resultatene at kjørespor av CV-90 (panservogn) som ikke var reparerte hadde en vegetasjonsandel på 45%, mens de sporene der det var gjennomført aktive revegeteringstiltak hadde en vegetasjonsandel på over 80%. I tillegg var andelen av blottlagt grus, jord, humus og stein lavere i revegeterte kjørespor sammenliknet med ikke-revegeterte spor. Den samme tendensen ser man m.h.t. reparerte beltevognspor. De områdene der rehabiliteringen ikke var så vellykket var i svært bløte myrområder hvor vårflommer og vanlig vannerosjon lett kan ødelegge tiltakene som er utført. I tillegg må reparasjonene kontrolleres etter både et og to år for eventuelt stoppe tilløp til vannansamlinger og vannerosjon. Flesteparten av de revegeterte sporene var registrert i områder med stor sårbarhet for terrengslitasje, det vil si i fuktige naturtyper som myr. Det viser trolig en bevisst prioritering fra Forsvarets side som synes å ha god effekt.

Nedenfor følger en oversikt over hvilke metoder som er aktuelle ved restaurering av vegetasjonsskader. Grupperingen av metodene er basert på Hagen (1994) og Hagen (2003b):

Landskapspleie og overflatebehandling
Landskapspleie er i mange tilfeller viktig før revegetering kan starte opp, og kan brukes til å forbedre økologiske betingelser for gjenvekst. Landskapspleie består i at man former og tilpasser overflata, f.eks slik at den blir mest mulig likt det som var før inngrepet, eller slik at landskapsformen ser mest mulig naturlig ut, Dette kan være en tilstrekkelig metode eller kan kombineres med andre revegeteringsmetoder. I områder med fare for erosjon vil drenering og erosjonshindring være en vesentlig del av istandsettingen/ revegeteringen. Overflatebehandling er en enklere form for landskapspleie der det ikke behov for aktiv forming av landskap men småskala justeringer i overflata for å tilrettelegge for gjenvekst. Vellykket overflatebehandling kan redusere behovet for ytterligere tiltak. For ytterligere beskrivelse se f. eks. Nordberg et al. (1998), Feste (2003) og Bakkestuen et al. (2003).

Tilførsel av næring og organisk materiale
Tilførsel av næringsstoffer vil bidra til økt vekst i de fleste økosystemer, dersom det er tilstrekkelig vann og finstoff i jorda. Ytre tilførsel av næringsstoff i form av for eksempel kunstgjødsel gir en endring i vegetasjonssammensetning, med tydelig dominans av grasarter de første åra, deretter mosevegetasjon før diversiteten av karplanter igjen øker. Den langsiktige effekten av næringstilførsel er ikke entydig (Bayfield 1996, Densmore 1992, Gough et al. 2002). Rask vekst av stedegen vegetasjon, spesielt grasarter, som respons på gjødsling kan være en god metode for å stabilisere og binde overflata i inngrep. Det er flere metoder for tilførsel av organisk materiale og næringsstoffer som alginater, celluloseprodukter, naturgjødsel organiske matter og bruk av ris og høy. Når det gjelder alginatprodukter kombineres disse best med granulert dolomittkalk (Bakkestuen et al. 2005, 2003) eller gjødsel (Hagen 2003b). Det finnes publiserte resultater fra bruk av alle disse under ulike betingelser (se f.eks. Hagen 2003b, med referanseliste) i tillegg til Forsvarets egne erfaringer fra ulike deler av landet (Bakkestuen et al. 2005, Bakkestuen et al. 2003, Nordberg et al. 1998):

Bruk av stedegen jord og / eller jordbearbeiding
I inngrep som har ført til ødeleggelse eller fjerning av toppdekke kan den beste løsningen være å få tilført ny jord eller bearbeide resterende overflatejord slik at den brukes på optimal måte i forhold til etablering av ny vegetasjon. Tilgang på lokale masser må tilstrebes, men dette må ikke medføre nye inngrep. Utnytting av jord som blir gjort tilgjengelig gjennom annen aktivitet (f. eks. rensing av grøfter, etablering av nye anlegg) kan være nyttig, men krever god planlegging og koordinering av ulike typer virksomhet. Dette har vært gjennomført med hell i Hjerkinn skytefelt. I jord med organisk innhold finnes organismer som er viktig for næringsomsetning, og det finnes fragmenter og frø fra planter. Til sammen er dette et godt utgangspunkt for etablering av ny vegetasjon. Ofte vil problemet være tilgang på egnet jord som kan brukes uten at det lages nye inngrep. Dersom det er mulig bør man unngå å frakte jord over lange avstander, både fordi den tilførte jordtypen ofte vil være forskjellig fra den som finnes naturlig, og fordi det kan følge med frø eller fragmenter av fremmede arter. Frakt av jord er også en svært kostbar metode.

Plantemateriale av stedegne arter
Det eksisterer etter hvert en del erfaring med bruk av stedegent plantemateriale i revegetering. Fordelen med de stedegne artene er at de er tilpasset miljøforholdene, de har farge og utseende som ikke skiller seg ut fra omgivelsene og de representerer heller ingen fare i forhold til genetisk forurensing (Billings 1992, Oksanen & Virtanen 1997, Urbanska et al. 1987). Hovedproblemet med alle metoder som tar i bruk stedegne arter er tilgangen på plantemateriale, og følgelig også kostnadene. Det finnes få metoder som er utprøvd over større områder med stedegne arter. Best kjent er bruk av vierstiklinger, som delvis har vist seg som en god metode i inngrep med tilgjengelig fuktighet gjennom vekstsesongen og der det er et visst snødekke på vinteren (se f.eks. Hagen 2003b, Hagen 2003a, Nordberg et al. 1998). Andre metoder er storskala-oppformering av grasfrø (Oskarsen 2002), stiklinger av lyngarter og småplanter av urter (Hagen 2002).

Direkte flytting av vegetasjonsmatter er også en utprøvd metode i både fuktige og tørre vegetasjonstyper, og har vist gode resultater (Kjos et al. 2003, Nordberg et al. 1998). Det viktigste ankepunktet mot denne metoden har vært faren for nye inngrep i forbindelse med innhenting av vegetasjonsmattene (Colin & Ebersole 2001, May et al. 1982, Urbanska & Schütz 1986). Vegetasjonsmattene må hentes skånsomt, ikke medføre fare for erosjon, og betingelser for naturlig gjenvekst der mattene hentes må være gode. I tillegg forutsetter metoden bruk av erfarne maskinførere, som i tillegg til teknisk kompetanse også har forståelse for landskapet og økologiske forhold.

Tilsåing med bruk av introduserte arter
Tilsåing med kommersielt tilgjengelige frø, primært grasarter, er en etablert metode innen revegetering. Bruk av kommersielle arter kan ha to ulike mål: 1. Tilsåing der målet er at de innførte artene skal etableres og forbli en del av vegetasjonen i området for framtida. 2. Tiltak der de innførte artene blir brukt for å tilrettelegge for naturlig gjenvekst. Slike arter blir kalt ”ammearter” (”nurse-species”) (Jordan et al. 1987, Strandberg 1991). De skal virke stabiliserende på overflata, og på sikt ikke ha innvirkning på vegetasjonen i området (Webber & Ives 1978).

Tilsåing gir rask etablering av et plantedekke, men den langsiktige effekten for naturlig gjenvekst er ikke entydig (Cargill & Chapin 1987, Densmore 1992, Forbes & Jefferies 1999). Det er en fare for at de innførte artene kan fortrenge stedegen vegetasjon, eller at innførte sorter kan krysse seg med stedegne sorter av samme art, og dermed gi genetisk forurensing (Forbes & Jefferies 1999, Parker & Reichard 1998). Bruk av innførte arter må derfor alltid vurderes meget kritisk, og uansett ikke gjennomføres dersom tiltak uten bruk av innførte arter kan ha tilsvarende effekt på vegetasjonsetablering. Fordelen med metoden er at det er mulig å etablere vegetasjon i svært skrinne og ekstreme inngrep innen et kort tidsperspektiv, og dette kan være nødvendig for eksempel for å hindre erosjon (Lessica & Allendorf 1999). Kombinasjon med vatn, gjødsel og alginatbindemiddel har vist seg gunstig for spiring og etablering av vegetasjon (Hagen 2003b). I inngrep der det finnes finstoff og organisk materiale i jorda er tilsåing oftest overflødig, men det kan vurderes å gjødsle, eventuelt i kombinasjon med alginat og kalk, for å øke tidlig vekst.

8.3.2.3 Eksempel: Systematisk vurdering av behovet for aktive restaureringstiltak i et konkret inngrep.

Her gis et eksempel på hvordan et inngrep vurderes systematisk for å avgjøre behov for tiltak og valg av metode. Bildet er fra Signaldalen (Figur 8.1), men vurderingene som gjøres må oppfattes som en generell gjennomgang av et hvilket som helst inngrep (dvs. alle detaljer i eksemplet er ikke nødvendigvis gyldige for Signaldalen, men de illustrerer typiske vurderinger som må gjøres for alle inngrep).

Den metodikken som beskrives i eksemplet nedenfor ble systematisk benyttet til å foreslå tiltak og beregne kostnader på tilbakeføringen Hjerkinn skytefelt til sivile formål (Hjerkinn PRO) (Plan og utredningsprogrammet 2001), og ble gjennomført av botaniker med spesialkompetanse i restaureringsøkologi og landskapsarkitekt med spesialkompetanse på naturlige landskap. I forbindelse med tilbakeføring på Hjerkinn ble det gjennomført systematiske vurderinger av bilder langs 90 km veg (100 m intervaller) og i en rekke flateinngrep.

Figur 8.1. *Inngrep i Signaldalen, Troms, etter kjøring med 4-hjulinger (sivil kjøring) etter et nedlagt beltevognspor.*

Økologisk karakterisering av inngrepet (jfr. kapittel 8.2.2):

a) Er området fremdeles i bruk? Er dette en nødvendig bruk, eller kan det eventuelt gjøres grep for å stanse bruken? → *den militære bruken har her opphørt, men at det foregår kjøring i forbindelse med ulike sivile aktiviteter (vedhogst, elgjakt, reindrift etc.)*

b) Hvordan er inngrepet i forhold til andre inngrep i området? → *dette eksemplet er et sidespor av et ca. 17 km langt hovedkjørespor som er nedlagt som militært kjørespor, vegetasjon rundt inngrepet er relativt intakt*

c) Er inngrepet stabilt eller øker det i omfang (som resultat av erosjon) → *det er noe erosjon i deler av de fuktigste partiene*

d) Hvordan er jord- og fuktighetsforholdene? → *vi antar at det er mye finstoff i jorda i hele inngrepet og at det varierer fra svært bløtt til svært tørt (spesielt bløtt på våren, og da er det også en del fuktighet i de tørreste delene av inngrepet)*

e) Er naturlig gjenvekst i gang? Hvilken vegetasjon kommer? → *vi antar at det er noe oppslag av gras i fuktige partier, ingen vegetasjon der det står vann, på rabben i bakgrunnen er det spredte små spirer av gras og noe mose*

Forslag til tiltak

a) Naturlig gjenvekst eller aktive tiltak? (jfr. kapittel 8.3.2.1)

Naturlig gjenvekst i de fuktigste delene av inngrepet vil gå raskere og gi en mer naturlig vegetasjon dersom det gjøres noe tilrettelegging i overflata. I de tørre delene av inngrepet vil det ikke skje naturlig gjenvekst innen et 20-års perspektiv. Det er større fare for fortsatt kjøring dersom det ikke gjøres noen tiltak som øker gjenveksten og tilbakeføringen til naturlig tilstand. Konklusjon: det gjennomføres aktive tiltak.

b) Hvilke revegeteringsmetoder skal velges? (jer kapittel 8.3.2.2)

I de fuktige partiene må overflata formes slik at begynnende erosjonen stanses (stoppe vannstrøm) og hjulsporene fjernes. Inngrepet er såpass flatt at det trolig er tilstrekkelig å planere eksisterende jordmasser tilbake til opprinnelig overflateform. Eksisterende vegetasjon i inngrepet må ikke skades i dette arbeidet. Det er ikke nødvendig å så til med grasfrø når det er så god tilgang på fuktighet, og det er intakt grasvegetasjon rundt og delvis i inngrepet. Tilførsel av kunstgjødsel vil øke tempoet i gjenveksten de første årene, men er ikke en forutsetning for gjenvekst. I de tørre delene av inngrepet går gjenveksten svært seint. Det frarådes sterkt å så til med gras, da dette vil gi svært avvikende vegetasjons-

dekke og den langsiktige effekten er usikker i denne typen inngrep. Det finnes finstoff i den stabile overflatejorda og naturlig gjenvekst så vidt har kommet i gang, og forsiktig omrøring i overflata (med rive) vil utløse spiring av stedegne frø og også øke stoffomsetningen (gi mer tilgjengelig nitrogen). Ytterlige økning i gjenveksten kan oppnås med tilførsel av ei blanding av gjødsel, kalk (granulert dolomittkalk), vatn og alginat. Dette krever bruk av tankbil, helikopter eller 4-hjulinger, og er dermed et kostbart tiltak ute i terrenget, med fare for nye inngrep. Alternativt kan det tilføres gjødsel for hånd i de mest synlige delene av inngrepet, men det kan tillates at gjenveksten går seinere i de delene som ikke er så godt synlig fra hovedsporet. Tilførsel av gjødsel vil gi tydelig avvikende farge på vegetasjonen de første par årene, og større andel gras enn i omkringliggende vegetasjon.

8.4 Prioritering av tiltak

Prioritering av tiltak må foregå langs flere akser. Det må gjøres prioriteringer av hvilke inngrep og i hvilke områder det skal gjennomføres tiltak, og i hvilken rekkefølge områdene skal behandles. Både økologiske, økonomiske tekniske/praktiske og politiske vurderinger er en del av denne prioriteringen. Deretter må det prioriteres mellom ulike metoder.

Ulik forventet bruksintensitet setter ulike krav til forebyggende tiltak, og gir også ulike forventninger til hvordan et område skal komme til å se ut. Det er viktig å formidle planer for bruk og inngrep i et område ut til andre brukere, slik at det skapes realistiske forventninger til hvordan området kommer til å se ut over tid. Slik informasjon er et viktig konfliktforebyggende tiltak. Det er også et krevende tiltak for Forsvaret, spesielt dersom bruken får andre konsekvenser enn forutsett.

På mange måter er vurderingene som ligger til grunn for prioriteringer de samme der det skal gjennomføres forebyggende tiltak som der det skal repareres etter inngrep. Nedenfor følger noen generelle retningslinjer som kan være nyttige for å lage en plan for gjennomføring av tiltak. Selve utarbeidelsen av planer for tiltak i områdene bør ideelt sett utarbeides av Forsvaret med innspill fra og i samarbeid med fagbiologisk personale. På denne måten kan både brukerhensyn og biologiske hensyn ivaretas på en mest mulig optimal måte.

8.4.1 Forebyggende tiltak

Kanalisering av virksomhet bort fra noen områder og over til andre er det viktigste forebyggende tiltaket. Bruk av kart med inntegnet informasjon om viktige biologiske forekomster og spesielt sårbare områder bør være sentrale i planlegging av all øvingsvirksomhet. Slike kart gjør det mulig å styre aktiviteten bort fra områder med (i prioritert rekkefølge):

1. BM-områder (områder registrert som spesielt viktige i biomangfoldkartlegging, dvs. med høy biologisk verdi jfr. DN håndbok 13), dvs. med forekomst av rødlistearter, forekomst av trua naturtyper, etc. Dette inkluderer også sumpskogsområder med treboende lav nevnt i Kap. 3 hvor rydding og hogst bør unngåes.
2. områder med lav slitestyrke, dvs. områder med spesielt sårbare grunnforhold og vegetasjonstyper som tåler lite slitasje før det oppstår inngrep (dette kan variere gjennom året, mer beskrivelse av tiltak i kapittel 8.3.1), eks. myr, tørr hei med tynt vegetasjonsdekke
3. naturtyper med svak regenereringsevne, dvs. dårlig naturlig gjenvekst etter inngrep (skrinn rabbevegetasjon i fjellet, våtmark/myr i hellende terreng)
4. områder der det vil være spesielt krevende å gjennomføre revegeteringstiltak av økologiske og tekniske årsaker (eks. områder langt utenfor etablert vegnett, stor fare for nye skader, inngrep som krever svært spesielle revegeteringsmetoder)

Ved å kanalisere aktiviteten til områder der det allerede foregår mye aktivitet kan mer urørte områder spares. Dette innebærer at noen områder må oppfattes som ”tapt”, og da er det generelt best å kanalisere videre bruk hit framfor å utvide ødeleggelsene.

Landskapsmessige og estetiske vurderinger må vurderes grundig i forhold til prioritering av aktivitet mellom områdene. Inngrepenes synlighet i nær- og fjernvirkning er avgjørende for hvordan de oppfattes av omgivelsene og andre brukere. I en totalvurdering av hvilke områder som skal få økt eller minimal bruk må også områdenes verdi for annen eksisterende bruk (rekreasjon, næringsliv) inngå.

Forsterking av eksisterende traséer er også et vesentlig tiltak for å hindre nye skader ute i terrenget (beskrevet i kapittel 8.3.1). Hvilke områder man bør prioritere i forhold til forsterking følger av lista beskrevet i over, samt i retningslinjer for prioritering av områder for revegetering i neste kapittel.

8.4.2 Reparerende tiltak

Prioritering av områder som trenger revegeteringstiltak i forhold til områder der naturlig gjenvekst er tilstrekkelig er både et spørsmål om økonomi og økologi. Revegetering er kostnadskrevende og den aller beste løsningen, både økologisk og økonomisk, er å unngå at nye inngrep oppstår. Dersom inngrep har oppstått er det enkleste og billigste tiltaket å satse på naturlig gjenvekst. Ved å satse på naturlig gjenvekst i de inngrepene der dette er en god løsning vil det bli frigitt ressurser til krevende tiltak i andre inngrep. Deretter kommer den vanskelige oppgaven å prioritere mellom alle inngrepene der det er klart behov for aktive tiltak.

Når bør det *ikke* gjennomføres revegeteringstiltak?
Det er umulig å gi en absolutt fasit for når det skal satses på naturlig gjenvekst framfor gjennomføring av aktive revegeteringstiltak. Det må gjøres økologiske vurderinger (jfr. kapittel 8.2.2) i hvert konkretet tilfelle, og det vil være en stor fordel om fagpersoner med økologisk kunnskap bidrar i dette arbeidet. Men for å illustrere hvilke vurderinger som bør være sentrale, gis noen eksempler på situasjoner der det ikke bør gjennomføres revegeteringstiltak:

- inngrep der naturlig gjenvekst har kommet i gang, og der aktive revegeteringstiltak vil forsinke eller forstyrre gjenveksten eller føre til nye inngrep
- områder der skadebildet vurderes som lite dramatisk, og der det ikke er økologisk eller samfunnsmessig behov for økt tempo i gjenveksten (eks. ikke fare for erosjon, ”ser ikke så ille ut”)
- områder der det ikke er ønske om å bruke økonomiske ressurser på tiltak, fordi inngrepene blir vurdert som ikke å ha stor negativ konsekvens for økosystemet samtidig som de ikke er til direkte sjenanse for andre brukere
- områder der det med stor sannsynlighet vil oppstå tilsvarende inngrep i framtida (her kan det eventuelt vurderes tiltak som kan bedre slitestyrken, jfr. kapittel 8.3.1)
- inngrep som er omsluttet av områder med store skader som ikke skal repareres

Prioriteringer mellom områder og enkeltinngrep
I områdene som denne rapporten omhandler er det mange inngrep der naturlig gjenvekst ikke er tilstrekkelig, og det er dermed nødvendig å gjennomføre aktive revegeteringstiltak. Innenfor økonomiske og tidsmessige rammer er det sjelden anledning til å gjennomføre alle ønskede tiltak, og utfordringen blir da å prioritere mellom enkeltinngrep, dvs. hvilke inngrep skal man bruke ressurser på og i hvilken rekkefølge. Heller ikke her er det mulig å lage en fullstendig fasit, men det skisseres noen økologiske retningslinjer (ikke prioritert rekkefølge) som bør ligge til grunn ved prioritering av enkeltinngrep er (etter Hagen 2003b):

- er det fare for økt skadeomfang som følge av erosjon dersom det ikke gjennomføres tiltak
- vil tilbakeføring medvirke til å gjenskape miljø for spesielle arter, samfunn eller økosystem
- har inngrepet stor negativ konsekvens for den økologiske helheten i området (prioritering av inngrep må tilstrebe helhet)
- vil tilbakeføring føre til restaurering av vannveier og naturlige løp (hydrologi)
- føre-var-prinsippet (er det stor usikkerhet om den langsiktige effekt av tiltak, eller er det svært usikkert hva som vil skje dersom det ikke gjennomføres tiltak)
- er det fare for nye inngrep i forbindelse med gjennomføring av revegeteringstiltakene
- oppfattes inngrepet som dramatisk i forhold til naturopplevelse og naturverdier i et landskapsperspektiv

I tillegg til økologiske vurderinger kan også andre forhold påvirke prioritering mellom områder. Tekniske og økonomisk forhold vil nødvendigvis påvirke hva som kan gjennomføres. I tillegg kan det av rent politiske årsaker være ønske om å reparere inngrep for å forebygge eller redusere konfliktnivå i forhold til andre brukergrupper. Tilbakeføring av naturinngrep handler om mer enn biologi, og det er viktig å være bevisst disse sammenhengene når man tar i bruk dette som en forvaltningsstrategi i om-

rådet (Hagen 2003a). En bevissthet fra Forsvaret om reparering av skader og begrunnelse for hvorfor noen områder prioriteres framfor andre kan ha en konfliktdempende effekt i forhold til andre brukere.

Valg av revegeteringsmetode
Blant de enkelte revegeteringsmetodene som er beskrevet i kapittel 8.3.2 er noen best egna i enkelte situasjoner, mens andre metoder er egna under andre forhold. En økologisk karakteristikk av det enkelte inngrepet er utgangspunktet for valg av metode. Dersom man etter en slik vurdering står overfor valget mellom flere metoder bør generelt de ”enkleste” metodene velges, dvs. metoder som griper minst mulig inn i naturlige prosesser. Sjansen for uønskede effekter av tiltak blir dermed minst mulig. Jordbearbeiding og overflatebehandling blir her regnet som ”enklere” enn f. eks. tilsåing med fremmede grasarter. Følgende ”rangering” av metoder i denne sammenhengen ble laget i forbindelse med utredning om tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt (Hagen 2003b):

1. ikke tiltak (”hands off”)
2. jordbearbeiding i overflata
3. gjødsel
4. gjødsel + alginat
5. alginat + granulert dolomittkalk
6. oppformerte småplanter (eks. fra stiklinger)
7. flytting av vegetasjon
8. lokal jord til nytt toppdekke
9. tilsåing med stedegent frømateriale
10. tilsåing med innførte arter

Denne lista er ikke fullstendig, og omhandler heller ikke kombinasjon av metoder som kan være aktuell i mange inngrep. Valg av metoder for reparering av enkeltinngrep bør foregå i samråd med fagbiologisk personell.

8.5 Dokumentasjon, oppfølging og overvåking av gjennomførte tiltak

Gjennomførte tiltak må dokumenteres og følges opp systematisk og rutinemessig. Gjennom en enhetlig og rutinemessig dokumentasjon vil det bygges opp en erfaringsbank i Forsvaret omkring hva som er gode løsninger, og dette vil bidra til stadig bedre og mer effektive løsninger. Dermed blir det enklere å overføre kunnskap mellom ulike deler av Forsvaret, samt sikre at kunnskap ikke går tapt selv om personell med viktig kunnskap om forebyggende og avbøtende tiltak slutter.

Ved å formulere tydelige målsettinger er det mulig å gjennomføre evaluering av hvert tiltak. En slik oppfølging av gjennomførte tiltak vil ha flere funksjoner:

- evaluere effekten av enkelttiltak og totaleffekt
- være utgangspunkt for å korrigere bruk slik at målet med tiltakene kan oppfylles
- være utgangspunkt for å korrigere tiltak (endre løsningene, ved uønsket effekt eller manglende effekt av tiltak)
- gjøre det mulig å vurdere forvaltningen av områdene i forhold til framtidige planer
- følge vegetasjonsutviklingen (relatert til metode/tiltak, utvikling over tid) i områdene

Kapittel 9

SAMMENFATNING OG KONKLUSJONER

Hans Tømmervik
Lars Erikstad
Karl-Birger Strann

(NINA)

9.1 Innledning

Prosjektet *Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvaret sin virksomhet i Troms ("Tromsundersøkelsen")* har undersøkt i hvilken grad naturmiljøet i Troms og nordre Nordland er påvirket av Forsvarets aktiviteter. Undersøkelsesområdets størrelse er på 9380 km^2. Undersøkelsen omfatter skyte- og øvingsfelter, nærøvingsområder, ilandstigningsområder, samt kartlegging av terrengsakser utenfor skyte- og øvingsfelter og kjøreløyper opp til oppstillingsområder for militær kommunikasjon og etterretning. Totalomfanget av skader og influensområder er kartlagt og dokumentert ved hjelp av feltarbeid og fjernmåling (satellitt- og flybilder) og her har man dels kartlagt både lengder av kjørespor og arealer med store skader og slitasje samt infrastrukturområder.

9.2 Skalaforhold og sammenhengen mellom de fire første delundersøkelsene

De fire første kapitlene i rapporten omfatter områder av ulik størrelse som inneholder alt fra små nærøvingsområder til store skyte- og øvingsfelt og her måles egenskaper som i utgangspunktet er av ulik karakter. De fire delundersøkelsene (Kapittel 1-4) beskriver forhold og endringer i habitategenskaper som er viktige for dyre- og plantelivet. Dette gjør det mulig å se sammenheng mellom fysiske og biologiske prosesser. Forskjellene i romlig skala i de fire delundersøkelsene gir oss muligheten for lettere å se sammenhengen mellom lokale og regionale konsekvenser av de ulike skadetypene. Kapittel 5 og 6 ses derfor i lys av resultatene i de første fire kapitlene. Tabell 9.1 viser forholdet i skala mellom de fire delundersøkelsen som er presentert i kapitlene 1-4, hvilke parametre som er vurdert og hovedkonklusjoner.

Tabell 9.1. Skalaforhold og sammenheng mellom de fire delundersøkelsene: *Geologisk kartlegging (Kapittel 1), Effekter av militær aktivitet på naturtyper, Flora og vegetasjon i delområder (Kapittel 2), Kartlegging av terrengkader innenfor skytefelter (Kapittel 3) og Kapittel 4 Kartlegging av terrengskader utenfor skyte- og øvingsfelter, er også tatt med i tabellen.*

Kapittel	Skala områdestørrelse	Sentrale parametere	Konklusjoner
1. Geologisk kartlegging	1:20000 1:250 000 Hele undersøkelses-området	Jordart Jordfuktighet Omregnet til sårbarhetsklasser	Høy teknisk sårbarhet på fuktige naturtyper særlig i hellende terreng. Høy teknisk sårbarhet på koller og rabber der det er et tynt løsmassedekke eller et tynt organisk lag over fast fjell.
2. Effekter av militær aktivitet på naturtyper, flora og vegetasjon i delområder	1:5000 (Økonomisk kartverk med DMK) Plot med direkte observasjon ned til 0,5 x 0,5 m. 1-2 km^2 testområder.	Artsregistreringer, vegetasjonstyper. Naturtyper basert på terreng og digital markslagsinformasjon (DMK)	Relativt stor belastning på sårbare naturtyper som myr. Også på koller og rabber der kjøringen har vært intens. Registrert tilbakegang av arter i myr (hovedsakelig moser). Overgang fra fastmattevegetasjon til vegetasjon preget av høyere vannstand og generelt våtere miljø. Uendret artsantall på fastmark, men reduksjon i lavarter på bekostning av moser. Klimaksarter redusert og erstattet med pionérarter av gras og moser.
3. og 4. Kartlegging av terrengskader	30 m oppløsning i satellittdata med trolig nøyaktighet i vegetasjons-klassifikasjon på nær 80 %. Kjørespor registrert på satellittdata med 1 og 0,72 m romlig oppløsning (hovedskytefeltene) Flybilder-ortofoto (20-35 cm romlig oppløsning) innenfor de små skyte- og øvingsfeltene	Refleksjon i ulike lysbølgeintervaller. Tolket og kalibrert til vegetasjonstypekart.	Skader særlig på myr detekteres lett med høyoppløselige satellittdata, samt flybilder. Størst tolkingsusikkerhet for myr og snøleier når det gjelder satellittbasert vegetasjonskart. Størst skade registrert i naturtypen myr. Relativt lite skade registrert utenfor øvingsområdene.

9.3 Slitasjeskader, sårbarhet og biologiske mangfold

Det visuelle skadebildet reflekterer i stor grad ulik sårbarhet for terrengslitasje som har sin bakgrunn i ulike egenskaper til substrat, fuktighetsforhold og terreng (kapittel 1). Kjøring i terreng der substratet har liten bæreevne, gir rimeligvis mer omfattende skader enn der bæreevnen er god. På den annen side skades vegetasjonen på en del tørre substrater lett ved slitasje. Slitasjeskader har normalt karakter av at vegetasjon blir fjernet og underliggende substrat blir blottet. Dette gir grunnlag for etablering av nye arter i forbindelse med naturlig gjengroing, slik at artsmangfoldet i forbindelse med slike skader kan økes (kapittel 2). Dette illustrerer at ikke enhver økning i biologisk mangfold (målt som artsdiversitet) i et gitt område representerer økt naturverdi. For en helhetlig vurdering av betydningen for biologisk mangfold må både naturtilstand og naturtype tas i betraktning. Primære slitasjeskader vil imidlertid kunne gi grunnlag for mer permanente endringer for eksempel av fuktighetsforholdene i myr og i forbindelse med vannerosjon i hellende terreng og vinderosjon på rabber. I tillegg til dette så vil forstyrrelser kunne påvirke dyrelivet der bruksfrekvensen av områdene er stor.

9.3.1 Kartlegging av kjørespor, kjøreskader og infrastruktur innenfor Mauken, Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelter (hovedskytefeltene)

Lengden av registrerte kjørespor innenfor hovedskytefeltene er beregnet til litt i overkant av 1000 km (kapittel 3). For å analysere kjørespormønsteret i forhold til biologisk mangfold ble det introdusert en influenssoner på henholdsvis 10, 25 og 50 m på begge sider av sporet. I kapittel 4 er det også beregnet en influenssone på 5 m. Influenssonen representerer ulik breddeforståelse for skade langs sporene, der 5 m influenssone nærmer seg direkte primær påvirkning og de øvrige sonene i stadig økende grad fanger opp mer indirekte påvirkning. Eksempelvis ligger fluktavstanden for mange dyr og fugler innenfor en avstand av 50 - 100 m, mens elg og rein kan skremmes på flere hundre meters avstand. I områder med tett og komplisert spormønster vil en influenssone også dekke opp nettverk av parallell- og tverrspor som det er praktisk umulig å digitalisere. Influenssonene bør oppfattes som en gjennomsnittlig tilnærming, der ulik bredde har ulik relevans i forhold til varierende problemstillinger (se ellers kapittel 3.2.2.5 for nærmere definisjon av de ulike influenssoner.

Det er beregnet areal for breddene av de ulike influenssoner langs med kjøresporene. Den største influenssonen på 50 m på hver side av sporet er ment å dekke opp mindre tverr- og parallellspor i områder med tett spormønster, sekundære virkninger knyttet til erosjon, forsumpning eller opptørking av myr og våtmarker etc., samt til en viss grad dekke opp forstyrrelsessoner (bevegelse og støy) for dyre- og fuglelivet. Denne største influenssonen har til sammen et areal på 55,7 km^2 (16,8 %) av et totalt areal på 334 km^2. Områder med registrert infrastruktur (skytebaner og andre tilsvarende anlegg) utgjorde ca. 2,5 km^2, mens veier utgjorde 5,9 km^2. Dette betyr at andelen skadete/influerte områder samt infrastrukturområder samlet utgjør 19 % av totalarealet hvis det brukes influenssone på 50 m. Med en influenssone på 10 m så vil skadet/influert område (inkludert infrastruktur) utgjøre ca. 26 km^2, som er i underkant av 8 % av totalarealet. I Mauken skyte- og øvingsfelt utgjorde skade- og influenssonene (Kapittel 3) beregnet med bredeste influenssone 22 % av totalarealet på 40,8 km^2, mens de i Blåtind utgjorde 16,5 % av 140,9 km^2 og i Setermoen 15,7 % av totalarealet på 152,3 km^2. Når en sammenholder de arealer som er skadet med arealene som er uskadet innenfor skyte- og øvingsfeltene så utgjør de skadete/influerte arealene i verste fall opp til 20 % av totalarealet. Det betyr at 80 % av arealene har få eller ingen skader av barmarkskjøring og annen slitasje. Analyserer man resultatene relatert til vegetasjonstyper og naturtyper så forholder det seg noe annerledes. Sårbare vegetasjonstyper som ris-/tuemyrer, starrmyrer og ris-/viermyrer, samt den åpne lavfuruskogen er de typer som er mest skadet eller påvirket innenfor skyte- og øvingsfeltene i Troms (Kapittel 3). Tabell 2 er en oppsummering av tabeller fra kapittel 3 slått sammen i overordnede natur-/vegetasjonstyper (skog, myr og fjell og impediment (bart berg, snø og vatn. Tabell 2 viser at myrarealene var den kategorien som er relativt mest berørt av denne type skader (fra i overkant av 13% av totalarealet når man regner en influenssone på 10 m til i underkant av 40 % med en influenssone på 50 m), mens fjell og skog var mindre påvirket. De arealmessig største skadene på myr ble registrert innenfor Mauken og Setermoen skyte- og øvingsfelter, mens myrene i Blåtind var mindre skadd. For rikere skogtyper som høgstaude- og lågurtskoger som har høyt biologisk mangfold, lå skadeomfanget på 25 % av totalarealet for høgstaudeskog og 13 % av totalarealet for lågurtskog innenfor 50 m influenssone.

Tabell 9.2. *Andel skade- og influenssoner (i prosent og kvadratkilometer) på 10, 25 og 50 m på hver side av kjøresporene relatert til totalarealene av naturtyper i hovedskytefeltene.*

Naturtyper	Skytefelt totalt		Kjørespor / influenssoner					
	Totalareal		Skade og influ-enssone 10 m		Skade og influ-enssone 25 m		Skade- og influ-enssone 50 m	
	Km^2	%	Km^2	%	Km^2	%	Km^2	%
Skog	112,4	33,7	8,1	7,2	15,7	14,0	25,9	23,0
Myr	18,0	5,4	2,4	13,3	4,7	26,1	6,8	37,8
Fjell	146,7	41,5	7,0	4,8	14,5	9,9	22,2	15,1
Impediment (berg, snø, vatn)	56,5	16,9	0,2	0,3	0,4	0,7	1,0	1,7
Total	334,0	100,0	17,7	5,3	35,3	10,6	55,7	16,7

9.3.2 Kartlegging av skader innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene

Innenfor de mindre skyte- og øvingsfeltene Elvegårdsmoen, Ramnes, Trondenes, Åsegarden og Sørlimarka, utgjør kjørespor og infrastruktur (veier, standplasser etc.) henholdsvis 0,3 km^2 og 1,5 km^2. Dette utgjør totalt 10 % av totalarealet innenfor disse skytefeltene. Her er forøvrig ikke arealtall for Sørlimarka tatt med på grunn av manglende flybildedekning. Når det gjelder fordelingen av skadene innenfor de små skyte- og øvingsfeltene så utgjorde infrastruktur og kjøresporskader ca. 40 % av arealet innenfor Elvegårdsmoen, mens det for Ramnes var mindre skader (kap. 3.5).

9.3.3 Slitasjeskader og teknisk sårbarhet

De tre undersøkelsene beskrevet i kapittel 1, 2 og 3 gir et konsistent bilde av konsekvensene av skader i de ulike skyte- og øvingsfeltene. Geologisk kart gir et godt overordnet bilde på terrengets sårbarhet i forhold til slitasje og skade og er egnet for planlegging av kommende kjøreaktivitet på overordnet nivå. For å kunne kartlegge og analysere disse skadene på et mer detaljert nivå må man imidlertid benytte kartmateriale i mer detaljert målestokk, for eksempel økonomisk kartverk med digitale markslagskart eller vegetasjonskart, eventuelt supplert med flyfoto og feltbefaring. Det er registrert størst frekvens av kjørespor innenfor områder (som myr) med høyest teknisk sårbarhet. Her må man imidlertid være oppmerksom på at det kan være noe forskjell i registreringssuksess (kapittel 3) mellom de ulike klassene i sårbarhetskartet i og med at kjøring i sårbare naturtyper naturlig nok vil ha en tendens til å føre til mer synlige sporskader enn kjøring i ikke sårbare naturtyper. Man ser likevel ut fra de andre undersøkelsene at kjørefrekvensen i sårbare naturtyper som myr er høy og det antas derfor at det samme resultatet kan gjenspeiles på de ulike skalanivåene og med ulikt data- og skalagrunnlag slik som vist i kapitlene 1, 2 og 3.

9.3.4 Kartlegging av skader utenfor skyte- og øvingsfeltene

Totalt ble ca. 245 km med terrengakser, traséer opp til oppstillingsplasser og i nærøvingsområder og andre kjøretraséer utenfor skyte- og øvingsfeltene analysert og befart i felt og med helikopter (kapittel 4). Arealet med store skader (5 m influenssone) langs med kjøresporene ble beregnet til ca 1,2 km^2. Skadeeffekten relatert til vegetasjon ble beregnet ved hjelp av satellittbaserte vegetasjonskart. Det ble ikke registrert store skader på naturtyper med høyt biologisk mangfold (bl.a. rikere myrtyper og rikere skog) og den totale belastningen av Forsvarets aktivitet vurderes som liten. Innenfor nærøvingsområder tilknyttet Setermoen, Heggelia og Skjold garnison ble det totalt skadde området beregnet til ca. 3 km^2. Totalt så utgjør terrengskader og infrastruktur langs med terrengakser og i nærøvingsområder ca 4,2 km^2 som må sies å være lite i forhold til totalarealet av undersøkelsesområdet så vel som totalarealet av nærøvingsområdene.

I motsetning til registreringene innenfor de store skyte- og øvingsfeltene ble størst frekvens av kjørespor observert innenfor områder med relativt lav terrengsårbarhet, altså de områder som har høy

bæreevne for kjøretøyer. Dette har trolig sammenheng med at Forsvaret har tatt mer hensyn til naturmiljøet utenfor enn innenfor skyte- og øvingsfeltene.

9.3.5 Skader innenfor de mest belastede områdene

I konsentrerte områder innen skytefeltene og nærøvingsområdene er det et tildels omfattende skadebilde knyttet fremfor alt til kjøring i terrenget, infrastruktur og ulike typer sprengning og slitasje i forbindelse med oppstillings- og standplasser for skyting med panser- og stridskjøretøyer. Stedvis er skadeomfanget arealdekkende og naturen så fragmentert at det er vanskelig å finne lommer med noenlunde urørt natur innimellom skadene. Dette gjelder imidlertid bare avgrensede og få områder innenfor skyte- og øvingsfeltene samt noen av nærøvingsområdene. Når en sammenholder det som er registrert av kjøreskader, øvrige skadeområder og infrastruktur innenfor skyte- og øvingsfelter, oppstillingsområder, nærøvingsområder og terrengakser med totalarealet av naturtyper med potensial for høyt og sårbart biologisk mangfold, er det totale skadebildet av Forsvarets aktiviteter i Troms lite.

Innenfor skytefeltene har aktivitetene hatt størst innvirkning på myr, men selv her er det totalt berørte myrarealet (hvis en regner en 50 m bred influenssone på hver side av for eksempel kjørespor) bare 1,4 % av totalarealet av myr innenfor hele området (kapittel 3 og kapittel 4). Tilsvarende ser en at de skader som er registrert i områder med høyt biologisk mangfold, er små i forhold til totalarealet av tilsvarende områder innenfor Troms og nordre Nordland. Det samme gjelder andre naturtyper med potensielt høyt biologisk mangfold som reinroseheier (Engelskjøn og Skifte 1995), alpine snøleieenger (Engelskjøn og Skifte 1995) og rikskoger (Fremstad og Normann 1982, Thannheiser et al. 2005).

9.3.6 Evaluering av skadereparasjoner

Det er gjort en evaluering av gjennomførte avbøtende tiltak i regi av Forsvaret (Miljøvernoffiserene ved Troms Garnison) for en del kjørespor langs de undersøkte terrengaksene (kapittel 4). Revegeteringstiltakene viser god virkning m.h.t. reparasjon, rehabilitering og gjengroing. For eksempel viser resultatene at kjørespor av CV-90 (panservogn) som ikke var reparerte hadde en vegetasjonsandel på 45%, mens de revegeterte sporene hadde en vegetasjonsandel på over 80%. I tillegg var andelen av blottlagt grus, jord, humus, og stein lavere i de reparerte kjøresporene sammenliknet med de sporene som ikke var reparerte. Den samme tendensen ser man m.h.t. reparerte beltevognspor. Flesteparten av de reparerte kjøresporene var registrert i områder med stor terrengsårbarhet. Det viser trolig en bevisst prioritering fra Forsvarets side som synes å ha god effekt.

Regenereringsevnen for kalkrike vegetasjonstyper med tilgang på fuktighet (som rikere skoger) ser ut til å være høy. Dette innebærer at kjørespor i slik vegetasjon blir delvis restaurerte gjennom naturlige gjengroingsprosesser i løpet av bare noen år (Thannheiser et al. 2005b). Det finnes i dag ikke mange skogsområder med tydelige kjørespor, til tross for at det her tidligere har vært mangeskader fra militær barmarkskjøring (jfr. kapittel 4).

9.4 Skader og effekter på dyrelivet

Det fysiske skadebildet påvirker habitatkvalitet for smågnagere og fugl på flere måter (kapittel 5 og 6). På den ene side skapes nye mikrohabitat, noe som vises spesielt i rabbeområdene ved at plantediversiteten stiger ved moderat skade (Kapittel 2). Dette kan imidlertid oppfattes som en tidlig revegeteringsfase og vil ofte resultere i en temporær økning i artsdiversiteten i området i form av pionérarter som vil gå tilbake ved eventuell rehabilitering eller naturlig revegetering. Dette illustrerer at ikke enhver økning i biodiversitet (målt som artsdiversitet) i et gitt område representerer økt naturverdi. På den andre siden vil omfattende kjøring på koller og rabber føre til reduksjon av eksisterende habitat uten nyetablering av habitat med tilstrekkelig kvalitet. I tillegg kommer muligheten for at høy kjørefrekvens eller mye kjøring i uheldige perioder (for eksempel hekkesesong for fugl) fører til forstyrrelse av dyrelivet.

Kapittel 5 som omhandler fuglelivet viser i denne sammenheng at det var påvisbare forskjeller med hensyn til lavere tetthet når det gjelder hekkende vadefugl innenfor naturtypen myr innenfor skyte- og øvingsfelt sammenlignet med kontrollområder utenfor. Det er også påvist forskjeller i fuglefaunaen

mellom områder som ligger inne i skyte- og øvingsfeltene. Områder med mye kjørespor (Setermoen) har både lavere diversitet og tettheter enn områdene som er mindre berørte (Mauken og Blåtind). Det er sannsynlig at disse forskjellene delvis kan tilskrives kjøreløypene/sporene og forstyrrelsene denne aktiviteten medfører. Det er imidlertid ikke klart om dette er et resultat av direkte habitatødeleggelse eller indirekte effekter på grunn av endret tilgang på mat og/eller hekkemuligheter innenfor myrsystemene. Imidlertid er det kun langtidsstudier som med sikkerhet kan fastslå hvor stor andel av de påviste endringer som er forårsaket av Forsvaret og dets aktiviteter i skyte- og øvingsfeltene. Svært få forekomster av hekkende rovfugl gjorde det umulig å vurdere eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på denne delen av fuglefaunaen.

Det ble ikke påvist målbare forskjeller i fuglefaunaen i ilandstigningsområdene sammenlignet med kontrollområdene (kapittel 5). Sannsynligvis er fuglefaunaen over tid tilpasset det aktive kulturlandskapet ved at de artene som fremdeles hekker her tåler mye forstyrrelser i landskapet, også inkludert de påvirkninger som Forsvaret tilfører områdene. I tillegg så foregår de fleste ilandstigningsoperasjoner i områdene vinterstid noe som betyr at de i hovedsak foregår på frossen mark og utenfor hekketiden for fugler.

Når det gjelder smågnagere (kapittel 6) så viser resultatene fra langtidsovervåkingen i nærheten av Mauken skyte- og øvingsfelt at det var svært lave tettheter av smågnagere som følge av toppår i 2001 og med etterfølgende bestandskrasj i 2002 (Strann et al. 2002). Det ser ut til at intervallet mellom toppår i området Mauken-Blåtind er større enn det som har vært beskrevet før (3-4 år) og nok er 5 år som for eksempel i Kilpisjärvi og store deler av Finnmark. Befaringer i form av snøsporing innenfor skyte- og øvingsfeltene (se figur 6.1 i kapittel 6), samt fellefangst i nærliggende områder i årene 2003 og 2004 viste lave tettheter av både smågnagere og deres predatorer, og det er derfor ikke mulig å vurdere med nok statistisk styrke eventuelle effekter av Forsvarets aktiviteter på småpattedyrsamfunnet.

Siden direkte observasjoner av mulige effekter av Forsvarets virksomhet på smågnagere ikke var mulig pga. de over nevnte lave populasjonstettheter, er mulige effekter av Forsvarets aktiviteter vurdert på grunnlag av eksisterende kunnskap om habitatvalg blant de fem arter av gnagere som finnes i nordnorske fjell, skoger og myrer. Vurderingene er gjort ut i fra observerte endringer i habitattyper som er gjort i de andre kapitlene. Effektene er trolig mest knyttet til fragmentering av leveområdene, samt at smågnagere blir utsatt for predasjon av rovfugl/rovdyr. To arter (rødmus og markmus) er generalister som trolig er lite påvirket av barmarkskjøring. Gråsidemus er en lyngmarkspesialist, og den kan bli påvirket lokalt av slitasje eller fragmentering av areal med lyngmark. Men ettersom arealet av lyngmark innenfor hovedskytefeltene utgjør ca. 25% av totalarealet og at det i tillegg er en del lyngmark i de andre vegetasjonstypene, ansees dette ikke som et problem verken innenfor hovedskytefeltene eller på regionalt nivå. Lemen, som er en fjellart og mosespesialist, kan lokalt bli påvirket av Forsvarets aktiviteter i områder med snøleier hvor arten overvintrer. Fjellrotte er en myrspesialist, og denne arten kan bli spesielt påvirket om barmarkskjøring eller andre aktiviteter ødelegger eller fragmenterer vierkratt.

Forsvarets aktiviteter kan derfor ha negative effekter lokalt, spesielt i myr- og fjellhabitater. Effekter på smågnagerdynamikken på en større, regional skala er imidlertid ikke sannsynlig på grunn av det relativt begrensete arealet som er påvirket. Fordi dynamikken av smågnagere og deres predatorer i nordlige Fennoskandia har endret seg de siste årene (uten at årsakene er kjent), er det viktig at eventuelle vurderinger av effekter av Forsvarets aktiviteter i fremtiden også tar hensyn til de endringer som har skjedd på en større skala. De lokale effektene må man imidlertid undersøke nærmere når populasjonstetthetene er høyere.

9.5 Effekter på spesielt sårbart biologisk mangfold

Når det gjelder direkte skader i områder som er registrert som spesielt viktige for biologisk mangfold (sammenveide BM-områder ut fra viktige naturtyper, vilt, ferskvann og rødlistearter) ble det innenfor de store skyte- og øvingsfeltene Mauken, Blåtind og Setermoen bare påvist moderate kjøreskader (Tabell 3). Et unntak her er noen av B-områdene i Setermoen skyte- og øvingsfelt (Tabell 3) hvor det var en relativt stor frekvens av kjørespor (9,2 % av totalarealet av B-områdene). Det er imidlertid stor variabilitet m.h.t. kjørespor fra område til område (fra få/ingen spor til større frekvens av kjørespor) og dette gjelder også innenfor de sammenveide B-områdene i Setermoen. Skadeomfanget her påvirker

kvaliteten innenfor disse områdene merkbart og dette er ikke akseptabelt hvis man ønsker å ivareta biologisk mangfold innenfor disse områdene på Setermoen. Effektene av infrastruktur på biologisk mangfold er vurdert til å være liten i hovedskytefeltene, mens de for de små skyte- og øvingsfeltene vurderes som variable (Kapittel 3) fra små (Ramnes) til større (Elvegårdsmoen).

A-, B- og C-områder refererer til en verdiskala som er definert av DN (1999a). Generelt bør det fremholdes at planlegging av fremtidig kjøring bør gjøres slik at sårbare og verdifulle naturtyper (sammenveide BM-områder) i størst mulig grad unngås for å ivareta det biologiske mangfoldet. Dette gjelder spesielt områder som er registrert etter DNs håndbøker, men også andre områder med særlig stor sårbarhet ovenfor terrengslitasje. Kjøring med tunge kjøretøyer og kjøring i konsentrerte områder som fører til stor sportetthet, bør i størst mulig grad holdes i områder der eksisterende skader allerede er store. Ved behov for faste kjøreløyper over myr og fuktige naturtyper bør teknikker med kjørenett for forsterkning av terrengets bæreevne vurderes. I områder med til dels store skader som ikke lenger omfattes av øvingsaktivitet bør restaureringstiltak med revegetering vurderes. Det henvises forøvrig til kapittel 8 for forslag til mer detaljerte tiltak.

Tabell 9.3. *Frekvens av kjørespor relatert til BM-områder i de store skyte- og øvingsfeltene Mauken, Blåtind og Setermoen. Antall lengdemeter med kjørespor er ca 10 pr. piksel. * målt som piksler (se kapittel 2 og 3).*

Område	**Totalt areal i daa**	**% spor av totalareal (BM-kategori)***
Mauken- Blåtind A	9865	3,3
Mauken-Blåtind B	7430	1,4
Mauken-Blåtind C	150	4,3
Setermoen A	4410	0,2
Setermoen B	2028	9,2
Totalt	**23884**	**2,2**

I de mindre skyte- og øvingsfeltene Trondenes, Åsegarden, Sørlimarka, Ramnes og Elvegårdsmoen ble det registrert relativt få skader (barmarkskjøring og infrastruktur) som var i direkte konflikt med BM-områder. Det ble registrert en del skader ellers i disse skyte- og øvingsfeltene. Da arealene av disse øvingsfeltene er små (ca. 22 km^2) er de arealer som er skadet eller influert (fragmentert) innenfor de mindre skytefeltene små relatert til arealet av hele undersøkelsesområdet.

Hvis en sammenfatter de ulike delundersøkelsene er det særlig omfanget av barmarkskjøring på myr som negativt påvirker biologisk mangfold innenfor skyte- og øvingsfeltene. Skader i myr er fysisk sett omfattende og tar tid å reparere. Det totale omfanget må imidlertid oppfattes som lokalt (kapittel 7). Fugleundersøkelsene (kapittel 6) antyder at slike skader trolig påvirker enkelte fuglebestander lokalt.

Skadene på rabber og koller er også generelt av lokal karakter og begrenset betydning. I områder med spesiell verdi for biologisk mangfold kan imidlertid skadene være av mer alvorlig karakter (kapittel 7). Noe av det som kjennetegner Troms er at det er relativt store arealer av reinrose- og lapproseheier innenfor fylket (Engelskjøn og Skifte 1995). Noen enkelte plantearter er det spesielt viktig å ha fokus på ved bruk av slike områder. Lapprosa *(Rhododendron lapponicum*) er en norsk ansvarsart i forhold til rødlista, da Norge har europeisk hovedforekomst. Arten kan skades på etablerte og nyetablerte oppstillingsplasser, men den motstår naturlig en del erosjon og er trolig ganske robust mot maskinelle skader. Det må allikevel tas hensyn til denne arten m.h.t. terrengkjøring i områder hvor arten er påvist. Dette gjelder særlig på kalkrike rabber i Mauken skyte- og øvingsfelt og i sammenbindingsaksen mellom Mauken og Blåtind, og de er avgrenset som BM-områder (f.eks: naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005). I tillegg så vokser høyfjellsklokke *(Campanula uniflora)* på disse rabbene, og denne arten er oppført på et forslag til rødliste for Troms av Engelskjøn og Skifte (1995). Alpine engsamfunn hvor bl.a. ansvarsarten blindurt *(Silene uralensis ssp. apetala)* vokser, er mindre skadet eller influert av terrengkjøring og andre inngrep, selv om skader er registrert også her. Blindurt står på rødlista som norsk ansvarsart da den er endemisk for Fennoskandia (finnes kun her). De største areal-

ene med høyfjellsklokke og blindurt er avgrenset som BM-områder (f.eks, naturtypelokalitet 194 i Strann et al. 2005).

9.6 Forebyggende og avbøtende tiltak

Planlegging for å forebygge negativ miljøpåvirkning i Forsvarets skyte- og øvingsområder i framtida må ha to hovedfokus: på den ene siden å unngå at nye skader oppstår, og på den andre siden å redusere den negative effekten av eksisterende inngrep. For å kunne operasjonalisere dette innenfor Forsvarets daglige aktivitet trengs formulering av konkrete tiltak, samt retningslinjer for prioritering mellom tiltakene.

For å kunne formulere tiltak som skal *forebygge nye skader* må kunnskap om sårbare naturtyper og områder kobles til kunnskap om områdenes verdi. Eksisterende kartmateriale i grov målestokk som vegetasjonskart, markslagskart, sårbarhetskart kan kombineres med terrenginformasjon, BM-data og arealdekkeinformasjon i detaljert målestokk for å gjøre detaljerte sårbarhetsanalyser og sårbarhetskart. Disse sårbarhetskartene kan brukes som grunnlag for fremtidig planlegging av øvelsesvirksomhet. På et generelt naturtype-/vegetasjonstypenivå vil det være forebyggende i størst mulig grad å unngå kjøring i myr (særlig i hellende terreng). Videre bør en unngå omfattende kjøring med tunge kjøretøy på rabber og koller med tynt løsmassedekke eller med tynt organisk dekke over fast fjell og som er lite påvirket av eksisterende skader. Kjøring i BM-områder må i størst mulig grad unngås fordi dette vil kunne medføre endringer i habitatkvalitet for de sårbare artene som finnes der.

Kanalisering av virksomhet bort fra noen områder og over til andre er det viktigste forebyggende tiltaket. Bruk av kart med inntegnet informasjon om biologisk mangfold (BM-kartlggingen i regi av Forsvaret og i regi av kommuner) og spesielt sårbare områder bør være sentrale i planlegging av all øvingsvirksomhet. Generelle forebyggende råd er:

- Planlegging av fremtidig kjøring må gjøres slik at sårbare naturtyper i størst mulig grad unngås. Det gjelder også sårbart geologisk mangfold (se kapittel 7).
- Motorisert ferdsel unngås mest mulig i myrsystemer, spesielt bør barmarkskjøringen i myrområder i Mauken-Blåtind og Setermoen skyte- og øvingsfelter minimeres.
- Motorisert ferdsel i terrenget bør unngås i perioder uten tilstrekkelig snødekke og solid tele.
- Ferdsel i hekkesesongen for fugl bør unngås i områder viktig for biologisk mangfold (sammenveide BM-områder).
- Omfattende kjøring bør i størst mulig grad holdes i områder der eksisterende skader allerede er store.
- Ved behov for faste kjøreløyper over myr og fuktige naturtyper bør teknikker som bruk av geonett eller kavlematter for forsterkning av terrengets bæreevne vurderes.

Andre forebyggende tiltak er knyttet til tekniske løsninger, som valg av kjøretøytype og hvordan kjøretøy brukes, samt planlegging knyttet til trasévalg. Det beskrives i rapporten tiltak som kan forsterke vegetasjonen, dvs. øke slitestyrken, for å hindre at kjøreskader oppstår. Økt framkommelighet på etablerte traséer kan hindre uønsket ferdsel i terrenget utenfor kjøretraseen. Tiltak som styrer tidspunkt på året for bestemte aktiviteter kan også medvirke til å redusere skadeomfanget.

Dersom skader eller inngrep oppstår må behovet for *avbøtende tiltak* vurderes. I enkelte vegetasjonstyper, eller under spesielle betingelser, vil det ikke etableres ny vegetasjon dersom det opprinnelige dekket fjernes. Ødeleggelse av tørr rabbevegetasjon og hellende myrvegetasjon er de verste tilfellene når det gjelder at det skjer en naturlig gjenvekst. I en del inngrep kan det dermed være nødvendig å gjennomføre aktive revegeteringstiltak. Utgangspunktet for en vellykket revegetering er å velge metoder og tiltak som er mest optimale i forhold til de økologiske forholdene i det aktuelle skadeområdet. I kapittel 8 finnes en gjennomgang av de faktorene som er vurdert å ha størst betydning for valg av tiltak og metoder ved reparering av inngrep.

Det finnes svært mange ulike metoder som er brukt for å gjenskape vegetasjon etter skade. Noen er veldokumenterte og vitenskapelig gjennomført, mens det for andre finnes svært lite informasjon. Metodene varierer også med hensyn til bruksområde, kostnader og tidsperspektiv. I kapittel 8 finnes en oversikt over aktuelle revegeteringsmetoder og bakgrunnen for bruken av dem.

Det er gjort en evaluering av gjennomførte avbøtende tiltak for en del kjørespor langs de undersøkte terrengaksene (kapittel 4) og disse reparasjonstiltakene viste god virkning m.h.t. gjengroing og rehabilitering.

Prioritering av tiltak må foregå langs flere akser. Det må gjøres prioriteringer mellom ulike forebyggende tiltak, og dersom skade har oppstått må det prioriteres mellom hvilke inngrep og i hvilke områder det skal gjennomføres avbøtende tiltak. Både økologiske, økonomiske tekniske/praktiske og politiske vurderinger vil være en del av denne prioriteringen, men i denne rapporten er det fokus på biologiske/økologiske forhold. Forsvaret anbefales å få på plass en metodikk samt rutiner som ved vurdering av tiltak sikrer at alle aspektene som nevnes og der disse blir vurdert ut fra både økologi, økonomi og gjennomførbarhet ut fra tekniske, praktiske og politiske vurderinger.

Der inngrep har oppstått må det vurderes om naturlig gjenvekst er en god løsning, eller om det er nødvendig å gjennomføre avbøtende tiltak. Reparering av skader er kostnadskrevende, og den aller beste løsningen, både økologisk og økonomisk, er å unngå at inngrep oppstår. Dersom inngrep har oppstått er det enkleste og billigste tiltaket å satse på naturlig gjenvekst. Ved å satse på naturlig gjenvekst i de skadeområdene der dette er en god løsning, vil det bli frigitt ressurser til krevende tiltak etter andre skader. Retningslinjer for når det bør satses på naturlig gjenvekst framfor aktive revegeteringstiltak skisseres i kapittel 8.

Ved mange skadesituasjoner er som nevnt ikke naturlig gjenvekst tilstrekkelig, og det må gjennomføres kostbare revegeteringstiltak for å rette opp skadene. Innenfor gitte økonomiske og tidsmessige rammer er det sjelden anledning til å gjennomføre alle ønskede tiltak, og utfordringen blir da å prioritere mellom enkeltinngrep, dvs. *hvilke inngrep* skal man bruke ressurser på og i *hvilken rekkefølge***.** I kapittel 8 skisseres økologiske retningslinjer som bør ligge til grunn ved prioritering av enkeltinngrep.

Gjennomførte tiltak bør følges opp systematisk og rutinemessig samt dokumenteres grundig. Her anbefales det at Forsvaret får på plass et system for å dokumentere gjennomføringen av de tiltak som er og blir gjennomført for dermed å skaffe seg en erfaringsdatabank vedrørende det å gjennomføre tiltak. Dette vil bygge opp erfaring i Forsvaret omkring hva som er gode løsninger, og bidra til stadig bedre og mer effektive løsninger.

9.7 Konklusjoner

Den overordnede konklusjonen for Tromsundersøkelsen er at Forsvarets aktivitet i Troms stedvis har hatt stor betydning på naturen lokalt i et begrenset antall områder. Skadene kan imidlertid betraktes som lokale og er ikke av stor betydning for det biologiske mangfoldet innenfor det samlede undersøkelsesområdet.

De skadede og influerte arealene innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene utgjør 66 km^2. mens de skadede og influerte arealene innenfor nærøvingområder og terrengakser utgjør 4,2 km^2. Dette utgjør vel 70 km^2 av totalarealet på 9380 km^2 innenfor hele undersøkelsesområdet .

En helhetlig oversikt som er presentert i denne undersøkelsen (kapitlene 1-4) gir grunnlag for å kunne uttale seg om skadeomfanget av Forsvarets virksomhet, og den vil bidra til å synliggjøre behovet for ulike typer av forebyggende arbeid og avbøtende tiltak (kapittel 8). Oversikten er også et godt utgangspunkt for på detaljert nivå å kunne følge den militære aktivitetens påvirkning på naturmiljøet innenfor de faste skyte- og øvingsfeltene i tiden framover.

REFERANSER OG KILDER

Angerbjörn, A., M. Tannerfeldt, and H. Lundberg. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. Ecography 24:298-308.

Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. 1988. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet sør for 74˚N30'N. Viltrapport 46. 98 pp.

Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. NINA oppdragsmelding 759: 1-35.

Bakkestuen, V., Erikstad, L., Tømmervik, H., Dahle, C. S. & Jolma, B. 2003. Kjørenettprosjektet i Halkavarre- og Porsangmoen skytefelter. Statusrapport 2003. 18 s.

Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Tømmervik, H. 2005. Utprøving av forskjellige avbøtende tiltak. (In prep)

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker – reanalyser 1998. (Terrestrial monitoring programme. Studies in vegetation ecology of boreal birch forests in Dividalen and Gutulia –reanalysis 1998.) - NINA Oppdragsmelding 612: 1-58.

Bargel, T.H. 1984: Altevatn. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart 1532 II M 1:50.000 (Med fargetrykt kart). Norges geologiske undersøkelse Skrifter 52, 31 pp.

Bargel, T.H. 1992: Kvartærgeologisk kartlegging i Bardudalen, Bardu kommune. NGU-rapport 92.248, 14 pp. 5 kart.

Bargel, T.H. 1996: Indre Troms, kvartærgeologisk kart – M 1:100.000 med beskrivelse. Norges geologiske undersøkelse.

Bargel, T.H., Bergstrøm, B. & Sveian, H. 1981: Beskrivelser til kvartærgeologiske kart. Norges geologiske undersøkelse, Rapport 1633/16, 31 pp.

Bayfield, N. G. 1996. Long-term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. - Journal of Applied Ecology 33: 1359-1365.

Bergstrøm, B. & Neeb, P.R. 1978: Reisadalen, kvartærgeologisk kart 1734 III – M 1:50 000. Norges geologiske undersøkelse.

Bergstrøm, B. 1977: Čier`te, kvartærgeologisk kart 1733 II – M. 1:50 000. Norges geologiske undersøkelse.

Bergstrøm, B. Lyså, A. & Olsen, L. 2002: Harstad kommune. Kvartærgeologisk kart M 1:60 000. Norges geologiske undersøkelse.

Bergstrøm, B., Reite, A., Sveian, H. & Olsen, L. 2001: Feltrutiner, kartleggingsprinsipper og standarder for kvartærgeologisk kartlegging ved NGU. Norges geologiske undersøkelse, Intern Rapport 2001.018, 9 pp.

Bhattacharya, U. & Parui, S.K. 1997. An improved backpropagation neutral network for detection of road-like features in satellite imagery. International Journal of Remote Sensing 18: 3379-3394.

Billings, W. D. 1992. Phytogeographic and evolutionary potential of the Arctic flora and vegetation in a changing climate. - I al, F. S. I. C. e., red. Arctic ecosystems in a changing climate. An ecophysiological perspective. Academic Press Inc, San Diego. S. 91-110.

Blikra, L.H. 1994: Tromsø 1534 III. Kvartærgeologisk kart M 1: 50.000 med beskrivelse. Norges geologiske undersøkelse.

Blomquist. S. & Elander, M. 1988. King Eider (*Somateria spectabilis*) nesting in association with Long-tailed Skua (*Stercorarius longicaudus*). Arctic 41:138-142.

Boye, B., K. I. Bækken, H. Kauserud & Kjellberg, G 1997. Konsekvensutredning av miljøeffekter ved bruk av Forsvarets terrengmotorsykler og lette beltevogner. NIVA Rapport LNR 3557-96.

Braak, C.J.F. ter & Smilauer, P. 1998. - CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). - Centre for Biometry Wageningen, 1998.

Braak, C.J.F. ter 1987. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). - TNO Inst. Appl. Comp. Sci., Stat. Dept. Wageningen, Wageningen.

Braak, C.J.F. ter 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - Agricult. Math. Group, Wageningen.

Bradshaw, A. D. 1997. What do we mean by restoration? - I Urbanska, K. M. e. a., red. Restoration ecology and Sustainable development. Cambridge University Press, Cambridge. S. 8-16.

Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. 1993. Distance sampling. Estimating abundance of biological populations. Chapman and Hall, London.

Burton, N. H. K., Rehfisch, M. M. & Clark, N. A. 2002. Impacts of disturbance from construction work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats of Cardiff Bay, UK. - Environmental Management 30: 865-871.

Cairns, J. 1990. Some Factors Affecting Management Strategies for Restoring the Earth. - I Berger, J. J., red. Environmental Restoration. Science and Strategies for Restoring the Earth. Island Press, Washington DC. S. 347-351.

Cargill, S. M. & Chapin, F. S. I. 1987. Application of successional theory to tundra restoration: a review. - Arctic and Alpine Research 19: 366-372.

Christensen, G. 2004. Prosjekt forsterkning av kjøreløyper - mulige miljøkonsekvenser ved bruk av Geonett, trålnot og jordforbedringsstoffer. 11 s. Notat Akvaplan NIVA 2004/2855.Christensen, G., Bustnes, J.O. & Pedersen, G. 2001. Forsvarets langtidsvirkninger på miljøet i Troms. Miljøvirkninger hvor det allerede foreligger grunnlag for å beskrive resultater. Forprosjekt-rapport. Polarmiljøsenteret i Tromsø. 80 pp.

Christiansen, E. 1979. Skog- og jordbruk, smågnagere og rev. Norwegian Journal of Forestry 87:115-120.

Colin, D. B. & Ebersole, J. J. 2001. Restoration of an Arctic Disturbance: Differential Success of Species in Turf Transplans, Colorado, U.S.A. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 33: 340-347.

Conover, W.J. 1980. Practical nonparametric statistics. 2nd. ed. - Wiley, New York.

Corner, G. in prep.: Storfjord 1633 IV. Kvartærgeologisk kart M 1: 50.000. Norges geologiske undersøkelse.

Cramp, S. & Simmons, K.E.L. 1983. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Oxford, London, New York. Vol. II

Densmore, R. V. 1992. Succession on an Alaskan Tundra disturbance with and without assisted revegetation with grass. - Arctic and Alpine Research 24: 238-243.

Direktoratet for naturforvaltning. 1992. Biologisk mangfold i Norge. En landstudie. DN-rapport 1992 – 5a. 101 pp.

Direktoratet for naturforvaltning. 1996. Viltkartlegging. Dir. Naturforv. Håndbok 11: 1- 112. Revidert 2000: http://www.dirnat.no/archive/attachments/01/05/Viltk033.pdf

Direktoratet for naturforvaltning. 1999a. Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. Dir. Naturforv. Håndbok 13: 1-238.

Direktoratet for naturforvaltning. 1999b. Nasjonal rødliste for truete arter i Norge 1998. Dir. Naturforv. rapport 1999: 3: 1-161.
Direktoratet for naturforvaltning. 2000a. Kartlegging av ferskvannslokaliteter. Dir. Naturforv. Håndbok 15: 1-84.
Direktoratet for naturforvaltning. 2000b. Veileder for kartproduksjon-tema biologisk mangfold. Dir. Naturforv. notat 2000: 5: 1-70.
Direktoratet for naturforvaltning. 2001. Kartlegging av marint biologisk mangfold. Dir. Naturforv. Håndbok 19: 1-47.
DNT 1997. DNTs virksomhet i forhold til naturens tålegrense, Den Norske Turistforening, Utkast 10.12.97.
Eilertsen, O., Stabbetorp, O. E., Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 1998. Skogkalking med grovdolomitt - effekter på vegetasjon. - Aktuelt fra skogforskningen 2/98: 35-44.
Ekerholm, P., L. Oksanen, and T. Oksanen. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as a test of hypotheses on trophic interactions. Ecography 24:555-568.
Elvebakk, A. og Sørbel, L. 1988. Botaniske og kvartærgeologiske undersøkelser i Agardhdalen, Øst-Spitsbergen. Rapport til Statoil. Tromsø og Oslo.
Engelskjøn, T. & Skifte, O. 1995. The vascular plants of Troms, North Norway. Revised distribution maps and altitude limits after Benum: The Flora of Troms Fylke. TROMURA, Naturvitenskap nr. 80:1-227.
Eriksen, M.-B, Simons, S., Alm, T., Alsos, I.G., Jakobsen, N.P., & Lund, L. 1998. Prosjekt ”Revegetering av Karasjokfjellet”. 1995-1997. Avsluttende rapport. Tromura 83: 1-44.
Eriksen, M.-B. 1992a. Revegetering. Miljøvernavdelingas rapportserie. Rapport nr 45. Fylkesmannen i Troms.
Eriksen, M.-B. 1992b. Terrengslitasje. Miljøvernavdelingens rapportserie. Rapport nr. 44. Fylkesmannen i Troms.
Eriksen, M.-B. 1998. Virkningen av revegeteringstiltak på naturlig gjenvekst i myrområder, med fokus på bruk av ammearter. NTNU Vitensk.mus. Rapp. Bot. Ser. 1998-4: 30-37.
Erikstad, L. & Stabbetorp, O.E. 1999 Arealdekkende naturtypekartlegging basert på eksisterende kartmateriale – et godt grunnlag for fagutredninger, tema naturmiljø. Årbok for konsekvensutredninger 1999. NIBR: 89-96
Erikstad, L. & Stabbetorp, O.E. 2000 Naturens sårbarhet i forhold til grunnvannslekkasje som et viktig moment i planleggingsfasen for tunneler. Årbok for konsekvensutredninger 2000. NIBR: 65-72
Erikstad, L. 1997. Geofaglig landskapsanalyse. - I Erikstad, L. & Jonsson, B. (red) NINAs strategiske instituttprogrammer 1991-95. Landskapsøkologi. Sluttrapport. NINA Temahefte 7: 43-49.
ESRI 1999 ArcView GIS 3.2. - Environmental Systems Research Institute (ESRI) Inc., Redlands, California.
Fattorini, M. 2001. Establishment of Transplants on Mashine-Graded Ski Runs Above Timberline in the Swiss Alps. - Restoration Ecology 9: 119-126.
Fenstad, G.U., Walløe, L. & Wille, S.Ø. 1977. Three tests for regression compared by stochastic simulation under normal and heavy tailed distribution of errors. - Scand. J. Statist. 4: 31-34.
Feste. 2003. Hjerkinn PRO Temautredning landskap. - Feste Lillehammer AS, Lillehammer.
Forbes, B. C. & Jefferies, R. L. 1999. Revegetation of disturbed arctic sites: constraints and applications. - Biological Conservation 88: 15-24.
Forbes, B. C. 1996. Plant communities of archaeological sites, abandoned dwellings, and trampled tundra in the eastern Canadian Arctic: A multivariate analysis. - Arctic 49: 141-154.
Forbes, B. C., Ebersole, J. J. & Strandberg, B. 2001. Anthropogenic disturbance and patch dynamics in circumpolar Arctic ecosystems. - Conservation Biology 15: 954-969.
Forman, R. T. T., and R. D. Deblinger. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (USA) suburban highway. Conservation Biology 14:36-46.
Forsvarsbygg. 2002a. Biologisk mangfold i Elvegårdsmoen skyte- og øvingsfelt, Narvik kommune, Troms. BM-rapport nr. 18 – 2002.
Forsvarsbygg. 2003a. Biologisk mangfold i Setermoen skyte- og øvingsfelt, Bardu kommune, Troms. BM-rapport nr. 11 – 2002.
Forsvarsbygg. 2003b. Biologisk mangfold i Mauken og Blåtind skyte- og øvingsfelt, Målselv og Balsfjord kommuner, Troms. BM-rapport nr 21 – 2002: 1-64.
Forsvarsbygg. 2003c. Biologisk mangfold i Sørlimarka skyte- og øvingsfelt, Harstad og Kvæfjord kommuner, Troms. BM-rapport nr. 22 – 2002.
Forsvarsbygg. 2004a. Biologisk mangfold i nærøvingsområder tilknyttet Skjold, Heggelia og Setermoen garnisoner, i Balsfjord, Målselv og Bardu kommuner, Troms. BM-rapport nr. 22 – 2002.
Forsvarsbygg. 2004b. Biologisk mangfold på Trondenes fort, Harstad kommune, Troms. BM-rapport nr. 43 – 2003.
Forsvarsbygg. 2004c. Biologisk mangfold i Åsegarden skyte- og øvingsfelt, Harstad kommune, Troms. BM-rapport nr. 48 – 2003.
Forsvarsbygg 2005. Biologisk mangfold i Ramnes skyte- og øvingsfelt, Tjeldsund kommune, Nordland. BM-rapport nr 46 (2003). 17 pp.
Framstad, E. (red.) 2004. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839, NINA, Trondheim.
Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper for Norge. NINA temahefte 12: 279 pp.
Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truede vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
Fremstad, E. og Normann, Ø. 1982. Inventering av rik løvskog I Troms. Tromura, naturvit. 34. 97 pp.
Fremstad, E. og Øvstedal, D.O. 1978. The phytosociology and ecology of grey alder (Alnus incana) forests in central Troms, North Norway. Astarte 11: 93-112.
Frisvoll, A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. - NINA Temahefte 4. 104 pp.
Gauslaa, Y. 1985. The ecology of Lobarion pulmonariae and Parmelion caperatae in Quercus dominated forests in south-west Norway. Lichenologist 17: 117-140.
Geist, V. 1981. On the reproductive strategies in ungulates and some problems of adaptation. - I: Scudder, G.G.E. & Reval, J.D. (red) Evolution today. Proc. 2nd. int. congr. systematic and evolutionary biol. Hunt Institute dor Botanical Documentation, Carnegie-Mellon Univ., Pittsburgh, s. 111-132.
Gonzalez R. & Woods R. E. 1993. Digital Image Processing. Addison-Wesley Publishing Company.
Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1989. Nesting ecology and management of the Arctic Loon in Sweden. J. Wildl. Manage. 53: 1025-1031.
Götmark, F., Neergaard, R. & Åhlund, M. 1990. Predation of artificial and real Arctic Loon nests in Sweden. J. Wildl. Manage. 54: 429-432.
Gough, L., Wookey, P. A. & Shaver, G. R. 2002. Dry Heath Arctic Tundra Responses to Long-term Nutrient and Light Manipulation. - Arctic, Antarctic and Alpine Research 34: 211-218.
Gratto-Trevor, C. 1993. Monitoring Shorebirds Populations in the Arctic. Bird Trends 3:10-12.

Gray, M. 2004. Geodiversity – valuing and conserving abiotic nature. John Wiley & Sons Ltd, Chichester. 434 pp.
Hagen, D. 1994. Revegetering i Hjerkinn skytefelt - utprøving av metodar som utgangspunkt for forvaltning, og forebygging av terrengslitasje. Universitetet i Trondheim. Rapport. 4. - Senter for miljø og utvikling, NTNU, Trondheim.
Hagen, D. 2002. Propagation of native Arctic and alpine species with a restoration potential. - Polar Research 21: 37-47.
Hagen, D. 2003a. Assisted recovery of disturbed arctic and alpine vegetation - an integrated approach. Dr. scient. thesis. - Department of Biology, Faculty of Natural Sciences and Technology, NTNU, Trondheim. 25.
Hagen, D. 2003b. Tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt til sivile formål. Temautredning "Revegetering". - Allforsk, Trondheim.
Hagen, D., I. Bjørklund,. & J. H. Dahl. 1998. Totalkartlegging av skadeomfang i Hjerkinn skytefelt 1997. - SMU-Rapport nr. 2/98.
Hansen, L., Bargel, T.H., Tønnesen, J.F., Blikra, L.H., Mauring, E. & Solberg, I.-L. 2002: Leir skredkartlegging langs Målselvvassdraget, Troms. Norges geologiske undersøkelse, NGU Rapport 2002.040. 36 s, 11 kart.
Hanski, I., & H. Henttonen. 1996. Predation on competing rodent species: A simple explanation of complex patterns. Journal of Animal Ecology 65:220-232.
Hansson, L. 2002. Dynamics and trophic interactions of small rodents: landscape or regional effects on spatial variation? Oecologia 130:259-266.
Harper, K. A. & Kershaw, G. P. 1996. Natural Revegetation on Borrow Pits and Vehicle Tracks in Shrub Tundra, 48 Years Following Construction of the CANOL No1 Pipeline, N.W.T., Canada. - Arctic and Alpine Research 28: 163-171.
Hausner, V. H., N. G. Yoccoz, K. B. Strann, and R. A. Ims. 2002. Changes in bird communities by planting non-native spruce in coastal birch forests of northern Norway. Ecoscience 9:470-481.
Hedenas, H. & Ericson, L. 2003. Response of epiphytic lichens on Populus tremula in a selective cutting experiment. Ecol. Appl. 13: 1124-1134.
Henttonen, H. 2000. Long-term dynamics of the bank vole Clethrionomys glareolus at Pallasjarvi, northern Finnish taiga. Polish Journal of Ecology 48:87-96.
Henttonen, H., and H. Wallgren. 2001. Rodent dynamics and communities in the birch forest zone of northern Fennoscandia. Pages 261-278 in F. E. Wielgolaski, editor. Nordic mountain birch ecosystems. Parthenon Publishing Group, New York.
Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell Univ., Ithaca, New York.
Høgda K. A., Karlsen S. R., Tømmervik H., Krogstad P. K., Johansen B., & Brox E. 1997. Bruk av høyoppløselige satellittdata generelt og IRS-1C spesielt i kystsoneforvaltningen. Med en vurdering av kost og nytte verdi. Report (in Norwegian), NORUT IT497/1-97, Tromsø.
Høgda K. A., Tellefsen I., Guneriussen T., Johnsen H. & Skyseth T. 2001. Tjeneste for oppdatering av elektroniske sjøkart TOES. NORUT IT684/1-01 versjon 1.0 (70 s) ISBN 82-7747-109-2.
Holmes, R.T. 1970. Differences in population densities, territoriality, and food supply of Dunlin on arctic and subarctic tundra. Symp. Brit. Ecol. Soc. 10:303-319.
Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. Oikos 107:376-392.
Huhta, E., T. Aho, A. Jantti, P. Suorsa, M. Kuitunen, A. Nikula, and H. Hakkarainen. 2004. Forest fragmentation increases nest predation in the Eurasian Treecreeper. Conservation Biology 18:148-155.
Janbu, N. 1989: Grunnlag i geoteknikk. Tapir, Trondheim 425pp.
Jansson, H. og Staland, F. 2002. Avverkningstrakter för tjällosningen – mer än bara skogsmarkens bärighet. Resultat nr. 9. Skogforsk, Uppsala, Sverige.
Johansen, B. E. 1991. Bardu kommune vegetasjonskartlegging vurdering av terrengslitasje. Fylkesmannen i Troms, Miljøvernavdelingen / FORUT. Rapport nr. 36.
Johansen, A. 1997. Myrarealer og torvressurser i Norge. - Jordforsk Rapp. 1997-1: 1-37.
Johansson, C.E. (red) 2000. Geodiversitet i Nordisk Naturvård. Nordiska Ministerrådet. NORD 2000:8. 149 pp.
Johnsen, I. & K. O. Jacobsen. 1990. Ornitologiske registreringer Blåtind og Mauken skytefelt, Troms. Upublisert rapport til FBT. 26 pp
Jordan, W. R. I., Gilpin, M. E. & J.D, A. 1987. Restoration ecology. A synthetic approach to ecological research. - Cambridge University Press, Cambridge.
Jorgenson, M. T. & Joyce, M. R. 1994. Six strategies for rehabilitating land disturbed by oil development in Arctic Alaska. - Arctic 47: 374-390.
Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P. Nygård, T. og Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugler. NINA Oppdragsmelding 75:1-36.
Kartverket 2002. Ala Kart. Kartverkets avis. Nr. 2-2002. Statens Kartverk. 3504 Hønefoss.
Kjos, P. M., Hagen, D. & Bergsodden, E. V. 2003. Hjerkinn-PRO - Pilotprosjekt 2003, evalueringsrapport. 26 pp + vedlegg
Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.F. & Sanjayan, M.A. 1993. Terrestrial arthropod assemblages – their use in conservation planning. Cons. Biol. 7:796-808.
Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo. 368 pp.
Låg, J. 1981. Berggrunn, jord og jordsmonn. 2. utg. - Landbruksforlaget, Oslo.
Laine, K., and H. Henttonen. 1987. Phenolic/nitrogen ratios in the blueberry Vaccinium myrtillus in relation to temperature and microtine density in Finnish Lapland. Oikos 50:389-395.
Lessica, P. & Allendorf, F. W. 1999. Ecological Genetics and the Restoration of Plant Communities: Mix or Match? - Restoration Ecology 7: 47-50.
Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utg. ved Reidar Elven. - Det norske samlaget, Oslo. LXXIII, 1014 pp.
Lien, R. 1990: Setermoen. Kvartærgeologisk kart EWX 252253-20, med beskrivelse. Norges geologiske undersøkelse.
Maher, W.J. 1959. Habitat distribution of birds breeding along the upper Kaolak River, northern Alaska. Condor 61:351-368.
May, D. E., Webber, P. J. & May, T. A. 1982. Success of transplanted alpine tundra plants on Niwot Ridge, Colorado. - Journal of Applied Ecology 19: 965-976.
Møller, J., Fjalstad, A., Haugane, E., Johansen, K.B. & Larsen, V. 1986. Kvartærgeologisk verneverdige områder i Troms. TROMURA Naturvitenskap nr. 49. 302 pp
Naturvårdsverket 1997. Barmarkskörning på kalfjällen. Rapport Naturvårdsverket rapport 4845. Naturvårdsverket förlag. Stockholm. 41 pp.
Neeb, P.R. 1992: Byggeråstoffer: kartlegging, undersøkelse og bruk. Tapir, Trondheim, 373 pp.
Nilsen, S. Ø. & Strann, K.-B. 2000. Fjellmyrløper Limicola falcinellus; en truet fugleart i Barentsregionen. Vår Fuglefauna 1:5-9.
NINA 2005. Data fra Biologisk mangfold kartlegging i Balsfjord, Målselv og Bardu.
Nisja, E. G. 1989. Undersøkelse av vegetasjonens slitestyrke ved tråkkforsøk I Femundsmarka, og noen forslag til forvaltningstiltak I Røosen – Rødalenområdet. KOMMIT – Universitetet I Trondheim. KOMMIT- rapport 1989:2.

Norberg, M.-B. E., Simons, S., Alm, T., Alsos, I. G., Jakobsen, N.P. & Lund, L. 1998. Prosjekt "Revegetering Karasjokfjellet" 1995-1997 Avsluttende rapport. Tromura naturvitenskap. 83. - Universitetet i Tromsø. 44 pp.
Norusis, M.J. 1990. SPSS/PC+ advanced statistics 4.0. - SPSS Inc., Chicago.
Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Cons. Biol. 4:355-364.
NOU 2004:28. Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold. Naturmangfoldloven. Avgitt til Miljøverndepartementet 7. desember 2004.
Nygård, T. & Sørhuus, H. 2002. Forstyrrelseseffekter på fugl på Ørin. Rapport (NINA). 5 pp.
Nålsund, R. & Hamborg, M. 1985: Bardufoss, kvartærgeologisk kart EYZ 257258-20. Norges geologiske undersøkelse.
Oksanen, L. & Virtanen, R. 1997. Adaptation to disturbance as a part of the strategy of arctic and alpine plants. - I Crawford, R. M. M., red. Disturbance and recovery in Arctic lands. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. S. 91-114.
Oskarsen, H. 2002. Vedrørende innsamling og oppformering av sauesvingel fra Hjerkinn. Internt notat til ledelsen i Hjerkinn PRO. 2 s., Ås.
Parker, I. M. & Reichard, S. H. 1998. Critical issues in invasion biology for conservation science. - I Fiedler, P. G. & Kareiva, P. M., red. Conservation biology for the coming decade. Chapman & Hall, New York. S. 283-305.
Plan og utredningsprogrammet. 2001. Tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt til sivile formål. Dovre kommune, Lesja kommune, Fylkesmannen i Oppland, Forsvarets bygningstjeneste. xx s.
Ralph, C.J. 1993. Handbook of field methods for monitoring land birds. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Dept. of Agriculture.
Reijnen, R., R. Foppen, and H. Meeuwsen. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. Biological Conservation 75:255-260.
Reimers, E., J. Colman. (2000). “Fright response of reindeer in four geographical areas in Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis.” Rangifer special issue 12: 112.
Reitan, O., red., Andersen, R., Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Landa, A., Linnell, J., Stabbetorp, O., Strand, O., Wilmann, B., Aarrestad, P.A.. 2003. Tilbakeføring av Hjerkinn skytefelt til sivile formål – temautredning Økosystem. – Rapport til Forsvarsbygg, fra Norsk institutt for naturforskning. 59 pp + 4 kart + vedlegg.
Renman, G. 1989. Barmarkskörning i fjällen: Effekter av körning med terränghjulingar på mark och vegetation. 071-SNV Rapporter från SNV. Statens Naturvårdsverk, Solna.
Romesburg, H.C. 1985. Exploring, confirming and randomization tests. Computers and Geosciences, 11, 19-37.
Salter, R.E., Gollop, M.A., Johnson, S.R., Koski, W.R. & Tull, C.E. 1980. Distribution and Abundance of Birds on the Arctic Coastal Plain of Northern Yukon and Ajacent Northwest Territories, 1971-1976. Can. Field-Nat. 94:219-238.
Selmer-Olsen, R. 1977: Ingeniørgeologi, del II. De løse jordlag. Tapir, Trondheim, 289 pp.
SGU 1990: Jordartskartor. Handbok för Försvaret. Sveriges geologiska undersökning (SGU) i samarbete med Chefen för armén. 26 s. Uppsala 1990.
Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. - Biometry, 3. utg. Freeman, New York.
Southern Norway after disturbance by humans on foot or skis.” Rangifer special issue 12: 112.
Spellerberg, I.F. 1991. Monitoring ecological change. Cambridge University Press, Cambridge.
SPSS 1999. SPSS®Base 9.0 User’s Guide. – SPSS Inc., Chicago.
SSB 2004. Arealstatistikk - Kommuner 2004 på www.ssb.no.
Staland, F. og Larsson, K. 2002. Bra planering och rätt teknik minskar risken för markskador. Resultat nr. 4. Skogforsk, Uppsala, Sverige.
Statens Kartverk 2004 SOSI standard versjon 3.4. http://www.statkart.no/standard/sosi/html/sosi.htm
Statens Vegvesen 1995. Konsekvensanalyse. Handbok 140.
Steidl, R.J., Kozie, K.D., Dodge, G.J., Pehovski, T. & Hogan, E.R. 1993. Effects of human activity on breeding bahavior of golden eagles in Wrangell-Saint Elias National Park and Preserve; a preliminary assessment. Research and Resource Management Report 93-3. Copper Center, Alaska.
Stenseth, N. C., and R. A. Ims. 1993. The history of lemming research: from the Nordic Sagas to The Biology of Lemmings. Pages 3-34 in N. C. Stenseth and R. A. Ims, editors. The Biology of lemmings. Academic Press, London.
Stortingsproposisjon nr 56 1992-93. Om samtykke til ratifikasjon av en konvensjon om biologisk mangfold av 22. mai 1992.- Utenriksdepartementet.
Strandberg, B. 1991. Revegetering i arktiske egne. En litteraturstudie. København.
Strann, K-. B. 1996. Fuglefaunaen på Slettnes, Gamvik kommune 1989-1996. Totalkartlegging av fuglefaunaen og artsrettet overvåkning av hekkende vadefugl og tyvjo. NINA Oppdragsmelding 447. 19 pp.
Strann, K.-B. 2001. NINAs strategiske instituttprogrammer 1996-2000. Virkninger av fysiske naturinngrep –systemøkologisk innretning. Sluttrapport. NINA Temahefte 16: 14-17.
Strann, K.-B. & Bakken, V. 2004. HekkefuglAtlas for Troms. Tromsø.
Strann, K.-B. & Nilsen, S.Ø. 1996. Registrering av våtmarksfugl i nordre og vestre deler av Stuorajav'ri, Kautokeino kommune juli 1996. NINA Oppdragsmelding 453. 10 pp.
Strann, K.-B., Bustnes, J.O., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirksomhet på Midt-norsk sokkel og Vøringplatået. NINA Forskningsrapport 41. 129 pp.
Strann, K.-B., N. G. Yoccoz, and R. A. Ims. 2002. Is the heart of Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14- year study of small mammals and Tengmalm's owls in northern Norway. Ecography 25:81-87.
Strann, K.-B., Frivoll, V., Johnsen, T., Iversen, M., Jacobsen, K.-O. & Elverland, E. 2004. Biologisk Mangfold. Balsfjord kommune. NINA Minirapport 28. 70 sider.
Strann, K.-B., Langeland, K., Johnsen, T. & Tømmervik, H. 2005. Tilleggsutredning om biologisk mangfold for flerbruksplan for Mauken-Blåtind skyte- og øvingsfelt - NINA Rapport 8. 67 pp.
Sveian, H., Riiber, K., Bergstrøm, B. & Reite, A.J. (in prep.): Troms fylke. Løsmassekart M 1:250 000. Norges geologiske undersøkelse.
Tallmon, D. A., E. S. Jules, N. J. Radke, and L. S. Mills. 2003. Of mice and men and trillium: Cascading effects of forest fragmentation. Ecological Applications 13:1193-1203.
Tannerfeldt, M., B. Elmhagen, and A. Angerbjörn. 2002. Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. Oecologia 132:213-220.
Teterukovskiy, A. Detection of tracks in aerial photos by the Gibbs Sampler. International Journal of Pattern Recognition and Artificial Intelligence. 17: 1-16.
Thannheiser, D., Tømmervik, H., and Wehberg, J. 2005a. The Vegetation Changes and Recent Impact on the Mountain Birch Forest During the Last 40 Years. In: Wielgolaski, F.E. (Ed.). Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Berlin - Springer-Verlag. Ecological studies: 180: 235-254.

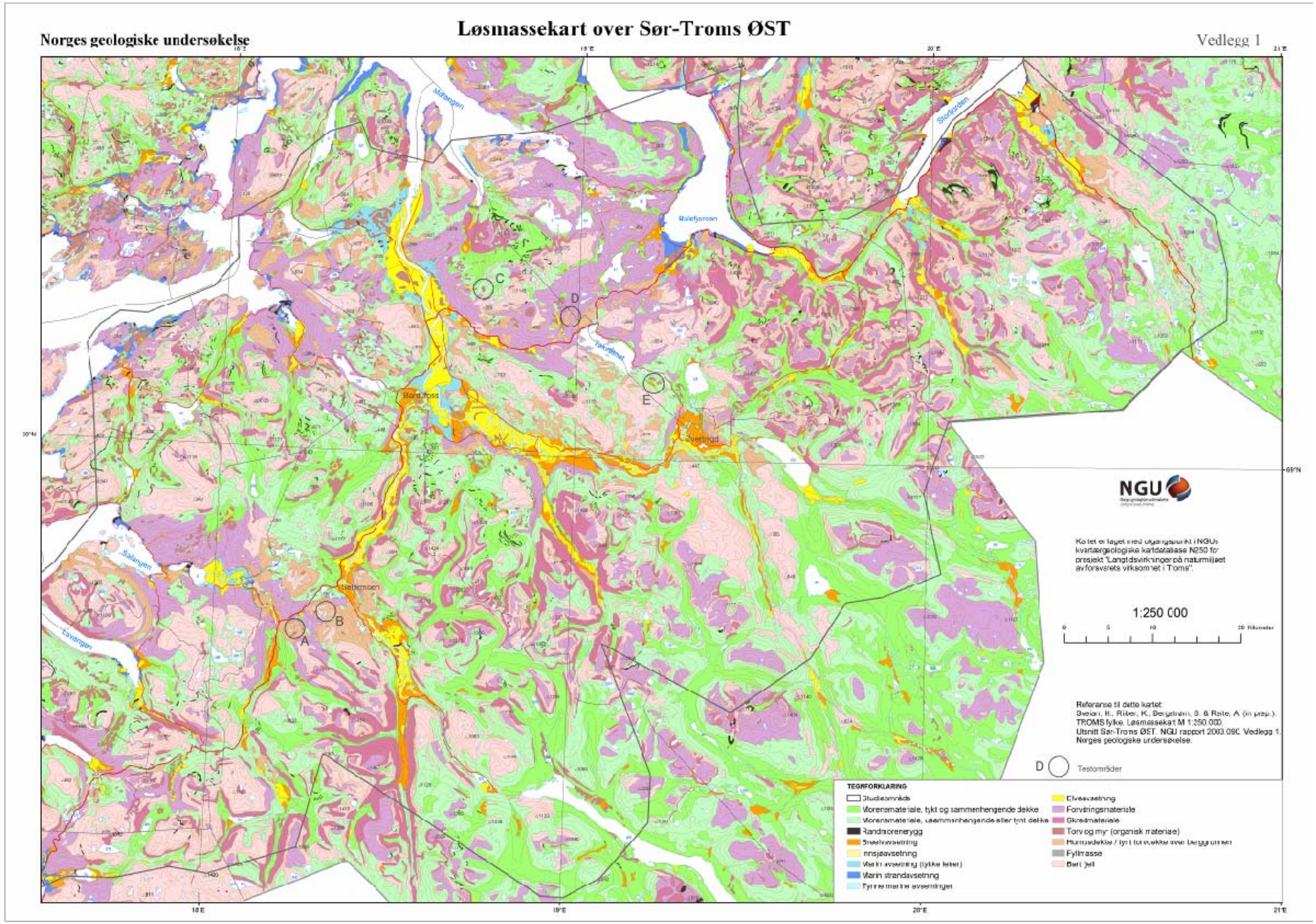
Thannheiser, D., Meier, K. D. & Tømmervik, H. 2005b. Evaluering av rehabilitering av barmarksløyper på Karasjokfjellet og på Porsangmoen utført i 1995 -1996. (In prep.) xx s., Tromsø.
Tolgensbakk, J. & Sollid, J.L. 1983a. Mållejus, Kvartærgeologisk kart. Norges geologiske undersøkelse.
Tolgensbakk, J. & Sollid, J.L. 1983b. Raisjav'ri. Kvartærgeologisk kart. Norges geologiske undersøkelse.
Torgersen , H., Nitteberg, M. & Nyeggen, H. 2002. Sporskader kan unngås! Fra skogforskningen nr. 2-2002. Skogforsk, Ås. 2 pp.
Torgersen, H. 2001. Forebygging av sporskader. Aktuelt fra skogforskningen. 6/01. Skogforsk/NLH. s. 31-33.
Trombulak, S. C., and C. A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. Conservation Biology 14:18-30.
Tucker, G.M. & Evans, M.I. 1997. Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 6).
Tucker, G.M. & Heath, M.F. 1994. Birds in Europe: their conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLIfe International (BirdLife Conservation Series no. 3).
Turchin, P., L. Oksanen, P. Ekerholm, T. Oksanen, and H. Henttonen. 2000. Are lemmings prey or predators? Nature 405:562-565.
Tømmervik, H., Høgda, K-A., Bakkestuen, V., Systad, G., Erikstad, K.E., Erikstad, L., Iversen, M., Dahl, R., Yoccoz, N. og Strann, K-B. 2002. Langtidsvirkninger på naturmiljøet av Forsvarets virksomhet i Troms. Forprosjektrapport. Forsvarsbygg Rapport 2002.Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Högda, K.A., Gaare, E., og Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. Arctic Antarctic Alpine Research, 36: 322-331
Tømmervik, H., Johansen, M.E., Pedersen, J.P., & Guneriussen, T. 1998. Integration of remote sensed and in-situ data in an analysis of the air pollution effects on terrestrial ecosystems in border areas between Norway and Russia (Russia). Environmental Monitoring and Assessment, 49: 51-85.
Tømmervik, H., Wielgolaski, F.E., Neuvonen, S., Solberg, B., and Høgda, K.A. 2005. Biomass and Production on a Landscape Level in the Northern Mountain Birch Forests. In: Wielgolaski, F.E. (Ed.). Plant Ecology, Herbivory, and Human Impact in Nordic Mountain Birch Forests. Berlin: Springer-Verlag. Ecological studies 180: 53-70.
Urbanska, K. M. & Chambers, J. C. 2002. High-elevation ecosystems. Restoration in practice. - I Perry, M. R. & Davy, A. J., red. Handbook of ecological restoration. 2. Cambridge University Press, Cambridge. S. 376-400.
Urbanska, K. M., Hefti-Holenstein, B. & Elmer, G. 1987. Performance of some alpine grasses in single-tiller cloning experiments and in the subsequent revegetation trials above the timberline. - Berichte des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rübel, Zürich 53: 64-90.
Urbanska, K. M. & Schütz, M. 1986. Reproduction by seed in alpine plants and revegetation research above timberline. - Botanica Helvetica 96: 43-60.
Vegdirektoratet 1984: Feltundersøkelser. Vegvesenets håndbokserie Nr. 015. 268 pp.
Verhulst, S., Oosterbeek, K. & Ens, B. J. 2001. Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. - Biological Conservation 101: 375-380.
Viitala, J. 1984. The red vole, Clethrionomys rutilus (Pall.), as a subordinate member of the rodent community at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. Acta Zoologica Fennica 172:67-70.
Virtanen, R., H. Henttonen, and K. Laine. 1997. Lemming grazing and structure of a snow bed plant community - a long-term experiment at Kilpisjärvi, Finnish Lapland. Oikos 79:155-166.
Vorren, K.D. 1979. Myrinventeringer i Nordland, Troms og Finnmark, sommeren 1976, i forbindelse med den nordiske myrreservatplanen. Tromura nr. 3. Tromsø Museum.
Vorren, Karl-Dag, Seppo Eurola, S. Unn Tveraabak, U. 1999. The lowland terrestrial mire vegetation about 69N lat. in northern Norway. Tromura 84. Tromsø Museum.
Webber, P. & Ives, J. D. 1978. Damage and recovery of Tundra vegetation. - Environmental Consideration 5: 171-182.
Werth, S., Tømmervik, H., and Elvebakk, A. 2005. Regional gradients in epiphytic macrolichen communities of northern Norway. Journal of Vegetation Science. In press.
Wiens, J.A. 1989. The ecology of bird communities: Volume 2.Processes and variations. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
Wikan, S. 2000. Små pattedyr (smågnagere og spissmus). Registrering i Pasvik. Svanhovd Miljøsenter, Svanhovd.
work on the densities and feeding behavior of waterbirds using the intertidal mudflats
Wirth, V. 1999. Gefährdete Flechtenbiotope in Mitteleuropa. Natur und Museum 129: 12-21.
Yoccoz, N. G., Stenseth, N. C., Henttonen, H. and Prévot-Julliard, A.-C. 2001. Effects of food addition on the seasonal density-dependent structure of bank vole Clethrionomys glareolus populations. - Journal of Animal Ecology 70: 713-720.
Yoccoz, N. G., and R. A. Ims. 2004. Spatial population dynamics of small mammals: some methodological and practical issues. Animal Biodiversity and Conservation in press.
Yoccoz, N. G., H. Steen, R. A. Ims, and N. C. Stenseth. 1993. Estimating demographic parameters and the population size: an updated methodological survey. Pages 565-587 in N. C. Stenseth and R. A. Ims, editors. The biology of lemmings. Academic Press, London.
Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R., & Eilertsen, O. 2001. Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensivovervåking. NIJOS-rapport 08/01: 46 pp.

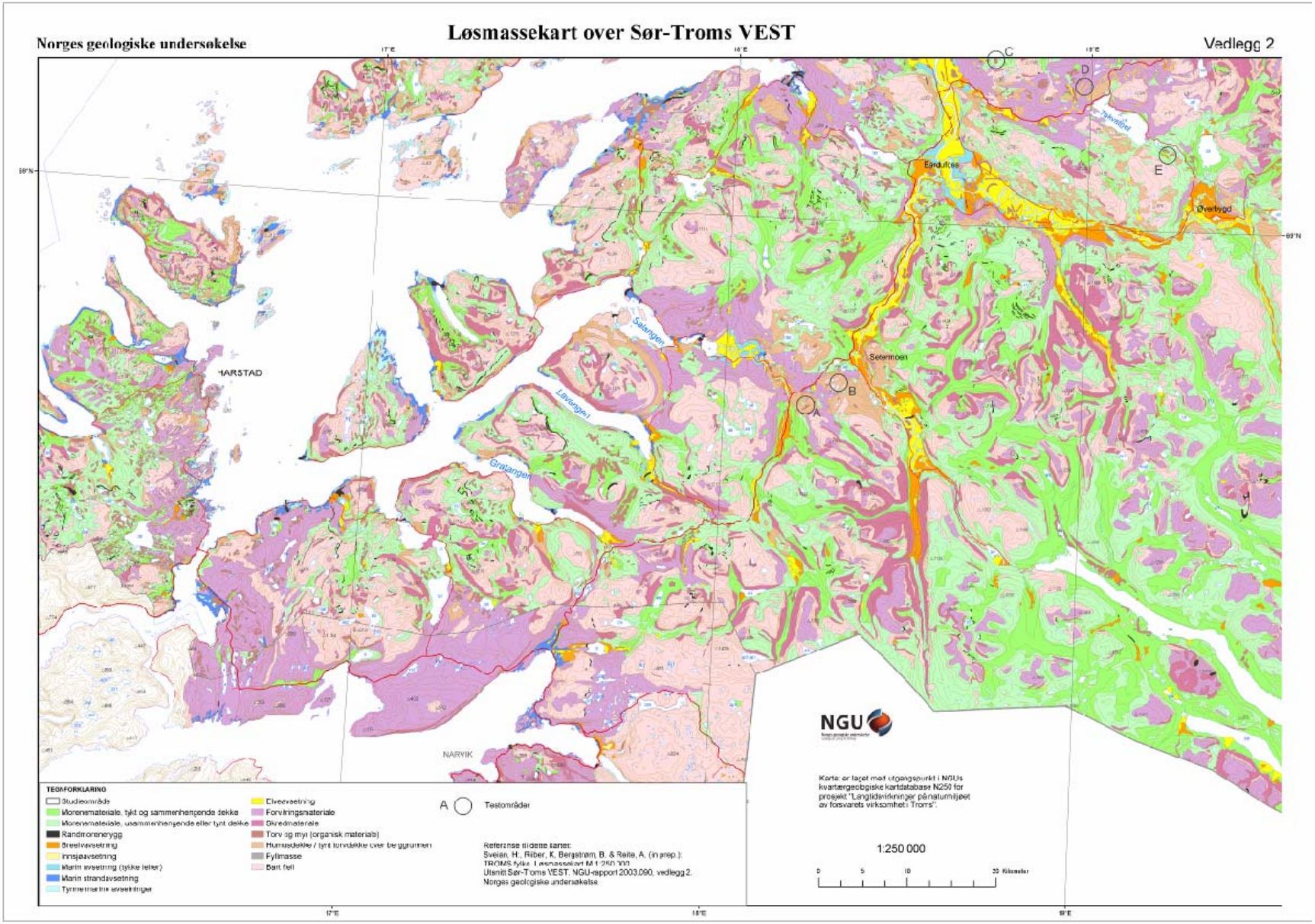
MUNTLIGE KILDER

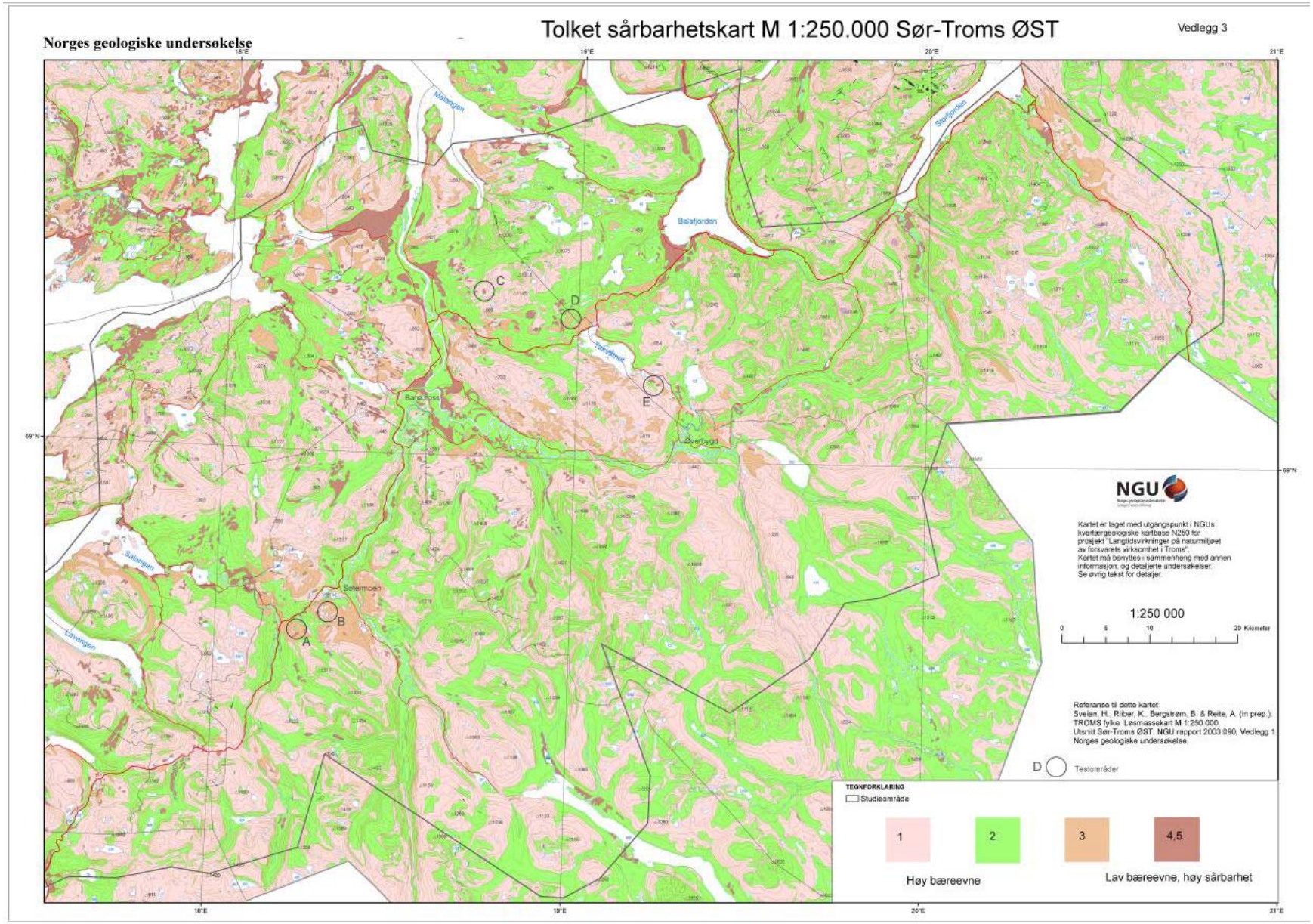
Kaptein R. Heiskel, Troms garnison
Kaptein O. Andreassen, Troms garnison
Major P. Glorvigen, Troms garnison
Major Ø. Løvli, Troms garnison
Kaptein T. Westgård, Bardu (pensjonert miljøvernoffiser i Setermoen Garnison)
Major C. Dahle, Miljøvernoffiser, Garnisonen i Porsanger
J. G. Johansen, bonde/undervisningsinspektør, Karasjok.

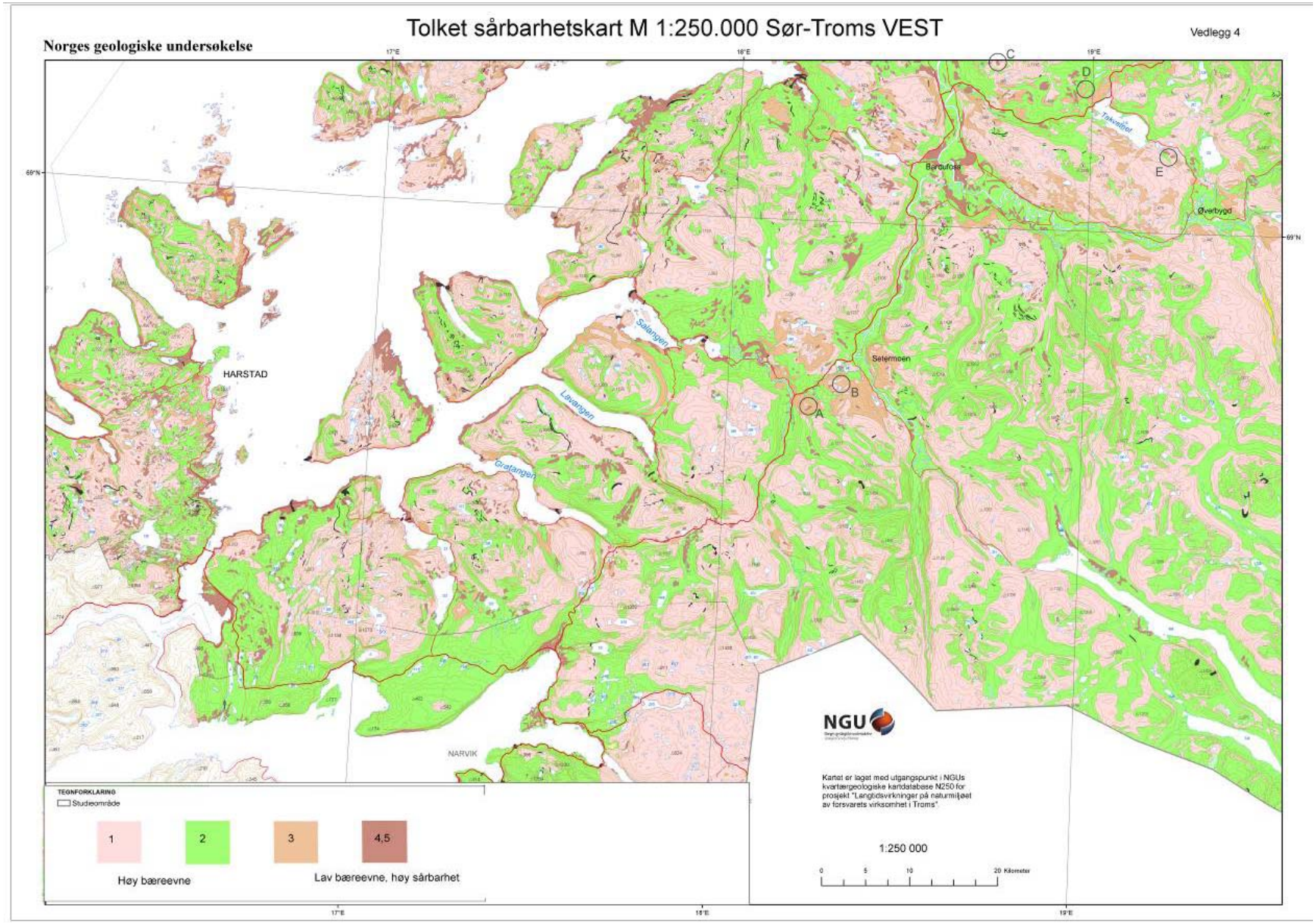
Vedlegg:

Vedlegg 1: Løsmassekart over Sør-Troms ØST
Vedlegg 2: Løsmassekart over Sør-Troms VEST
Vedlegg 3:Tolket sårbarhetskart M 250.000 Sør-Troms ØST
Vedlegg 4:Tolket sårbarhetskart M 250.000 Sør-Troms VEST


Norges geologiske undersøkelse
Løsmassekart over Sør-Troms ØST
Vedlegg 1
NGU
1:250 000
Referanse til dette kartet:
Sveian, H., Ribe, K., Bergstrøm, B. & Reite, A. (in prep.).
TROMS fylke. Løsmassekart M 1:250.000.
Utsnitt Sør-Troms ØST. NGU rapport 2003.090. Vedlegg 1.
Norges geologiske undersøkelse.
Testområder
TEGNFORKLARING
Studieområde
Morenemateriale, tykt og sammenhengende dekke
Morenemateriale, usammenhengende eller tynt dekke
Randmorenerygg
Breelvavsetning
Innsjøavsetning
Marin avsetning (tykke felter)
Marin strandavsetning
Tynne marine avsetninger
Elveavsetning
Forvitringsmateriale
Gråsmateriale
Torv og myr (organisk materiale)
Humusdekke / tynt torvdekke over berggrunnen
Fyllmasse
Berg i dagen
Bardufoss
Øverbygd
Rolfjorden
Storfjorden
Takvatnet
Salangen
Lavangen
Rebbenesøy
A
B
C
D
E


Norges geologiske undersøkelse
Løsmassekart over Sør-Troms VEST
Vedlegg 2
17°E
18°E
19°E
69°N
HARSTAD
NARVIK
Salangen
Lavangen
Grøtsundet
Eardufoss
Øverbygd
Setermoen
A
B
C
D
E
NGU
Kart: er laget med utgangspunkt i NGUs kvartærgeologiske kartdatabase N250 for prosjekt "Langtidsvirkninger på naturmiljøet av forsvarets virksomhet i Troms".
1:250 000
0 5 10 20 Kilometer
TEGNFORKLARING
Studieområde
Morenemateriale, tykt og sammenhengende dekke
Morenemateriale, usammenhengende eller tynt dekke
Randmorenerygg
Breelvavsetning
Innsjøavsetning
Marin avsetning (tykke leirer)
Marin strandavsetning
Tyrrhenimarine avsetninger
Elveavsetning
Forvitringsmateriale
Skredmateriale
Torv og myr (organisk materiale)
Humusdekke / tynt torvdekke over berggrunnen
Fyllmasse
Bart fell
A Testområder
Referanse til dette kartet:
Sveian, H., Riber, K, Bergstrøm, B. & Reite, A. (in prep.):
TROMS fylke. Løsmassekart M 1:250 000.
Utsnitt Sør-Troms VEST. NGU-rapport 2003.090, vedlegg 2.
Norges geologiske undersøkelse.


Norges geologiske undersøkelse
Tolket sårbarhetskart M 1:250.000 Sør-Troms ØST
Vedlegg 3
18°E
19°E
20°E
21°E
69°N
Mattaugen
Storfjorden
Balsfjorden
Takvatnet
Bardufoss
Øverbygd
Salangen
Setermoen
Lavangen
A
B
C
D
E
NGU
Kartet er laget med utgangspunkt i NGUs kvartærgeologiske kartbase N250 for prosjekt "Langtidsvirkninger på naturmiljøet av forsvarets virksomhet i Troms". Kartet må benyttes i sammenheng med annen informasjon, og detaljerte undersøkelser. Se øvrig tekst for detaljer.
1:250 000
0 5 10 20 Kilometer
Referanse til dette kartet:
Sveian, H., Riber, K., Bergstrøm, B. & Reite, A. (in prep.): TROMS fylke. Løsmassekart M 1:250.000. Utsnitt Sør-Troms ØST. NGU rapport 2003.090, Vedlegg 1. Norges geologiske undersøkelse.
D Testområder
TEGNFORKLARING
Studieområde
1
2
3
4,5
Høy bæreevne
Lav bæreevne, høy sårbarhet


Tolket sårbarhetskart M 1:250.000 Sør-Troms VEST
Vedlegg 4
Norges geologiske undersøkelse
17°E
18°E
19°E
69°N
HARSTAD
NARVIK
Salangen
Lavangen
Grøtangen
Setermoen
Bardufoss
Øverbygd
Takvatnet
A
B
C
D
E
NGU
Kartet er laget med utgangspunkt i NGUs kvartærgeologiske kartdatabase N250 for prosjekt "Langtidsvirkninger på naturmiljøet av forsvarets virksomhet i Troms".
1:250 000
0 5 10 20 Kilometer
TEGNFORKLARING
Studieområde
1
2
3
4,5
Høy bæreevne
Lav bæreevne, høy sårbarhet

NINA Rapport 49

ISSN:1504-3312
ISBN: 82-426-1579-9 (Digital utgave)

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: NO-7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
Organisasjonsnummer: 9500 37 687

http://www.nina.no

Grafisk utforming: NINA
Omslagsfoto: Per Jordhøy, Børre Denvo,
Knut Kringstad, Tycho Anker-Nilssen NINA