

## **Beitekvalitet i skyte- og øvingsfelt**

Øyvind Voie, Line Rosef, Yngve Rekdal og Kjetil Longva

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI)

24. februar 2010

FFI-rapport 2010/00499

108903

P: ISBN 978-82-464-1712-7

E: ISBN 978-82-464-1713-4

## **Emneord**

Beitekvalitet

Forurensning

Ammunisjon

Skytefelt

## **Godkjent av**

Kjetil Sager Longva

Prosjektleder

Jan Ivar Botnan

Avdelingsjef

## Sammendrag

Med tanke på risikovurderinger av sau som beiter i forurensede skyte- og øvingsfelt er det gjort en vurdering av hvordan Forsvarets aktivitet i disse feltene påvirker beitekvaliteten.

Studien viser at dette er sterkt avhengig av hva slags beitekvalitet som var der fra før. I gode beiteområder vil forringelsen av beitet være avhengig av hvor mye av vegetasjonsdekket som er fjernet. Dersom tettheten av kratre er særdeles høy slik at 50 %, og mer av vegetasjonen er borte må skaden sies å være betydelig. I fattige jordsmonn hvor beitekvaliteten i utgangspunktet er dårligere vil det ved blottlegging av jord på sikt komme inn pionerarter og da ofte ulike grasarter. Disse er stort sett attraktive beiteplanter. Pionervekstene som vokser i blottlagte områder vil ganske sikkert bli beitet på, men foruttak fra slike områder er begrenset. I forsumpede arealer slik som myrer, danner kratre ofte små tjern. Revegeteringen i forbindelse med slike områder er ikke forventet å skille seg ut med hensyn på beitekvalitet i forhold til utgangspunktet. Imidlertid kan de små vannhullene som dannes ved detonasjoner tiltrekke elg som leter etter vannlevende planter.

## English summary

Risk assessment of sheep grazing in contaminated shooting ranges depends upon the quality of the pasture in these areas. Shooting range activity can affect the quality of the pasture, but it is not known whether the activity will reduce or increase the quality of the pasture.

The study shows that the quality of the pasture in shooting ranges depends highly upon the quality of the pasture that was present in the area in the first place. In high quality areas, the formation of craters will have little effect on the pasture quality. However, if the density of the craters is so high that 50 % or more of the vegetation is removed, the damage is significant. In areas with poor soil, where the quality of the pasture is low, grass will emerge in the areas where the ground has been laid bare. These plants are popular for grazing animals. Grass that grows in these areas will be grazed, but in a limited amount compared with the total forage intake. In marshes and wetlands, revegetation of craters will not lead to an improvement of pasture quality. However, the small ponds that are created in such areas from detonations can attract elks that search for aquatic plants.

# Innhold

	<b>Forord</b>	<b>6</b>
<b>1</b>	<b>Introduksjon</b>	<b>7</b>
1.1	Bakgrunn	7
1.2	Formål	7
<b>2</b>	<b>Metoder</b>	<b>8</b>
2.1	Ekspertvurdering	8
2.2	Kategorisering av forurensede områder i skyte- og øvingsfelt	8
2.3	Fordeling av forurensninger i skyte- og øvingsfelt	9
2.4	Vurdering av beitekvalitet	10
<b>3</b>	<b>Resultater og diskusjon</b>	<b>12</b>
3.1	Bruk av ammunisjon og effekter på grunn og vegetasjon	12
3.2	Revegetering og beitekvalitet i nedslagsområder i Forsvarets skyte- og øvingsfelt	13
3.2.1	Revegetering i kratre	13
3.3	Beitedyrs adferd i områder som er påvirket av ammunisjonsbruk	19
3.4	Eksempler på vurdering av beitekvalitet i utvalgte områder i skyte- og øvingsfelt	19
3.4.1	Demoleringsfelt i Hjerkinnskytefelt	19
3.4.2	Terningmoen sprengningsfelt	21
3.4.3	Liveltskardet artilleri og flybombefelt	22
<b>4</b>	<b>Konklusjon</b>	<b>23</b>
	<b>Referanser</b>	<b>24</b>

## Forord

Denne studien ble gjort under prosjektet 1089 Forsvarets ammunisjonsforbruk: Forurensning, miljørisiko og tiltak. Ekspertvurderinger er utført av Line Rosef ved Universitetet for miljø- og biovitenskap på Ås og Yngve Rekdal ved Norsk institutt for skog og landskap på Ås.

# 1 Introduksjon

## 1.1 Bakgrunn

Tidligere studier viser at Forsvarets skyte- og øvingsfelt inneholder forurensninger i form av eksplosiver og tungmetaller (Johnsen m.fl., 2008). Disse feltene benyttes også som utmarksbeite for husdyr og er habitater for vilt. Innslag av beitedyr i militære skyte- og øvingsfelt blir sett på som positivt med tanke på å opprettholde feltenes åpne karakter, og for å konservere det biologiske mangfoldet (Gaertner m. fl., 2009). Sau og andre beitedyr kan i forbindelse med beiting innta noe jord (Abrahams & Steigmajer, 2003). Dermed kan de også utilsiktet ta opp forurensningen som er i jorden. For å karakterisere denne risikoen med større nøyaktighet er det viktig å se på beiteforholdene i områdene som er forurenset. Gode beiteforhold vil tiltrekke dyr og øke sannsynligheten for at dyr eksponeres, mens dårlige beiteforhold vil redusere denne sannsynligheten.

Bruk av ammunisjon vil kunne påvirke beitekvaliteten i et område. Ved at detonasjoner fjerner vegetasjon og jordlag med organisk innhold kan beitekvaliteten i et område reduseres. Annen virksomhet som anlegg av voller og planering av målområder kan også redusere beitekvaliteten. Imidlertid kan kratre på sikt gro igjen, og på grunn av økologisk suksessjon få innslag av planter som samlet gjør beitekvaliteten i et nedslagsområde bedre enn det den var i utgangspunktet og bedre i forhold til omkringliggende områder.

## 1.2 Formål

For å redusere usikkerheten ved miljørisikovurderinger av forurensninger i skyte- og øvingsfelt er det viktig å kunne si noe om sannsynligheten for at dyr beiter i de forurensete områdene. Gjennom kunnskap om dyrs adferd og vurderinger av beitekvalitet og revegetering i forurensete områder i skyte- og øvingsfelt er det foretatt en kvantifisering av sannsynligheten for at beitedyr beiter i disse områdene.

## **2 Metoder**

### **2.1 Ekspertvurdering**

Relevant litteratur for problemstillingen ble gjennomgått. Ekspertene innenfor revegetering og beitekvallitet; Line Rosef ved Institutt for plante- og miljøvitenskap ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) og Yngve Rekdal ved Norsk institutt for skog og landskap (Skog og Landskap) har blitt introdusert for et billedmateriale som representerer ulike baner og øvelsesområder i skyte- og øvingsfelt. Alle områdene som er listet opp i Tabell 2.1 var representert i billedmaterialet. På bakgrunn av disse bildene, relevant litteratur og egen erfaring har ekspertene uttalt seg om grunnforhold, revegetering, beitekvallitet og beitedyrs adferd i forurensede områder i skyte- og øvingsfelt. Det ble også benyttet et verktøy utviklet av Rekdal (2001) i vurderingen av beitekvallitet. Verktøyet er beskrevet i Kapittel 2.4.

### **2.2 Kategorisering av forurensede områder i skyte- og øvingsfelt**

Skyte- og øvingsfelt vil oftest inneholde en rekke forskjellige baner og felt, der ulike våpen blir benyttet. Typiske baner vil være skytefelt for artilleri og bombekastere, skytefelt for stridsvogn, panservernbane, håndgranatbane og flybombefelt (Voie m.fl., 2010). Det er stor variasjon mellom disse banene, noe som gjør dem mer eller mindre egnede for beitedyr. På grunn av forskjellig bruk av områdene vil de også inneholde ulike stoffer, ulik sammensetning av stoffer, og ulike konsentrasjoner. Imidlertid har baner for spesielle våpensystemer likheter med tilsvarende baner i andre skyte- og øvingsfelt, noe som legger grunnlaget for å uttale seg generelt om forurensninger innenfor hver hovedkategori av slike baner (se Tabell 2.1 for en oversikt over hovedkategorier).



Lokalitet	Hvitt fosfor	Krutt og drivladning	Sprengstoff	Tungmetaller
Demoleringsfelt	?	X	X	X
Sprengningsfelt			X	?
Standplass – håndvåpen		X		X
– artilleri+ BK		X		
– panservernraketter		X		
– stridsvogn		X		
Målområde – feltskyttebane		?	X	X
– basisskytebane				X
– håndgranatbane			X	?
– flyraketter		X	X	?
– granater og BK	X		X	?
– panservernraketter		X	X	X
– flybomber			X	?

Tabell 2.1 Kategorisering av ulike områder i skyte- og øvingsfelt med indikasjon av hvilke kjemiske forbindelser det kan finnes rester av i disse områdene. X indikerer at det er stor sannsynlighet for å finne rester, ? indikerer at det er usikkert om det kan finnes rester, mens blankt felt betyr at det er usannsynlig å finne rester (Johnsen m.fl. 2008).

### 2.3 Fordeling av forurensninger i skyte- og øvingsfelt

Jord fra ulike baner og øvingsområder i skyte- og øvingsfelt oppsummert i Tabell 2.1 er analysert for eksplosiver i en tidligere studie (Johnsen m.fl. 2008). Det viser det seg at demoleringsfelt har de høyeste konsentrasjonene av eksplosiver, spesielt TNT, men også RDX og HMX. I flybombefelt er det rester av TNT og RDX som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste konsentrasjonene blir ikke funnet i direkte tilknytning til krater, men i områdene rundt kratrene med mer eller mindre uberørt topplag. I håndgranatbane er det rester av TNT som dominerer, og nivåene ser ut til å være moderate. De høyeste nivåene blir heller ikke her funnet i direkte tilknytning til krater og det er ikke noen tydelig gradient i konsentrasjonen av eksplosiver i nedslagsområdet i forhold til avstanden fra standplass. I panservernbanen er det rester av HMX som dominerer, men også noe TNT er påvist. Høye konsentrasjoner av HMX er også funnet på standplass. I målområde for artilleri er det rester av RDX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. De høyeste konsentrasjonene er ikke lokalisert til krater, men til mer uberørte overflater i området utenfor kratrene. På standplass for artilleri er det lite rester av eksplosiver, men i områder der det har vært foretatt brenning av overskuddskrutt er det rester av DNT og uforbrent krutt. I sprengningsfelt er det rester av HMX og TNT som dominerer, og nivåene er stort sett moderate. På standplass for håndvåpen er det funnet mindre mengder med TNT og DNT. Tilsvarende blir det i liten grad funnet rester av eksplosiver på standplass for stridsvogn (Johnsen m.fl., 2008). I basisskytebaner og i skytefelt for håndvåpen forekommer det som regel høye konsentrasjoner av metallene bly, kobber og sink og metalloidet antimon. Konsentrasjonene

er størst i fangvoller og bak målskiver, mens det kan være moderate nivåer mellom standplass og målarrangement (Voie & Strømseng, 2000; Strømseng & Ljønes, 2000).

## 2.4 Vurdering av beitekvalitet

Til klassifisering av beitekvalitet ble metoden utviklet av Rekdal (2001) benyttet. Her er beitekvaliteten inndelt i klassene ”dårlig beite”, ”mindre godt beite”, ”godt beite”, ”meget godt beite”, og ”svært godt beite” (Rekdal, 2001).

Beitekvaliteten til et areal bestemmes hovedsakelig av tre faktorer (Rekdal, 2001):

- Produksjon av beiteplanter (kg tørrstoff per dekar)
- Næringsverdi (forenheter per kg tørrstoff)
- Utnyttingsgraden (hvor stor del av plantemassen som blir tatt opp av dyrene)

Beiteverdien vil variere fra lokalitet til lokalitet, noe som skyldes tilgang på vann og næring i jorda. På tørr og næringsfattig mark vokser mye lyng, mose og lav, mens på frisk og næringsrik mark får man mye urter, bregner og gras. Dybde og varighet på snødekket kan også ha lokal betydning i høyfjellet (Rekdal, 2001). Det er observert en sammenheng mellom vegetasjonstype og frekvens av dyr i området. En studie viste at høgstaudeeng er den absolutt viktigste vegetasjonstypen for sauebeite i Børkdalsfjellet (Rekdal, 2000). Av ca. 8 000 dyreobservasjoner var 51 % av dem i høgstaudeeng på tross av at vegetasjonstypen bare dekker 13 % av arealet. Beiting i høgstaudeeng er altså 4 ganger så høy som en skulle vente dersom alle typer ble beitet likt. Tilsvarende ser en at rishei som vanligvis er den vegetasjonstypen som dekker størst areal i snaufjellet, bare har 6 % av beiteobservasjonene på tross en total arealdekning på 42 % (Rekdal, 2001). I Tabell 2.2 er hver vegetasjonstype assosiert med en beitekvalitet. Beitekvaliteten er basert på kunnskap om planteproduksjon og dyras beitevaner.

Vegetasjonstype	Beitekvallitet				
	Dårlig	Mindre godt	Godt	Meget godt	Svært godt
1a Mosesnøleie	■				
1b Grassnøleie		■	■	■	
1c Frostmark		■			
2a Frostmark		■			
2b Tørrgrashei		■	■	■	
2c Lavhei	■	■			
2d Reinrosehei		■	■		
2e Rishei			■	■	
2f Røsslynghei		■	■		
2g Fukthei		■	■	■	
3a Lågurteng			■	■	
3b Høgstaudeeng				■	■
4a Lav- og lyngrik bjørkeskog		■	■		
4b Blåbærbjørkeskog			■		
4c Engbjørkeskog				■	■
4g Hagemarkskog				■	■
8a Fuktskog		■	■	■	
8b Myrskog	■	■			
8c Fattig sumpskog		■	■	■	
8d Rik sumpskog			■	■	■
9a Rismyr	■	■			
9b Bjønnskjeeggmyr		■	■		
9c Grasmyr		■	■	■	■
9d Blautmyr	■				
9e Storrump	■	■	■	■	

Tabell 2.2 Vegetasjonstypenes relative beitekvallitet i fjellet. Beitekvalliteten i gult er satt for sau. Skravur er lagt på for å vise verdien for storfe, der denne avviker fra sau (Rekdal, 2001).

Videre er det lagt inn føringer på hvordan man skal vurdere beitekvallitet i områder som har forskjellige vegetasjonstyper (Tabell 2.3). Forsvarets skyte- og øvingsfelt vil som regel ha en beitekvallitet som er dårligere eller lik den beitekvalliteten som normalt er i området. Det er satt opp en ekstra kategori ”dårlig” hvor det på grunn av fysiske påvirkninger som detonasjoner ikke er vegetasjon, eller meget skrint med vegetasjon.

Beitekvalitet	Vegetasjonstypefordeling
Dårlig	Areal dominert av vegetasjonstyper med beitekvaliteten "dårlig" og "mindre godt", eventuelt fravær av vegetasjon.
Mindre godt	Areal dominert av vegetasjonstyper med beitekvaliteten "godt" og "mindre godt". Vegetasjonstyper med beitekvalitet "meget godt" eller bedre forekommer lite.
Godt	Areal dominert av vegetasjonstyper med beitekvalitet "godt". 10-25 % av arealet med nyttbart beite er vegetasjonstyper med verdien "meget godt".
Meget godt	Areal der 25-50 % av arealet med nyttbart beite er vegetasjonstyper med beitekvaliteten "meget godt" eller bedre.
Svært godt	Areal der over 50 % av arealet med nyttbart beite er vegetasjonstyper med beitekvaliteten "meget godt" eller bedre.

Tabell 2.3 Sammenhengen mellom vegetasjonstypefordeling og beitekvalitet (modifisert etter Rekdal, 2001).

### 3 Resultater og diskusjon

#### 3.1 Bruk av ammunisjon og effekter på grunn og vegetasjon

Øving med våpen og ammunisjon fører til at grunn og vegetasjon får omfattende fysiske, kjemiske og biologiske skader. Ved detonasjon av eksplosiver får man ofte fjernet vegetasjonen og matjorden, noe som fører til at distribusjonen av evertebrater endres. Man får en kompaktering av jorden, redusert størrelsen til jordpartikler, reduksjon i infiltrasjonsraten og endrede kjemiske forhold (Omar m. fl., 2005). Kalde prosjektiler (dvs. uten sprengstoff) kan også gi en mekanisk skade på vegetasjonen dersom flere prosjektiler er skutt inn i et felles område, hvilket er tilfelle ved bruk av målarrangementer på feltbaner.

Ved bruk av ammunisjon tilfører man også en del forurensningsstoffer til jorden. Høye konsentrasjoner av eksplosiver og tungmetaller er skadelig for planter og hemmer planteveksten. Slik forurensning vil også kunne hemme mikrobielle prosesser i jorden som er viktig for plantevekst (Xiong m. fl. 2006a, 2006b; Klimkowicz-Pawlas m.fl., 2009; Vila m.fl. 2007; Rocheleau m.fl., 2006; Pennington & Brannon, 2002). Ved bruk av visse typer kjemikalier i ammunisjon, slik som hvitt fosfor, kan man tilføre fosfor til grunnen. Fosfor er et essensielt makronæringsstoff som kan gjødsle jorden og stimulere til etablering av gressarter i et område som ellers har fattig jordsmonn og dårlig beitekvalitet.

## 3.2 Revegetering og beitekvalitet i nedslagsområder i Forsvarets skyte- og øvingsfelt

### 3.2.1 Revegetering i kratre

Revegetering i ulike skyte- og øvingsfelt er avhengig av flere faktorer; hvordan jorda har blitt påvirket av eksplosiver, hvorvidt fuktighetsforholdene har forandret seg, og av hvilke arter som er til stede i omgivelsene og som kan spire i området. Med revegetering refereres det i denne rapporten til det å få dannet et nytt vegetasjonsdekke på området. Ved detonasjon av ammunisjon vil jordsmonnet bli påvirket (Figur 3.1). Effekten på jordsmonnet er avhengig av hvordan eksplosivene detonerer i forhold til jordoverflaten (Hupy & Sckaetzl, 2006). Flybomber og artillerigranater gir store kratre som delvis gjenfylles av stein og jord. I tillegg blir det liggende en haug av steiner og jord rundt kanten. De største steinene ligger nærmest krateret med mindre og mindre partikler vekk fra krateret. Sammensetningen av disse massene er avhengig av opprinnelsesmaterialet. Avhengig av berggrunnen vil materialene som blir omrørt og spredd inneholde mer eller mindre tilgjengelige næringsstoffer for plantene. Revegetering vil trolig gå lettere i områder der det er mer næringsstoffer tilgjengelige for plantene. I de fleste tilfeller blir det organiske materialet borte. Dette fører også til at frø i frøbanken<sup>1</sup> og røtter forsvinner, noe som er en viktig ressurs for rask revegetering etter ødeleggelse (Skrindo & Pedersen, 2003). For at plantene skal etableres i kratre er de avhengig av å bli spredd inn på området hovedsakelig som frø.



*Figur 3.1 To bilder fra Flybombefeltet i Hjerkinnskytefelt. Her ser man tydelig kraterdannelse hvor store steiner blir kastet opp, og blir liggende i eller rett utenfor krateret. Mindre steiner og finpartikler blir spredd lenger utover (Foto: FFI).*

<sup>1</sup> Frø kan overleve i jorda gjennom en eller flere vekstsesonger og vente på gunstige miljøforhold for å spire, denne samlingen av frø kalles frøbank.



*Figur 3.2 To bilder som viser skade på vegetasjonen i og rundt kratret som følge av at udetonert ammunisjon er sprengt (Foto: FFI).*

Vegetasjonen i området rundt kratrene vil bli påvirket fordi vegetasjonen delvis blir svidd bort, og en rask revegetering her er avhengig av at røtter og frøbank ikke ble ødelagt i eksplosjonen. I tillegg blir den omkringliggende vegetasjonen tilført jord og materialer fra selve eksplosjonen (Figur 3.2). Dette kan være negativt om plantene blir helt begravd, men finpartikler av jord og grus kan også tilføre næring og gi plantene en ekstra mulighet for vekst. Eksplosjonene og dannelse av kratre kan føre til forandringer i grunnvannsnivået (Hupy & Sckaetzl, 2006). Dette vil igjen påvirke jordforholdene og vegetasjonsforholdene. Eksplosjonen kan for eksempel ødelegge berggrunnen og føre til at en høy grunnvannstand kan ta nye veier, og dermed senke grunnvannstanden slik at det blir mindre tilgjengelig vann for plantene. I andre tilfeller kan kraterdannelsen føre til en oppsamling av vann, noe som også vil påvirke vegetasjonen (se Figur 3.3). Fuktigheten i jord har en stor betydning for vegetasjonsetablering, og områder med god fuktighet gir betydelig raskere gjenvekst enn tørre områder (Hagen, 2003, Nystad, 2006b). Grove jordmasser holder dårlig på fuktighet og tørker fort ut og gir dårlige forhold for vegetasjonsetablering. Er det finmasser innblandet i jorden vil fuktigheten øke og føre til bedre forhold for etablering av vegetasjon.

Bunnen av kratrene vil over tid samle opp organisk materiale og sedimenter som blir vasket ned fra omkringliggende områder, og det vil etter hvert bygges opp et jordsmonn i dette området (Hupy & Schaetzl, 2008). Oppbyggingen av jordsmonn vil gå raskere i lavlandet der temperaturen er høyere og omsetningen raskere enn i fjellet der temperaturen er lavere og sesongen kortere. Det vil ta lenger tid før det dannes organisk materiale i sidene av kratrene, men dette vil også gå raskere i lavlandet enn i fjellet. Organisk materiale i jorda øker muligheten for planter til å spire, både fordi fuktigheten i jorden bedre opprettholdes og fordi det organiske materialet vil tilføre ulike næringsstoffer som nitrogen og fosfor (Munshower, 1994). Helningsgraden av veggene i kratrene vil ha betydning for hvor lett revegeteringen foregår. Det ser ut til at en slak helningsgrad gir bedre etablering, selv om resultatene ikke er entydige (Nystad, 2006b). Er helningen på mer enn 30° (1:2) vil vegetasjonen ha problemer med å etablere seg (Strandberg, 1991). Erosjon kan bli ett problem i kratrene, men er avhengig av jordens sammensetning og helningsvinkelen (Munshower, 1994). Vegetasjonsetablering blir svært



vanskelige ved erosjon, fordi jorden blir så ustabil at plantene ikke får mulighet til å spire og etablere seg.

Ut i fra bildene ser det ut til at jorden i mange tilfeller blir ganske løs etter at eksplosivene har detonert (Figur 3.2). Dette er en fordel og gir plantene bedre spiringsmuligheter enn om jorda er hardpakket (Skrindo & Pedersen, 2003). Det ser imidlertid ut til at noen av kratrene er ganske hardpakket jord slik som bildet til venstre i Figur 3.1 viser. Revegeteringen vil trolig gå langsommere her enn i eksempelet fra Figur 3.2.



*Figur 3.3 Krater fra sprengningsgrop<sup>a</sup>, og artillerifelt<sup>b</sup>. Vannforholdene i kratrene blir forandret i forholdt til omgivelsene. (Foto: FFI).*

Hva slags lyseksposering kratrene har, og om de ligger sørvendt eller nordvendt, kan ha betydning for hvordan revegeteringen vil foregå. En undersøkelse fra fjellet, viser at en nordlig eksponering kan gi bedre fuktighetsforhold om våren og dermed bedre vegetasjonsetablering (Nystad, 2006b) enn sørvendt eksponering. På noen av bildene (Figur 3.4 og Figur 3.5) kan det se ut som frosterosjon kan være et problem i toppen av krateret. Vegetasjonen blir her undergravd slik at det blir en åpning mellom vegetasjonen og jordsmonnet. I dette øvre sjiktet vil det bli svært ustabil jord og det vil være problematisk for planter å etablere seg her. Dette er en parallell problemstilling til vegetasjonsetablering i veiskjæringer (høyre bilde i Figur 3.4) på fjellet, der man forsøker å finne gode metoder for revegetering i slike erosjonsutsatte kanter (Rosef m. fl., under arbeid).

Hvor fort revegeteringen foregår er også avhengig av høyde over havet og breddegrad. I arktiske og alpine strøk har man større stressfaktor på plantene i form av lavere temperaturer og kortere vekstsesong. Plantene har kort tid på å sette modne frø, noe som ikke alltid lykkes i den korte vekstsesongen. Nedbryting av det organiske materialet går sent og det er store variasjoner i klimatiske faktorer innenfor året og mellom år. Vind, snøsmelting og snødybde er også avgjørende faktorer for hvordan de økologiske forholdene blir på stedet og påvirker dermed revegeteringen (Hagen, 2003, Moen, 1998). Videre vil revegeteringen gå langt raskere på næringsrik grunn med gress og urter, enn der det er næringsfattig med lyng og busker.



*Figur 3.4 Krater fra flybombefelt i Halkavarre skytefelt til venstre (Foto: FFI) og veikant fra Kalhovd (Foto: Rosef, UMB) har samme problemer med frostskafer og erosjon, der vegetasjonen blir undergravd ved overgang til skaden.*

Fordi så mange faktorer virker inn på vegetasjonsetableringen kan det være vanskelig å anslå hvor lang tid det tar før et område har vegetasjonsdekke og om dette vegetasjonsdekke likner på den omkringliggende vegetasjonen. Fra undersøkelsesområder i Bitdalen i Telemark (ca 950 m.o.h.) og Songa i Telemark (ca 1000 m.o.h), ble det for ca 40 år siden tatt ut masser til etablering av damanlegg. I disse områdene ble det organiske materiale fjernet og bare stein og grus ble liggende igjen etter endt anleggsarbeid. Det er fortsatt områder på disse to stedene der det ikke har etablert seg karplanter (Figur 3.6). Der det er etablert karplanter er vegetasjonen forstøtt veldig ulik den omkringliggende fjellvegetasjonen (Figur 3.6) (Pedersen, 2005; Rosef m.fl., under arbeid). I et annet område i Bitdalen hvor man har brukt organisk jord med frø og røtter, viser det seg at man får et vegetasjonsdekke på 20 % i løpet av det første året, der man bare hadde åpen jord det første året (Pedersen & Rosef, 2010).



*Figur 3.5 Lærdal, demoleringsområde. I overkant av dette feltet kan man også se at der er problemer med frostskafer og erosjon i overgangen mellom vegetasjon og sprengningsskaden. Det vil derfor være svært vanskelig å få til vegetasjonsetablering i øvre del av området (Foto: FFI).*

Det ser ut til at sauesvingel er en art som etablerer seg i åpne fattige områder i fjellet. En undersøkelse i fjellet viser at denne etableringen startet med en gang området ble blottlagt, og



sauesvingel spredte seg utover området i løpet av 4-5 år (Figur 3.7) (Pedersen & Rosef, 2010). God etablering av sausevingel er også observert på Hjerkins (Hagen, 2004). Andre arter som ser ut til å etablere seg er småsyre, rødsvingel, smyle og sølvbunke. Også aksfrytle og seterfrytle ser ut til å spire. Vindsprede lignoser slik som furu, gran (i lavlandet) og vier-arter og bjørk spirer ofte på slike åpne områder, selv om de ikke alltid klarer å etablere seg (Pedersen, pers. med.). Hvilke andre arter som spirer er avhengig av hvilke arter som er i nærheten og som kan avgi frø til de åpne områdene. Erteplanter er flinke til å etablere seg i slike åpne områder dersom frø kommer inn. Det ser ut til at størst etablering skjer med vindsprede arter slik som svæver, gråurt og gullris (Nystad, 2006b). Avstand til eksisterende vegetasjon vil ha innvirkning på hvor lett frø blir spredd inn til området og hvor fort vegetasjonsetableringen vil foregå. Dette vil trolig være mest problematisk i demoleringsområder (Figur 3.8) og målområder til artilleri og flybomber der det er en viss avstand til eksisterende vegetasjon. Arter med god frøspredning eller evne til å kolonisere ved hjelp av rotskudd vil være de første som vokser til på åpne flater. Ulike gressarter har gode evner i så måte, mens lyng vil komme senere. I områder der det blir dannet krater, men hvor man har eksisterende vegetasjon imellom, vil det være større tilgang på frø som kan spire i de ødelagte områdene.



*Figur 3.6 Foto fra Bittdalen, Telemark (Foto: Rosef, UMB). Etter ca 40 år er det fortsatt områder som ikke er etablert med vegetasjon. I områder som har fått et vegetasjonsdekke er dette svært ulikt den naturlige fjellvegetasjonen.*

Bruk av militære kjøretøy vil ødelegge vegetasjonsdekket slik at andre arter kan etableres, og ofte blir disse områdene gressdominert. I tillegg kan fremmede uønskede arter lettere etablere seg (Althoff m. fl., 2007), men effekten av kjøringen på vegetasjonen er avhengig av intensiteten på kjøringen (Foster m.fl., 2006) og vegetasjonstypen man har i utgangspunktet (Leis m. fl., 2005). På Hjerkins spirte gress i forsenkningene i hjulsporene der mikroklimaet var gunstig (Bjørklund & Hagen, 1997). Militære kjøretøy påvirker også jordsmonnet ved å gjøre det mer kompakt og området blir mer sårbar for erosjon (Wang m. fl., 2007).



*Figur 3.7 Sauesvingel etablerer seg godt i fattige områder i fjellet. Småsyre sprer seg også på området. Fra Halne, Hordaland (Foto: Rosef, UMB).*

Mange av undersøkelsene som er gjort etter store inngrep (veibygging, damanlegg, Forsvarets områder) er gjort i forbindelse med ulike restaureringstiltak der landskapet er terrengformet og planter er innsådd og det er tilført gjødsel i en eller annen form (Bjørklund & Hagen, 1997). I andre tilfeller har man brukt naturlig revegetering der man har tatt vare på det øverste jordlaget som inneholder frø, røtter, jordstengler og mikroorganismer. Dette jordlaget er lagt ut ved restaurering av inngrepet (Nystad, 2006a; Skrindo, 2005; Skrindo & Pedersen, 2003).

Revegeteringsforløpet blir da annerledes enn om det ikke blir gjort noen tiltak. Det er gjort svært få undersøkelser og langtidsstudier der man har fulgt naturlig vegetasjonsetablering over tid. Dersom ingen tiltak blir gjort vil revegeteringen bli helt annerledes enn om området restaureres. Skal kratrene fylles igjen og området planeres vil revegeteringsprosessen avhenge av hvilke restaureringsmetoder som velges, slik som hvorvidt man tilfører jord, hva slags jord som tilføres, hvorvidt man sår eller planter inn, eller hvordan man velger å forme terrenget (Hagen, 2003). I terrengsår under gjengroing kan det over tid etablere seg godt gressdekke og bli til attraktivt beiteareal.



*Figur 3.8 Demoleringsområde i Hjerkinnskytefelt (Foto: FFI).*

### **3.3 Beitedyrs adferd i områder som er påvirket av ammunisjonsbruk**

Beitende husdyr vil i utgangspunktet søke beiteplasser med den mest smakelige og næringsrike vegetasjonen og det er her størstedelen av formengden blir tatt inn. Gress og urter vil være prioritert framfor lyng og busker. Noe lyng kan bli beitet, men det er avhengig av hvilke alternativer som er tilgjengelig. Det kan se ut som om dyr prioriterer kvalitet fremfor mengde. I hvilken grad beitedyr vil oppsøke nedslagsfelt vil avhenge av hvilke alternativ som finnes i det totale beiteområdet. I rike områder som for eksempel Setermoen skytefelt, vil areal under revegetering neppe tilføre noe mer attraktivt beite enn det som allerede finnes. I fattige områder kan omrøring i jordsmonnet føre til tilvekst av gressarter og urter som gjør slike areal mer attraktive enn omgivelsene.

Det er observert både rein og sau i områder der revegeteringen så vidt har kommet i gang, og dette kan være med på å hindre en god vegetasjonsetablering videre (Odland & Skjerdal, 1998, Skrindo, 2008). Dette er også observert i et restaurerings- og revegeteringsforsøk i Bitdalen i Telemark, der sauen tydelig har søkt inn på området hvor det er noe vegetasjon i områder som inneholder store felter med åpen jord. Sauen har snauspist både vegetasjonen og alle de nye spirene som var på vei opp (Rosef, pers. obs.). Dermed kan beitedyr selv utsette revegetering av kratre og forurensede områder.

Beitedyr er nysgjerrige og går og streifer i perioder av dagen når beitingen ikke er så intens. En må derfor regne med at dyr vil oppsøke nedslagsfelt nettopp fordi de avviker fra området ellers. I ferske sprengingsfelt er det lite å finne, men det kan være smakfullt det lille som finnes av nygro. Stor formengde vil uansett ikke bli hentet herfra.

Myrarealer er oftest ikke attraktive for sau, annet enn faste bakkemyrer som kan bli beitet en del, særlig dersom det er lite av fastmark av god kvalitet. For storfe vil derimot grasmyrer bli mye brukt. Naturlig revegeterte arealer på grasmyr, vil trolig ikke være så ulik det opprinnelige, da det vil være starrarter som kommer først inn på disse arealene.

### **3.4 Eksempler på vurdering av beitekvalitet i utvalgte områder i skyte- og øvingsfelt**

I de følgende kapitler er hovedtypene av baner og områder innenfor skyte- og øvingsfelt som erfaringsmessig inneholder forurensninger fra bruk av ammunisjon beskrevet med hensyn på beitekvalitet i forhold til tilgrensende områder.

#### **3.4.1 Demoleringsfelt i Hjerkinnskytefelt**

Demoleringsfelt er områder hvor ubrukt ammunisjon og blindgjengere blir destruert. Her foretas det mange sprengninger på et lite areal, noe som fører til høye konsentrasjoner av forurensninger i jord, at jordkvaliteten endres og at vegetasjonen blir borte. Demoleringsfeltet i Svånådalen i Hjerkinnskytefelt ble befart (Figur 3.9). I selve demoleringsfeltet er det veldig lite vegetasjon. Det finnes noe spredt mose og enkelte gressstuser her og der, men arealet er dominert av grus, sand og leire. I tillegg er det en del kratre hvor det står vann. Ut fra Tabell 2.3 er beitekvaliteten



vurdert som dårlig. Demoleringsfeltet på Hjerkinn er planlagt overført til sivile formål og militær bruk av demoleringsfeltet er opphørt. Området ligger i overgangen fra mellomalpin sone hvor beitekvilipiteten i utgangspunktet ikke er særlig god ettersom tørrgressheier og snøleier dominerer med økende innslag av bart fjell og blokkmark. Revegetering i denne høyden er forventet å gå meget sent (flere tiår). Det er derfor forventet at området heller ikke på sikt kommer til å være et område hvor det hentes ut mye for. På grunn av den blottlagte marken skiller området seg markant ut fra omgivelsene, noe som i seg selv kan tiltrekke beitedyr. Tørr sand og grus kan være populære hvileplasser (Figur 3.10). Vannet i kratrene kan bli benyttet som drikkevann. Ved siden av dette kan dyr finne på å undersøke/smake på rester av eksplosiver som ligger synlig opp i dagen.



*Figur 3.9 Demoleringsfeltet i Svånådalen, Hjerkinn.*



*Figur 3.10 Tørr grus og sand kan være attraktive hvileplasser for beitedyr (Foto: Rekdal, Skog og Landskap).*

#### 3.4.2 Terningmoen sprengningsfelt

Feltet benyttes til utdanning og trening av EOR-/EOD-personell (Explosive Ordnance Reconnaissance /Explosive Ordnance Disposal) og er godkjent for kontrollerte sprengninger med Forsvarets våpen. Slike felt har visse likhetstrekk med demoleringsfelt og kan være ryddet for vegetasjon for formålet. En befaring av sprengningsfeltet i Terningmoen ble gjort. Sprengningsfeltet består av en haug med sand og jord. Sand- og jordmassene som ligger der er antakeligvis tilkjørt. Massene blir trolig omkastet under sprengning, slik at området krever regelmessig utplanering av masser. Dette gjør at vegetasjonen ikke får tid til å etableres. Noen gresstuster vokser her og der og beitekvaliteten vurderes som dårlig. Haugen er tilnærmet sirkulær med en diameter på 27 -30 meter. Rundt haugen er det vegetasjon med bjørk, furu og mye blåbær- og tyttebærlyng. Sør og øst for haugen er det også foretatt flere sprengninger. Her er det flere avsvidde flater, kratre i ulike størrelser, mye jernskrap fra bildeler, H-bjelker, knuste panservinduer, betongbjelker, trestammer og annet skrot. Dersom dette området blir liggende urørt over tid kan det komme inn gressarter som etablerer seg i større grad enn de gresstustene som vokser der i dag (Figur 3.11). Området kan derfor på sikt bli en attraktiv beiteplass som skiller seg ut fra den mindre attraktive lyngen rundt. Slik plassen er i dag kan den være en attraktiv hvileplass for beitedyr, uten at det er forventet en vesentlig økt sannsynlighet for eksponering.





*Figur 3.11 Sprengningsfelt på Terningmoen (Foto: FFI).*

### 3.4.3 Liveltskardet artilleri og flybombefelt

Liveltskardet er et dalområde som består av varierende mektighet av moreneløsmasser, hvor det er partier med våte myrer og tørre rabber. Generelt består vegetasjonen av ulike arter av gress, vier, starr, lyng og mose. På bildet i Figur 3.12 ser en innslag av mye gress som gjør at området har en beitekvalitet som karakteriseres som god. En kan også se flere kratre i helningen til venstre. Kratrene har ikke så stor tetthet at de forringer beitekvalitet i området i særlig grad. Når det kommer pionerarter i form av gressarter i kraterkanten, vil disse i liten grad skille seg ut fra det gresset som er i området fra før. Det betyr at Forsvarets aktivitet påvirker beitekvaliteten i liten grad i dette området.



*Figur 3.12 Felt for artilleri og flybomber i Liveltskardet i Setermoen skytefelt.*

## 4 Konklusjon

Hvorvidt Forsvarets aktivitet i skyte- og øvingsfelt har påvirket beitekvaliteten i et område er sterkt avhengig av hva slags beitekvalitet som var der fra før. I gode beiteområder vil forringelsen av beitet være avhengig av hvor mye av vegetasjonsdekket som er fjernet. Dersom tettheten av kratre er særdeles høy slik at 50 %, og mer av vegetasjonen er borte må skaden sies å være betydelig. I fattige jordsmonn hvor beitekvalitet i utgangspunktet er dårligere, vil det ved blottlegging av jord på sikt komme inn pionerarter og da ofte ulike gressarter. Disse er stort sett attraktive beiteplanter. Pionervekstene som vokser ved kratre vil ganske sikkert bli beitet på, men foruttak fra slike områder vil være begrenset og avhengig av mengden med pionerplanter. I forsumpede arealer slik som myrer, danner kratre ofte små tjern. Revegeteringen i forbindelse med slike områder er ikke forventet å skille seg ut med hensyn på beitekvalitet i forhold til utgangspunktet. Det kan imidlertid ha en konsekvens for elg som kan finne godt beite på bunnen av små tjern (Gjershaug m.fl., 2008).

## Referanser

- Abrahams, P.W., Steigmajer, J. (2003) Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of Mid-Wales. *Environmental Geochemistry and Health* **25**, 17–24.
- Althoff, D.P., Althoff, P.S., Lambrecht, N.D., Gipson, P.S., Pontius, J.S., Woodford, P.B. (2007) Soil properties and perceived disturbance of grasslands subjected to mechanized military training: Evaluation of an index. *Land Degradation & Development* **18**, 269-288.
- Bjørklund, I., Hagen, D. (1997) Sluttrapport. Revegetering og landskapspleie - Hjerkinnskytefelt 1996-1997. SMU-Rapport 7/97. Norges teknisk- naturvitenskapelige universitet. Senter for miljø og utvikling (SMU), Trondheim, Norway. 43 pp.
- Foster, J.R., Ayers, P.D., Lombardi-Przybylowicz, A.M., Simmons, K. (2006) Initial effects of light armoured vehicle use on grassland vegetation at Fort Lewis, Washington. *Journal of Environmental Management* **81**, 315-322.
- Gaertner, M., Konold, W., Richardson, D.M. (2009) Successional changes on a former tank range in eastern Germany: Does increase of the native grass species *Molinia caerulea*. *Journal for Nature Conservation*. doi:10.1016/j.jnc.2009.03.001
- Gjershaug JO, Rusch G, Hanssen F, Døsen L. (2008) Biotilgjengelighet av hvitt fosfor i skytefeltene i Midt-Troms. NINA rapport 2008 381:31.
- Hagen, D. (2003) Tilbakeføring av Hjerkinnskytefelt til sivile formål. Temautredning "Revegetering". Allforsk, Universitetsenteret Dragvoll, Trondheim, Norway. 59 pp.
- Hupy, J.P., Schaetzl, R.J. (2008) Soil development on the WWI battlefield of Verdun, France. *Geoderma* **145**, 37-49.
- Hagen, D. (2004) Hjerkinnskytefeltet PRO. Overvåking av pilotområder for tilbakeføring av terrenginngrep. NINA Oppdragsmelding 864. 26
- Hupy, J.P., Schaetzl, R.J. (2006) Introducing "bombturbation," a singular type of soil disturbance and mixing. *Soil Science* **171**, 823-836.
- Klimkowicz-Pawlas, A., Smreczak, B., Maliszewska-Kordybach, B., (2009) Ecotoxicological effect of the mixture of cadmium, zinc and lead in freshly contaminated soils as influenced by the presence of PAHs. *Fresenius Environmental Bulletin* **18**, 7, 1103-1109
- Leis, S.A., Engle, D.M., Leslie, D.M., Fehmi, J.S. (2005) Effects of short- and long-term disturbance resulting from military maneuvers on vegetation and soils in a mixed prairie area. *Environmental Management* **36**, 849-861.
- Moen, A. (1998) Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss, Norway. 200 pp.
- Munshower, F.F. (1994) Practical handbook of disturbed land revegetation. 265 pp. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Nystad, L.L. (2006a) Naturlig revegetering langs E10 Lofast - undersøkelser i tidlig etableringsfase. Mastergrad Thesis, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Institutt for plante og miljøvitenskap. 81 pp.



- Nystad, L.L. (2006b) Vegetasjonsetablering langs rv 7 over Hardangervidda. Institutt for plante- og miljøvitenskap, UMB, Ås, Norway. 31 pp.
- Odland, A., Skjerdal, G. (1998) Langtidseffekter av ulik handsaming for vegetasjonsutvikling av ein steintipp. Fremstad E. (ed). Rapport fra botanisk serie 4: Fagmøte i vegetasjonsøkologi på Kongsvoll, 1998. 38-51.
- Omar, S., Bhat, N.R., Shahid, S.A., Assem, A. (2005) Land and vegetation degradation in war-affected areas in the Sabah Al-Ahmad Nature Reserve of Kuwait: A case study of Umm. Ar. Rimam. *Journal of Arid Environments* **62**, 475-490.
- Pedersen, P.A. (2005) Vurdering av revegetering ved Songadammen september 2005. Institutt for plante og miljøvitenskap, Univeritetet for miljø og biovitenskap (UMB).
- Pedersen, P.A. (2009) Personlig meddelelse.
- Pedersen, P.A., Rosef, L. (2010) Økologisk restaurering etter naturinngrep. Metoder for vegetasjonsetablering etter utbygging av kraft- og veganlegg. I: Hagen, D. & Skrindo, A.B. (red.). Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. NINA Temahefte 42, s. xx-xx. (I trykk).
- Pennington, J.C., Brannon, J.M. (2002) Environmental fate of explosives. *Thermochimia Acta*, **384**, 1-2, 163-172.
- Rekdal, Y. (2001) Husdyrbeite i fjellet. Vegetasjonstypar og beiteverdi. NIJOS rapport
- Rocheleau, S., Kuperman, R.G., Martel, M., Paquet, L., Bardai, G., Wong, S., Sarrazin, M., Dodard, S., Gong, P., Hawari, J., Checkai, R.T., Sunahara, G.I. (2006) Phytotoxicity of nitroaromatic energetic compounds freshly amended or weathered and aged in sandy loam soil. *62*, 4, 545-558
- Skrindo, A.B. (2005) Natural revegetation from inideneous soil. Naturlig revegetering fra stedegen jord. Dr. scient Thesis, Norwegian University of Life Science, Dept. of plant and environmental science. 30 pp.
- Skrindo, A.B. (2008) Rapport fra DUD-prosjektet: Etablering av naturlig vegetasjon i områder med erosjonsfare og vanskelige klimaforhold. Universitetet for miljø- og bitovitenskap (UMB), Ås, Norway. 26 pp.
- Skrindo, A.B., Pedersen, P.A. (2003) Naturlig revegetering. Vegetasjonsetablering langs rv 23, Oslofjordforbindelsen. UTB 2003/09. Utbyggingsavdelingen, Vegdirektoratet, Norway. 41 pp.
- Strandberg, B. (1991) Revegetering i arktiske egne. Et litteraturreview. Grønlands Miljøundersøgelser, København, Danmark. 170 pp.
- Strømseng, A.E., Ljønes, M. (2000) Vertikal transport av tungmetaller i sandjord - mobilitet, transport og fordeling av bly, kobber, antimon og sink i jordsmonn tilknyttet en 30 m utendørs skytebane på Sessvollmoen. FFI-rapport 2000/06191. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI), Norway.
- Vila, M., Mehier, S., Lorber-Pascal, S., Laurent, F. (2007) Phytotoxicity to and uptake of RDX by rice. *Environmental Pollution* **145**, 3, 813-817.
- Voie, Ø., Strømseng, A., Johnsen, A., Karsrud, T., Longva, K. 2010. Veileder for undersøkelse, risikovurdering, opprydning og avhending av skytebaner og øvingsfelt. FFI-rapport 2010/00116 Forsvarets forskningsinstitutt (FFI), Norway.

Voie, Ø.A., Strømseng, A. (2000) Risikovurdering av tungmetallforurensning på en utendørs skytebane. FFI-rapport 2000/06166. Forsvarets forskningsinstitutt (FFI), Norway.

Wang, G., Gertner, G., Anderson, A.B., Howard, H., Gebhart, D., Althoff, D., Davis, T., Woodford, P. (2007) Spatial variability and temporal dynamics analysis of soil erosion due to military land use activities: Uncertainty and implications for land management. *Land Degradation & Development* **18**, 519-542.

Xiong, Z.T., Liu, C., Geng B (2006a) Phytotoxic effects of copper on nitrogen metabolism and plant growth in *Brassica pekinensis* Rupr. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **64**, 3, 273-280.

Xiong, Z.T., Zhao, F., Li, M.J. (2006b) Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: Effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology*: **21**, 2, 147-153.