



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2021 60 stp**

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

## **Slitasjeutvikling på stier og leirplasser i Femundsmarka nasjonalpark over 30 år**

Development of vegetation and soil impacts on  
trails and campsites in Femundsmarka National  
Park during 30 years

**Sindre Kolstad Valan**

Master i Naturforvaltning



## Forord

Denne oppgaven setter punktum for en lærerik og interessant prosess for min studietid ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. En mastergrad i naturforvaltning danner bakgrunnen for denne oppgaven. Langs hele mitt utdanningsløp har jeg siktet meg inn på forvaltning av verneområder. Et viktig spørsmål som driver min motivasjon er hvordan vi kan legge til rette for og styre bruken av et verneområde slik at opplevelsen for de besøkende blir størst mulig, samtidig som at verneverdiene ivaretas. Et verneområde som står meg veldig nært og som jeg gjennom hele min oppvekst har vært på turer i, er Femundsmarka nasjonalpark. Samtidig med dette studiet har jeg jobbet som nasjonalparkforvalter for Femundsmarka. Jeg har skilt på rollene som forvalter og student, og oppgaven er skrevet i forskerens perspektiv. Samtidig har erfaringene jeg har fått stor verdi for nåværende og framtidig arbeid i Femundsmarka, som nasjonalparkforvalter.

En stor takk rettes til mine tre veiledere. Øystein Aas, hovedveileder for denne oppgaven, har med sitt kritiske blikk bidratt med nøye veiledning og strukturering av oppgaven. Odd Inge Vistad, har med sin solide erfaring gitt meg mange gode innspill, samt viktig kunnskap og data fra sin doktorgrad i Femundsmarka. Marianne Evju vil jeg takke for gode og motiverende tilbakemeldinger, samt viktig hjelp til kapitlene om flyfoto og statistiske analyser. Naturoppsyn Tom Johansen har med sin lange erfaring lært meg mye om Femundsmarka, takk for lærerike diskusjoner. Nasjonalparkforvalter Kirsten Thyrum har bidratt med god kunnskap om forvaltningen av området. Til slutt en takk til Eli Grete Nisja som bidro med sine data fra 1980-tallet og for en hyggelig dag i felt.

Røros, 28.05.2021



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

*Sindre Kolstad Valen*

---

Sindre Kolstad Valen



## Sammendrag

Formålet med denne oppgaven var å kartlegge slitasje og vurdere endringer i slitasje over tid, forårsaket av besøkende i Femundsmarka nasjonalpark, både i områder som tidligere er undersøkt og andre områder med forvaltningsutfordringer. Slitasjeregistreringer ble samlet inn fra tre studieområder i nasjonalparken, ved Røsanden, langs Røa og på Røvolvfjellet. Det ble gjennomført en metodetest av flyfoto for å identifisere leirplasser. I tillegg gjorde jeg vurdering av utvikling i ferdsel basert på sekundære data og mine slitasjeregistreringer fra 2020 ble sammenlignet med tilsvarende data fra 1988 for to av studieområdene.

Andelen leirplasser jeg ikke så på flyfoto, men som var der i virkeligheten, var større enn andelen antatte leirplasser, som ikke var der i virkeligheten. Det ble dermed en underestimering av antallet leirplasser ved bruk av flyfoto, i tillegg til at mange ble feilplassert. Flyfoto av den kvalitet jeg hadde tilgang til egner seg derfor dårlig i denne typen områder. Hovedinntrykket er at utviklingen i antall besøkende til Femundsmarka nasjonalpark har vært stabil gjennom de siste 30 årene. Gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal for leirplassene i alle studieområdene var 25 m<sup>2</sup>. Totalt vegetasjonsfritt areal var høyest ved Røsanden og lavest på Røvolvfjellet. Over halvparten av leirplassene ved Røa (56 %) og Røvolvfjellet (72 %) ble vurdert til å være i en fase med en økende utvikling i slitasje, mens 72 % av leirplassene ved Røsanden hadde derimot en avtagende utvikling. Siden 1988 har antallet leirplasser steget både ved Røsanden og langs Røa med hhv. 19 % og 70 %. Vegetasjonsfritt areal økte med 13 % ved Røsanden og 78 % ved Røa mellom 1988 og 2020. Den mest typiske skaden på trær var brekt grein, og flest skader var antatt å være 2-5 år gamle. Antall skadde trær i 2020 har økt fra 112 til 241 ved Røsanden og fra 8 til 163 langs Røa sammenlignet med 1988. Langs dagens merkede sti mellom Røsanden og Røvollen var gjennomsnittlig total bredde og dybde hhv. 223 cm og 11 cm. Alle punktene ble vurdert å ha en økende slitasjeutvikling. Det er svært liten ferdsel langs den stien som ble lagt om i 2002, og total stibredde var minkende ved alle målte punkter. Undersøkelsen påviser at i områder i Femundsmarka som er mye besøkt har det vært en betydelig økning i slitasje over de siste ca. 30 årene.

Det er foreslått en rekke reparerende og forebyggende tiltak. I tilfeller der verneverdiene er truet, må både sentrale myndigheter og det enkelte nasjonalparkstyre løfte diskusjonen om å bruke strengere og regulerende tiltak om uønsket påvirkning som skader verneverdiene skal reduseres eller unngås. Dette studiet dokumenterer at eksisterende tiltak ikke har vært i stand til å stoppe eller redusere utviklingen i slitasje.



## Abstract

The purpose of this thesis was to map impacts on vegetation and soil and assess changes over time, caused by visitors in Femundsmarka National Park, both in areas previously investigated and in other areas with management challenges. Data were collected from three study areas in the national park, by Røsanden, along Røa and on Røvolfjellet. An explanatory test of using aerial photos for identifying and measuring vegetation and soil impacts on campsites was also carried out. Based on secondary data an assessment of traffic development over time was also done and my registrations of impacts on vegetation and soil in 2020 were compared with similar data from 1988 for two of the study areas.

The number of actual campsites not visible on aerial photos, was higher than the number of beforehand estimated campsites which turned out not to exist in reality. There was thus an underestimation of the number of campsites when using aerial photos, in addition to the fact that many were misplaced. Overall, the method holds little merit in this type of landscape. The main impression is that the development in the number of visitors to Femundsmarka National Park has been stable over the last 30 years. The average vegetation-free area for a campsite across all study areas was 25 m<sup>2</sup>. Total vegetation-free area was highest at Røsanden and lowest at Røvolfjellet. More than half the campsites along Røa (56 %) and at Røvolfjellet (72 %) were considered to indicate a growing impact on vegetation and soil, while 72 % of the campsites at Røsanden, were considered to be declining. From 1988 to 2020, the number of campsites had increased both at Røsanden and along Røa with 19 % and 70 %, respectively. In the same period, total vegetation-free areas increased by 13 % at Røsanden and 78% at Røa. The most common damage to trees was broken branches, and the dominant share was assessed to be 2-5 years old. The number of damaged trees in 2020 compared to 1988 increased from 112 to 241 at Røsanden and from 8 to 163 along Røa. Along the main marked path between Røsanden and Røvollen, the average total width was 223 cm and average depth was 11 cm. All points were considered to be in a state of increasing impacts on vegetation and soil. Along the rerouted path that since 2002 has been unmarked impacts were reducing and regrowth were evident. Overall, the study documented significant increase in vegetation and soil impacts during 30 years at locations with stable and significant use levels.

Several restorative and preventive measures have been proposed. In cases where conservation values are threatened, both central authorities and the individual national park board must raise the discussion about using stricter and regulatory measures if undesirable impacts that damage the conservation values should be reduced or avoided, since the study document that existing measures have not been able to stop or reduce impacts on vegetation and soil.





# Innhold

<b>1 Innledning</b> .....	<b>1</b>
1.1 Bakgrunn .....	1
1.2 Formål og forskningsspørsmål .....	5
<b>2 Teori</b> .....	<b>6</b>
<b>3 Metode</b> .....	<b>9</b>
3.1 Studieområdet .....	9
3.2 Flyfotoregistreringer .....	11
3.3 Ferdselsdata .....	12
3.4 Slitasje på leirplasser .....	13
3.5 Skader på trær ved leirplasser .....	14
3.6 Slitasjeregistreringer på stiseegmenter .....	15
3.6.1 Dagens stisegment .....	15
3.6.2 Nedlagt stisegment .....	17
3.7 Databearbeiding og analyser .....	18
<b>4 Resultater</b> .....	<b>19</b>
4.1 Flyfotoregistreringer .....	19
4.2 Registreringer i 2020 .....	20
4.2.1 Slitasje på leirplasser .....	20
4.2.2 Skader på trær ved leirplasser .....	22
4.2.3 Slitasje på stisegment .....	25
4.3 Utvikling over tid .....	27
4.3.1 Utvikling i ferdsel vurdert ut fra sekundærdata .....	27
4.3.2 Slitasje på leirplasser fra 1988 til 2020 ved Røsanden og Røa .....	30
4.3.3 Skadde trær ved leirplasser fra 1988 til 2020 .....	31
4.3.4 Gjengroing på nedlagt stisegment .....	31
<b>5 Diskusjon</b> .....	<b>34</b>
5.1 Diskusjon av resultater .....	34
5.2 Videre registreringer .....	44
5.3 Forvaltning og tiltak .....	45
<b>6 Konklusjon</b> .....	<b>50</b>
<b>Referanser</b> .....	<b>51</b>
<b>Vedlegg</b> .....	<b>55</b>



# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Norge forplikter seg gjennom internasjonale avtaler å ivareta biologisk mangfold (Regjeringen, 2020). Områdevern skal bidra til bevaring av arter og genetisk mangfold, større intakte økosystemer og områder med særskilte naturhistoriske verdier (naturmangfoldloven, 2009). I Norge finnes fem ulike typer områdevern, hvorav nasjonalpark er en type. Det finnes 47 nasjonalparker i Norge, derav 40 på fastlandet. Nasjonalparker skal inneholde særegne eller representative økosystemer. Vernet skal ivareta naturmangfoldet, men også sikre en uforstyrret opplevelse av naturen (naturmangfoldloven, 2009).

Omtrent 8 milliarder mennesker besøker nasjonalparker verden over hvert år (Balmford et al., 2015). Interessen for friluftsliv og norsk natur er stor, og stadig flere utlendinger tar i bruk norske nasjonalparker (OsloEconomics, 2018). Nasjonalparkbegrepet har blitt et kvalitetsstempel for turister som ønsker å oppleve vill natur og dyreliv (Vittersø et al., 1994). Formålet med nasjonalparker har helt siden opprettelsen av de første på 1960-tallet, vært å stanse tap av naturmangfold gjennom vern (Zachrisson, 2009). Likevel har det hele tiden vært åpnet opp for bruk og næringsaktiviteter i nasjonalparkene, herunder friluftsliv, jakt og fiske, forskning og undervisning, beitebruk for bufe og tamrein, men også turisme (Aas et al., 2003). Det er en forskjell mellom naturvernloven fra 1970-tallet og naturmangfoldloven fra 2009. Fokuset har gått fra å sikre villmarksområdene til å sikre naturmangfoldet og beskytte dette mot installasjoner, forurensing og andre type inngrep (Haukeland, 2011). Fra 2000-tallet, og etter Fjellteksten kom i 2003, har det også blitt mer fokus på å innlemme de menneskelige dimensjonene i forvaltningen (Haukeland, 2011). Forvaltningen av nasjonalparker har dermed gått fra en segregert tilnærming av bruk og vern, til en mer integrert tilnærming uten at lover og forskrifter har åpnet mer opp for brukerinteressene (Mose, 2007).

I Riksrevisjonens rapport fra 2006 oppgis forstyrrelser og slitasje som de største truslene mot verneverdiene i nasjonalparkene (Riksrevisjonen, 2006). I Regjeringens handlingsplan for styrket forvaltning av verneområdene (Klima- og miljødep., 2019), blir det påpekt viktigheten av å ha god kunnskap om ulike trusler mot verneverdiene, og hvordan påvirkningene og tilstanden utvikler seg.

Våren 2014 startet Miljødirektoratets arbeid med utvikling av en merkevarestrategi for Norges nasjonalparker (Miljødirektoratet, 2015). Målet for merkevarestrategien var å finne en balansegang mellom å bruke verneområder for næring, sikre naturopplevelser og å ta vare på sårbare naturverdier, men i verdikonflikter skal alltid naturverdiene veie tyngst (Miljødirektoratet, 2015). Innen 2020 skulle alle nasjonalparker ha utarbeidet en besøksstrategi (Miljødirektoratet, 2015). Innen utgangen av 2020 har 31 av 47 verneområdestyrer godkjente besøksstrategier (Lundberg et al., 2021). Målet for besøksforvaltningen er «å legge til rette for og styre bruken i en nasjonalpark slik at opplevelsen for de besøkende og den lokale verdiskapingen blir størst mulig, forståelsen for vernet økes og verneverdiene ivaretas» (Miljødirektoratet, 2015). Besøksstrategier skal være kunnskapsbasert, og det har blitt gjennomført sårbarhetsvurderinger og brukerundersøkelser i en rekke nasjonalparker (Lundberg et al., 2021).

I denne oppgaven er Femundsmarka nasjonalpark i fokus. Nasjonalparken ble opprettet i 1971 med et vernet areal på 345 km<sup>2</sup>, og utvidet i 2003 til 573 km<sup>2</sup>. Verneformålet for Femundsmarka er «å bevare et stort, sammenhengende og i det vesentlige urørt skog- og fjellområde, å bevare landskapsformer med blant annet det særpregede dødislandskapet med blokkmark, morenerygger, sjøer og vannsystemer, å bevare det naturlige biologiske mangfoldet med et egenartet plante- og dyreliv» (Forskrift om Femundsmarka nasjonalpark, 2003).

På slutten av 1980-tallet ble det gjennomført et større forskningsprosjekt i verneområdene Femundsmarka (N), Rogen (S) og Långfjellet (S) i det såkalte FRL-prosjektet (Vistad, 1995). Odd Inge Vistad leverte i 1994 en doktorgradsavhandling knyttet til FRL-prosjektet. Målet med dette studiet var å se på sammenhengen mellom miljøpreferanser som brukeren har for sitt «fjernfriluftsliv» og sammenholde dette med hvordan de opplever ulike miljøtilstander i hhv. Femundsmarka, Rogen og Långfjellet. Det ble gjennomført flere brukerundersøkelser i områdene (se for eksempel Hultman & Wallsten 1988, Wallsten 1988, Vistad 1995). Delen med miljøtilstand inkluderte også å registrere fysisk miljøpåvirkning ved slitasjeregistreringer.

Slitasjeregistreringene ble utført ved bruk av ulike indikatorer som areal vegetasjonsfritt, kondisjonsklasse, antall båringer, mengde søppel og andel skadde trær. For Femundsmarka ble det blant annet gjort slike registreringer ved Røsanden og på sørsiden av Røavassdraget opp til Nedre Roasten (Vistad, 1995). Vistad med flere gjennomførte videre en oppfølgende undersøkelse av slitasjeregistreringene i Femundsmarka på slutten av 1990-tallet (Vistad et al., 1999).

De ovennevnte studiene konsentrerte seg om leirplasser, men det er også i det samme FRL-prosjektet, utført studier på stier (Nisja, 1988. Ullring, 1989). Nisja (1988) gjennomførte et studium på tråkkslitasje i ulike vegetasjonstyper. I tillegg ble det målt og tegnet profiler av enkelte punkter på den daværende DNT-stien fra Røsanden til Røvollen.

I 2015 ble det gjennomført en ny brukerundersøkelse i nasjonalparken (Vorkinn, 2016). Resultatet viste at blant de registrerte i besøkskassene, var 54 % utlendinger. Det gjør Femundsmarka til en av de mest «internasjonale» parkene i Norge, men dette skyldes i stor grad mange svenske besøkende. Jotunheimen ligger like over med en andel utlendinger på 57 %, mens i Jostedalsbreen er andelen på 75 % (Vorkinn, 2020). Mange av de besøkende oppgir gode fiskemuligheter og fine vann og vassdrag for kanobruk som motivasjon for å besøke området. Fotturer er hovedaktiviteten for de besøkende (84 %). Femundsmarka har over dobbelt så mange fiskere (15 %), sammenlignet med f.eks. Langsua nasjonalpark (6 %). I studiet ble det spurt om de besøkende opplevde slitasje og om de opplevde mer/mindre enn hva de forventet. En høy andel opplevde slitasje på turen (92%). Over halvparten (68%) så omtrent som de hadde forventet, få så mindre/mer enn forventet. Mest slitasje ble registrert ved leir- og rasteplasser (Vorkinn, 2016). Siden brukerundersøkelsen i 1988 og fram til brukerundersøkelsen i 2015 var det observert flere stabile forhold blant brukerne, men også endringer (Vorkinn, 2016). Det må sies at nasjonalparken var mindre og det var derfor færre selvregistreringskasser ute i 1988 enn i 2015. For å sammenligne data mellom de to årene benyttet Vorkinn kun sammenlignbare lokaliteter. Antall utfylte selvregistreringskort, altså antall besøkende var på 3879 i 1988 med en nedgang til 3012 i 2015. En nedgang som tilsvarer 22 %. Endring i utfylte kort kan derimot ikke brukes som en direkte måling på endring i besøkstall. Når det gjelder opplevd slitasje var det lite endring mellom 1988 og 2015, både i mengden som er opplevd og reaksjonen på det som er sett. Andelen svensker har økt noe, mens andelen norske har gått litt ned. Varigheten på flerdagsturer har gått ned og andelen endagsturer har gått opp. Besøkende oppgir å ha sett mindre søppel, og reaksjonen er også mindre negativ noe som kan indikere at situasjonen har forbedret seg (Vorkinn, 2016).

Forvaltningsmyndigheten i Femundsmarka har siden 1970-tallet ryddet søppel i nasjonalparken, men det var ikke før omtrent år 2000 at de begynte å rydde søppel systematisk. I snitt plukker naturoppsynet en halv bærepose med søppel for hver dag de er ute i sommerhalvåret. Et annet problem er at mange besøkende lager egne bålringer også der det finnes bålringer fra før. Forvaltningen har siden 2016 systematisk fjernet bålringer og ryddet

leirplasser, med en målsetning om å ha kun én bårling per leirplass og gjennom dette begrense slitasje knyttet til leirplassene (Thyrum, 2020).

Besøksstrategien for Femundsmarka er utarbeidet og inneholder tiltak som skal sikre naturverdiene, samtidig som at opplevelsen for de besøkende ivaretas. Ferdselen i Femundsmarka følger hovedsakelig vann og vassdrag. Dette medfører et potensial for forstyrrelser av våtmarksfugl. For vegetasjonen er de største utfordringene knyttet til slitasje ved fuktige områder og ved leirplasser i tørt, lett eroderbart substrat i furuskog. Slitasje ved leirplasser omfatter også hogst og skade på både levende og døde trær. I Femundsmarka er det forbudt å hogge trær og skade vegetasjon. Det er tillatt å ta kvister, men ikke greiner jf. § 3 pkt. 2 i verneforskriften (forskrift om Femundsmarka nasjonalpark, 2003). Forvaltning og oppsyn har i mange år transportert ved inn til de mest brukte leirplassene og de åpne buene i nasjonalparken. Dette som et tiltak for å hindre at brukere utfører hogst og skade på trær. De overordnede målene i besøksstrategien fremover er å øke kunnskapsgrunnlaget, formidle god informasjon om naturverdiene og kanalisere ferdselen til områder som tåler bruk.

Et sted som ikke ble undersøkt i FRL-prosjektet, men som har en forvaltningsutfordring er Røvolvfjellet. Dette området som består av en rekke tjern og mindre innsjøer beliggende i et skrint lavfjellsområde er et viktig habitat for en rekke våtmarksfugler. På vinteren, våren og forsommeren er dette et populært område for fiskere. Det ble gjennomført en fuglekartlegging sommeren 2020 (Bekken, 2020). Resultater fra denne kartleggingen indikerer at flere arter blir forstyrret på våren, noe som er negativt for hekkesuksessen. Forstyrrelsen skyldes i hovedsak fiskere som oppholder seg i lengre perioder ved vannene. Ferdselen langs de merkede stiene blir ansett til å være mindre forstyrrende, siden de fleste fjellvandrere går forbi vannene uten å stoppe (Bekken, 2020).

## 1.2 Formål og forskningsspørsmål

I besøksstrategien for Femundsmarka ligger det tiltak som forvaltningen av nasjonalparken har som mål å gjennomføre. Et av tiltakene som er nevnt er å «gjennomføre sammenlignende undersøkelser rettet mot slitasje på stier og leirplasser i områder der dette ble gjennomført på 1980-tallet – for å få en oversikt over slitasje og sårbarhet for vegetasjon og terreng i et lengre perspektiv» (Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia, 2021).

Formålet med denne oppgaven er å kartlegge slitasje og vurdere endringer i slitasje over tid, forårsaket av besøkende i Femundsmarka nasjonalpark i områder som tidligere er undersøkt og andre områder med forvaltningsutfordringer. Følgende forskningsspørsmål ble undersøkt:

- **Kan flyfoto brukes for å identifisere leirplasser og eventuelt overvåke utvikling i slitasje?** Hva kan være årsaken til at leirplasser ikke ble funnet og kan det forklares med naturforhold?
- **Hva er omfanget av slitasjen på leirplasser ved Røsanden, langs Røa og på Røvolfjellet?** Er det forskjeller i slitasje på leirplasser mellom studieområdene?
- **Hvordan påvirker brukere trærne ved leirplassene ved Røsanden, langs Røa og på Røvolfjellet?** Er det forskjeller i skader på trær mellom studieområdene?
- **Hva er slitasjetilstanden langs en mye brukt sti i nasjonalparken?** Er det forskjeller langs stien og kan dette forklares med naturforhold?
- **Hvordan har utviklingen i besøkmengden vært i de siste 30 årene?** Er det samsvar mellom endringer i bruksmengde og slitasje ved leirplasser?
- **Hvordan har slitasjen på leirplasser utviklet seg fra 1988 til 2020?** Er det en økende andel vegetasjonsfritt areal og skadde trær i perioden 1988 til 2020?
- **Hva er slitasjetilstanden langs en sti i nasjonalparken som ble lagt om?** Er det forskjeller langs stien og kan dette forklares med naturforhold? Hvordan har slitasjen på stien utviklet seg fra 1988 til 2020?

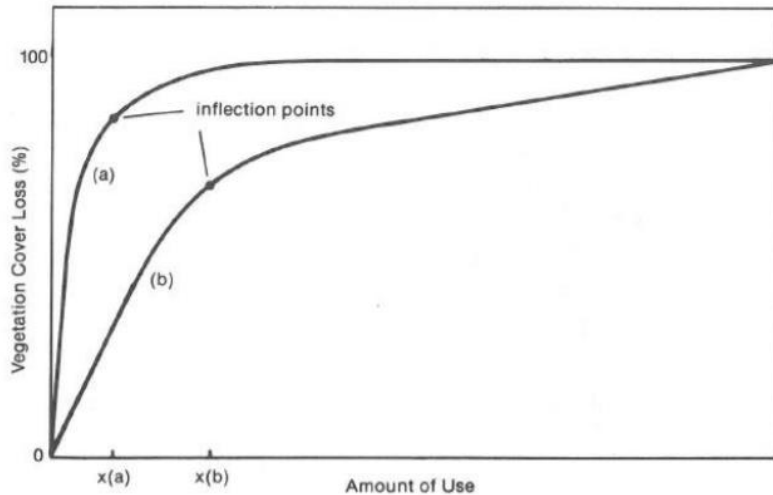
## 2 Teori

Omfanget av slitasje som oppstår på vegetasjon og terreng som følge av ferdsel, er avhengig av belastningsgrad (intensitet, frekvens, tidspunkt og type bruk) og økologiske faktorer på lokaliteten (vegetasjonstype, egenskaper ved arten, geografiske forhold, jordsmonn og vær/klima) (Törn et al., 2006). Ferdsel har minst fire effekter: slitasje på vegetasjon, slitasje på organisk jord, komprimering av jord og slitasje på mineraljord som kan føre til sekundær vind- og værerosjon (Cole, 2004). Slitasje i bratte områder fører videre til økt avrennings- og erosjonspotensial (Cole, 2004). Et annet eksempel er når tråkk fører til komprimering av jord, som reduserer evnen til å absorbere vann. I flate områder med organisk materiale der jorda har blitt komprimert og vann har samlet seg i stien, går ferdselen utenfor og stien blir dermed bredere.

Arter og vegetasjonstyper har ulik sensitivitet for ytre påvirkninger som f.eks. tråkk (Hagen et al., 2014). Sensitiviteten styres av tilpasningsevne, resiliens (evnen til å bygge seg opp igjen etter en endring) og resistens (motstandsdyktighet mot en endring). Egenskaper ved vegetasjonen kan være viktigere faktorer for sårbarhet enn ferdselsintensiteten. Noen arter eller vegetasjonstyper tåler mye ytre påvirkning, men har en dårlig gjenvekst, mens andre tåler lite ytre påvirkning, men revegetering skjer raskt når påvirkningen opphører (Arnesen & Lyngstad, 2012). Terreng, substrat og fuktighetsgrad er blant faktorer som påvirker sårbarheten. Bratt terreng, ustabil substrat med stein og grus eller fuktige myrer er kjente eksempler på slike sårbare områder (Cole, 2004).

Det er sjelden lineære sammenhenger mellom ferdselsintensitet og påvirkning (Hammitt & Cole, 2015). De første effektene på vegetasjonen forårsaket av bruk oppstår ganske raskt, men trenger ikke å bli vesentlig forverret av bruk over lang tid (figur 1). Har et område først blitt utsatt for slitasje, vil ikke nødvendigvis en økning i ferdsel utgjøre en tilsvarende stor forskjell så lenge ferdselen foregår etter den samme gangbanen. Ulik belastningsgrad ved dagens bruk trenger ikke framstå med tydelige forskjeller i graden av slitasje på stier og leirplasser som er mye brukt fra før (Hammitt & Cole, 2015).

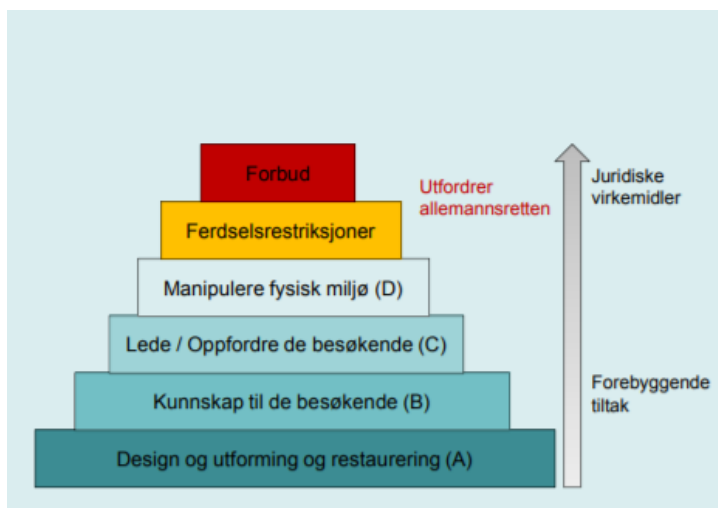




**Figur 1.** Forholdet mellom mengden bruk og tap av vegetasjonsdekke for (a) en sårbar vegetasjonstype og (b) en mer robust type (fra Hammitt & Cole, 2015).

Virkinger av leirslagning inkluderer alle de samme virkningene som for tråkk, samt enkelte andre effekter som skader på trær, hogst og redusert treforyngelse (Cole, 2004). Marion and Cole (1996) studerte jordsmonn og vegetasjon på leirplasser i USA. Resultater fra dette studiet viste at det meste av vegetasjonen på leirplassene var borte. Det organiske jordlaget var en tredjedel av det normale og mineraljord var eksponert over det meste av arealet. En stor andel trær hadde blitt skadet og foryngelsen av nye trær var sterkt redusert. Hall & Farrel (2001) påviste at bruk av nedfall til ved kan ha en påvirkning på jordsmonnet på sikt, fordi det reduserer biomassen som inneholder næringsstoffer som nitrogen og fosfor.

Forvaltningen av norske nasjonalparker har som mål å ivareta naturverdier, sikre naturopplevelser og bidra til lokal verdiskaping (Miljødirektoratet, 2015). Disse målene er ikke alltid compatible med hverandre, og siden verneverdiene skal veie tyngst, er det noen ganger nødvendig å regulere bruken (Vorkinn, 1998). For å redusere uønsket besøksatferd kan flere metoder benyttes, både direkte og indirekte forvaltningsmetoder (figur 2). Direkte forvaltningsmetoder regulerer besøkendes atferd ved å begrense individets valg, for eksempel ved bruk av lover og regler. Indirekte forvaltningsmetoder har en mer forebyggende tilnærming, som derimot forsøker å styre individets valg, gjennom informasjon og fysisk tilrettelegging (Manning & Anderson, 2012). Det optimale tiltaket for å løse en forvaltningsutfordring er det som minimerer besøkernes påvirkning på naturmiljøet mest og samtidig reduserer kvaliteten av rekreasjonsopplevelsen minst (Vorkinn, 1998).



**Figur 2.** Kategorier av virkemidler for å endre ferdselsmønster i natur. Forbud og ferdselsrestriksjoner forandrer folks atferd direkte, mens kategori A, B, C og D forandrer atferden indirekte gjennom tiltak (fra Gundersen et al., 2011).

Forbud mot ferdsel er i svært liten grad benyttet i norske nasjonalparker selv om de fleste har hjemler for dette, og med den politiske målsetningen om økt bruk av nasjonalparkene er det vanskelig å se for seg forvaltningsmetoder som søker å forby tradisjonell bruk av et område (Gundersen et al., 2015). Indirekte forvaltningsmetoder som informasjon og fysisk tilrettelegging kan i stedet benyttes for å påvirke en brukers atferd. Helhetsopplevelsen til de besøkende, gjennom sansing og erfaringer, har stor innvirkning på den atferden og de handlingene som utøves i landskapet. Et fysisk miljø som innehar en dårlig tilstand, vil kunne utløse uønsket atferd (Gundersen et al., 2015). Slike miljømessige signaler kalles releasor-cue mekanismer (Gabor, 1994). Denne atferden oppstår når forholdene i det fysiske miljøet frigjør de sosiale hemningene som styrer oppførselen. Denne atferden finner sted når det er tydelig at lignende handlinger ikke har blitt sanksjonert direkte ved straff eller indirekte gjennom sosiale normer (Gabor, 1994). Et område som er godt ivaretatt og ser bra ut, vil sannsynligvis gi positive opplevelser for den besøkende, men også fremme positiv atferd som ikke skader miljøet mer enn nødvendig (Gundersen et al., 2015).

Det finnes flere ulike modeller som kan hjelpe forvaltningen å håndtere ferdsel i verneområder (Gundersen et al., 2011). En av disse er Limits of Acceptable Change (LAC). Denne målorienterte modellen består i hovedsak av tre faser. I den første fasen innhentes kunnskap, både erfaringsmessig og vitenskapelige data, analyser av årsak og virkning osv. I den andre fasen blir det definert hva som er akseptable nivåer for påvirkning på naturen. I den siste fasen skal det iverksettes forvaltningstiltak for å nå målene som er satt i fase to og overvåking av tilstanden (Gundersen et al., 2011). Disse tre fasene blir kontinuerlig repetert, for å innhente ny kunnskap om tilstand, som ved behov kan utløse nye forvaltningstiltak.

## 3 Metode

### 3.1 Studieområdet

Femundsmarka nasjonalpark ligger i Røros kommune i Trøndelag fylke og Engerdal kommune i Innlandet fylke, øst for innsjøen Femunden og vest for grensen mot Sverige. Nasjonalparken ble vernet i 1971, og utvidet i 2003. Den utgjør nå 573 km<sup>2</sup>. Studieområdene for vurdering av slitasje på leirplass og stier ligger midt i nasjonalparken og består av delområdene Røsanden, Røa og Røvolvfjellet (figur 3). Det er også utført studier på stien mellom Røsanden og Røvollen.

Studieområdet ved Røsanden er 2,4 km langt og går langs strandsonen både nord og sør for utløpet av Røa, ved Femunden. Røsanden er et flatt område dominert av stein, sand og grus i sedimentene. Blåbærskog og lyngskog er dominerende naturtyper. Studieområdet opp langs sørsiden av Røa er 6,2 km langt og starter ved Starrhåen og slutter ved Nedre Roasten. Terrenget langs vassdraget er småkupert med store partier blokkmark. Dominerende naturtyper er blåbærskog, lyngskog og kalkfattige myrflater. Studieområdet ved Røvolvfjellet omfatter Røvoltjønnan og områdene rundt og omfatter et areal på ca. 1,3 km<sup>2</sup>. Terrenget er noe småkupert med morenesedimenter. Dominerende naturtyper er kalkfattig fjell-lynghei og kalkfattig fjell-lavhei.

I 2002 ble brua ovenfor utløpet til Røa ved Femunden, flyttet opp til Starrhåen. Dette ble gjort fordi isgang skadet hengebrua flere ganger. Når brua ble flyttet, ble også DNT-stien flyttet lengre østover, og store deler av den gamle stien er derfor ikke lenger en merket sti. Denne gamle stien brukes i hovedsak av lokale som går i land på nordsiden av Røsanden. Det er også noe tråkk fra tamrein langs denne stien (Johansen, 2020).



**Figur 3.** Plassering av studieområdene. Studieområdet 1 er ved Røsanden, 2 er langs Røa og 3 er på Røvolfjellet. Innsjøen til venstre på kartutsnittet er Femunden. Kart: ArcGis Pro. S. Valan.

## 3.2 Flyfotoregistreringer

Registreringer av slitasje på store lokaliteter, i dette tilfellet verneområder, er ressurskrevende. I denne oppgaven var et av formålene å undersøke hvorvidt flyfoto kan brukes til å finne og evt overvåke leirplassslitasje. Dette utførte jeg ved Røsanden, langs Røa og på Røvolvfjellet gjennom studier av flyfoto fra årene 1953, 2010 og 2017. Disse ble hentet fra kartløsningen på Finn.no, der alle flyfoto fra ulike årstall ligger inne og kan lastes ned.

Hvert studieområde ble nøye undersøkt på flyfoto. For å identifisere leirplasser ble det undersøkt etter områder med slitasje. Slitte områder fant jeg ved hjelp av forskjeller i struktur, farge og form i forhold til omkringliggende vegetasjon. For å kunne gjøre en sikrere vurdering ble det også undersøkt om det kunne sees båringer eller andre tegn etter brukere på de slitte områdene. Deretter ble hver potensiell leirplass nummerert og avgrenset på kart. Avgrensingen ble tegnet som polygoner i ArcGis Pro.

For å kunne vurdere egnethet av kartlegging via flyfoto, var det nødvendig med en form for validering (vedlegg 1). Validering av de potensielle leirplassene ble utført i felt i juli 2020, i kombinasjon med detaljerte undersøkelser på leirplasser nevnt i kap. 3.4 og 3.5. I felt ble hver potensielle leirplass som var identifisert på flyfoto, oppsøkt. I felt lette jeg dessuten etter leirplasser som ikke var identifisert på flyfoto. Ved hvert sted ble det notert om leirplassen hadde blitt identifisert på flyfoto eller ikke. Jeg brukte tre kategorier for leirplasser som ikke ble identifisert på flyfoto: 1: mye trær/tett kronedekke, 2: dårlig synlighet, lite slitasje, 3: dårlig synlighet, berg/stein på bakken som skjuler slitasje. En grov inndeling i naturtypene, fjell/hei, skog, strand/vannkant ble også notert ved hver leirplass.

Flyfoto fra hhv. 1953, 2010 og 2017 hadde store forskjeller i fotokvalitet og tekniske aspekter (figur 4). Flyfoto fra alle de tre årene ble forsøkt benyttet for å identifisere leirplasser. Flyfoto fra 1953 var i sort/hvitt og hadde en dårlig oppløsning, som dermed gikk utover muligheten til å avgrense leirplasser. I flyfoto fra 2010 var det fargebilder som gjorde det enklere å avgrense områder med mye slitasje. En feilkilde for disse dataene var oppløsningen, som gjorde at farger og struktur for leirplasser hadde stor likhet med lavdekt vegetasjon. Bedre farger og struktur i flyfoto fra 2017 gjorde det mye enklere å skille områder med mye slitasje, fra omkringliggende vegetasjon, sammenlignet med flyfoto fra 2010. Båringer og andre spor etter brukere var også enklere å se på disse flyfotoene. På bakgrunn av disse aspektene så ble kun flyfoto fra 2017 benyttet i vurderingen av hvor egnet flyfoto er til slitasjeregistrering.





**Figur 4.** Utsnitt av flyfoto fra hhv. 1953, 2010 og 2017 (stort bilde) som viser synligheten av en leirplass ved Røsanden. Ingen leirplasser i studieområdet var synlig på flyfoto fra 1953. Kart: kart.finn.no.

Vegetasjonsfrie områder skilte seg tydelig ut hvor det var synlig mineraljord. Det var vanskeligere å se avgrensinger og om det i hele tatt kunne være en leirplass, hvis det kun var synlig humus og/eller små forskjeller fra omkringliggende vegetasjon og terreng. Denne utfordringen viste seg å være størst på Røvolfjellet, og til dels ved Røsanden.

### **3.3 Ferdelsdata**

Ferdelsdata i denne oppgaven baserer seg på ssekundærdata. Data over antall solgte fiskekort ble gjort tilgjengelig av Statskog og Engerdal fjellstyre for det såkalte «Femundsmarka-kortet». Passasjertall for rutebåten Fæmund II ble gjort tilgjengelig av AS Fæmund. Overnattingstall for DNT-hyttene, Røvollen og Svukuriset ble gjort tilgjengelig av Den Norske Turistforening (DNT) Oslo og omegn. Det er data for antall overnattinger på Røvollen, fra 1970 til 2019 og på Svukuriset fra 1970 til 2020. Disse statistikkene ble lagt inn i linjediagram med ei trendlinje som viser utvikling.

### 3.4 Slitasje på leirplasser

En leirplass blir i dette studiet definert som et sted hvor det er egnet å sette opp telt og raste, og som har tegn på bruk, som bålring og slitasje, enten på trær eller bakkevegetasjon.

Jeg registrerte leirplasser innenfor «den naturlige strandsonen», dvs. den sonen nærmest stranden/vannlinjen som er «naturlig» å bruke for fiske, vandring langs vassdraget, rasting eller telting (jf. Vistad 1995).

Leirplasser ble undersøkt ved Røsanden, langs Røa og på Røvolvfjellet (vedlegg 2). Et tidligere studium undersøkte slitasje på leirplasser ved Røsanden og langs Røavassdraget opp til Nedre Roasten (Vistad, 1995). I dette studiet undersøkte jeg i tillegg Røvolvfjellet.

For å kategorisere og klassifisere slitasjetilstanden ble det benyttet en kondisjonsklasseinndeling som tidligere er utviklet av Wallsten (1988). Hver *kondisjonsklasse* inneholder en samlet vurdering av flere elementer.

- Klasse 1. Markvegetasjonen er nedtrampet og/eller påvirket i artsfordeling. Ingen direkte slitasje og minimal fysisk endring utenom en bålplass.
- Klasse 2. Markvegetasjonen er borte på enkelte flekker (mindre enn 3 m<sup>2</sup>), f.eks. rundt en bålring. Ingen synlige trerøtter.
- Klasse 3. Markvegetasjonen er borte på større flater (mellom 3 og 30 m<sup>2</sup>). Jord/humuslaget er intakt utenom på enkelte flekker. Flere synlige trerøtter.
- Klasse 4. Markvegetasjonen er borte på svært store flater (større enn 30 m<sup>2</sup>). Eller: Markvegetasjonen er borte på flater større enn 10 m<sup>2</sup> kombinert med naken mineraljord på store sammenhengende flater (eller mange mindre flekker).

For å øke presisjonsnivået ble kondisjonsklasser supplert med mer detaljerte registreringer av flere indikatorer.

*Areal vegetasjonsfritt* er det totale området på en leirplass som har synlig humus og/eller mineraljord. Områder med innslag av mose ble kategorisert som vegetasjonsfritt. Jeg målte opp areal vegetasjonsfritt ved hver leirplass ved bruk av kjente geometriske former (sirkel, firkant og trekant), til å passe inn og dekke arealet. De nødvendige oppmålingene for å kunne regne ut areal, ble så målt opp for hver av de geometriske formene som ble benyttet.

*Utvikling av slitasje* ble vurdert ved hver enkelt leirplass som enten økende eller avtagende. Kriteriene som ble vurdert var en kombinasjon av om vegetasjonsfrie områder hadde fått tilvekst av moser, om bålringen så nylig brukt ut og om det var noen ferske (0-2 år gamle) skader på trær ved leirplassen. En slik indikator vil ved senere registreringer kunne påvise endringer i ferdsels-/bruksmønster ved leirplassene.

*Antall bålringer* på hver leirplass ble telt. En bålring er en oppbygd mur/ring med stein hvor det har blitt fyr opp ild/bål. Bålrester uten steinring ble ikke telt.

### **3.5 Skader på trær ved leirplasser**

For å få et mål på hogst og skade på trær registrerte jeg *antall trær* og *antall skadde trær* på hver leirplass og i en radius på 5 meter utenfor det vegetasjonsfrie arealet (vedlegg 2).

Videre gjorde jeg mer detaljerte undersøkelser på et tilfeldig sett med trær. Fra retning nord (360°) ble hvert skadde tre gitt et nummer og tre stykk tilfeldige trær ble valgt, ved at jeg trekte tre tilfeldige nummer. Deretter ble himmelretning og avstand i meter for hvert tre målt fra senter av leirplassen.

*Type skade* ble kategorisert til 1-brekk grein, 2-avsagd/hogd grein, 3-nevertekt, og 4-sår fra sag/kniv/øks. Det kan være flere typer skader på samme tre, derfor ble alle de identifiserte skadene notert. Sår fra sag/kniv/øks er skader på treoverflaten, ofte riss i barken. Nevertekt er never som er revet av fra treet. Nevertekt ble målt i prosent (%) rundt hele stammen, opptil 2,5 meter fra bakken.

*Alder på skade* ble skjønnsmessig delt inn i tre kategorier, 0-2 år, 2-5 år og 5 år eller mer. Alder ble vurdert ved at skader med lys/frisk trefarge ble vurdert til 0-2 år, skader med grå/mørk farge til 2-5 år og skader med mørk farge, i tillegg til påvekst av lav ble vurdert til 5 år eller mer (figur 5). Alle bilder av skadde trær ble tatt med 2-4 meter avstand fra stammen.





**Figur 5.** Alder på skade på trær ble skjønnsmessig delt inn i tre kategorier, f.v. 0-2 år, 2-5 år og 5 år eller eldre. Foto: S. Valan.

## **3.6 Slitasjeregistreringer på stisegmenter**

### **3.6.1 Dagens stisegment**

Formålet var å undersøke slitasjetilstanden langs en mye brukt sti i nasjonalparken. Jeg utførte detaljerte registreringer av slitasje på stisegmentet fra Røsanden opp til Røvollen (vedlegg 3). Stien er 4 km lang og er mye brukt som en ferdselsåre til de mest besøkte områdene i nasjonalparken.

Slitasjevurderingen baserte seg på en metodikk som NINA har utarbeidet med tanke på registreringer av slitasje på stier (Evju et al., 2020). Metodikken har blitt utviklet gjennom flere prosjekter som «Overvåking i verneområder» (2007), «Målstyrt forvaltning» (2008) og «Pilotprosjekt: Bevaringsmål i store verneområder» (2011), alle finansiert av Direktoratet for naturforvaltning (Hagen & Evju 2011).

Jeg tok utgangspunkt i et observasjonspunkt per 200 m (figur 6). Utvalget av observasjonspunkt ble utført med en semi-tilfeldig utlegging. En slik metode gir et bedre datasett på hvor store deler av stien som har slitasjeutfordringer enn dersom punktene hadde blitt lagt ut subjektivt. Tilfeldig utlegging reduserer sannsynligheten for å få med problempunkter (Leung & Marion 1999). For å sikre både en relativt tilfeldig utlegging og inkludere sjeldent forekommende

naturforhold, ble stien gått opp og naturforholdene notert (med fokus på vått, veldig tørt og bratt) for å fange opp sensitive vegetasjonsenheter (jf. Hagen et al., 2019), samt å legge punkter for hver 200 m og notere naturforholdene der.

For hvert observasjonspunkt ble det lagt ut én registreringslinje på tvers av stien. Følgende variabler ble målt langs hver registreringslinje:

- *Stiens kompassretning* (grader)
- *Terrengets helningsretning* (grader)
- *Slitasjestatus*, om utviklingen av slitasje er økende eller avtagende. Dette ble vurdert i 2020 gjennom å vurdere om vegetasjonsdekket i overgangssonene mot ikke slitte områder bar preg av gjengroing eller ny slitasje.

Langs hver registreringslinje ble det målt *substrattype*, størrelse og andel i prosent (%). Substrattype ble delt inn i følgende variabler:

- Fast fjell og blokk
- Stein og grov grus > 2 cm
- Fin/middels grus, 2-20 mm
- Sand, 0.06-2 mm
- Silt/leire, < 0.06 mm
- Torv
- Humus

Langs hver registreringslinje ble det strekt et målebånd helt ut til intakt vegetasjon på begge sider av stien. Følgende variabler ble målt på hver linje:

- *Stibredde av kjernesti* (cm), dvs. tydelig sti uten noen form for vegetasjonsdekke.
- *Bredde på overgangssoner*, dvs. soner mellom tydelig sti og intakt vegetasjon på begge sider (cm).
- *Stibredde av kjernesti + overgangssoner*.
- *Slitasjetilstand* i sti og overgangssoner, i en tregradig skala:  
*Helt slitt* – all vegetasjon slitt bort  
*Kraftig slitt* – synlige hull i vegetasjonsdekket  
*Moderat slitt* – ingen synlige hull i vegetasjonsdekket, men synlig tråkk
- *Stidybde*, definert som maks. høyde mellom bakken og den rette linja mellom bakkenivå i urørt terreng på begge sider av stien (cm).

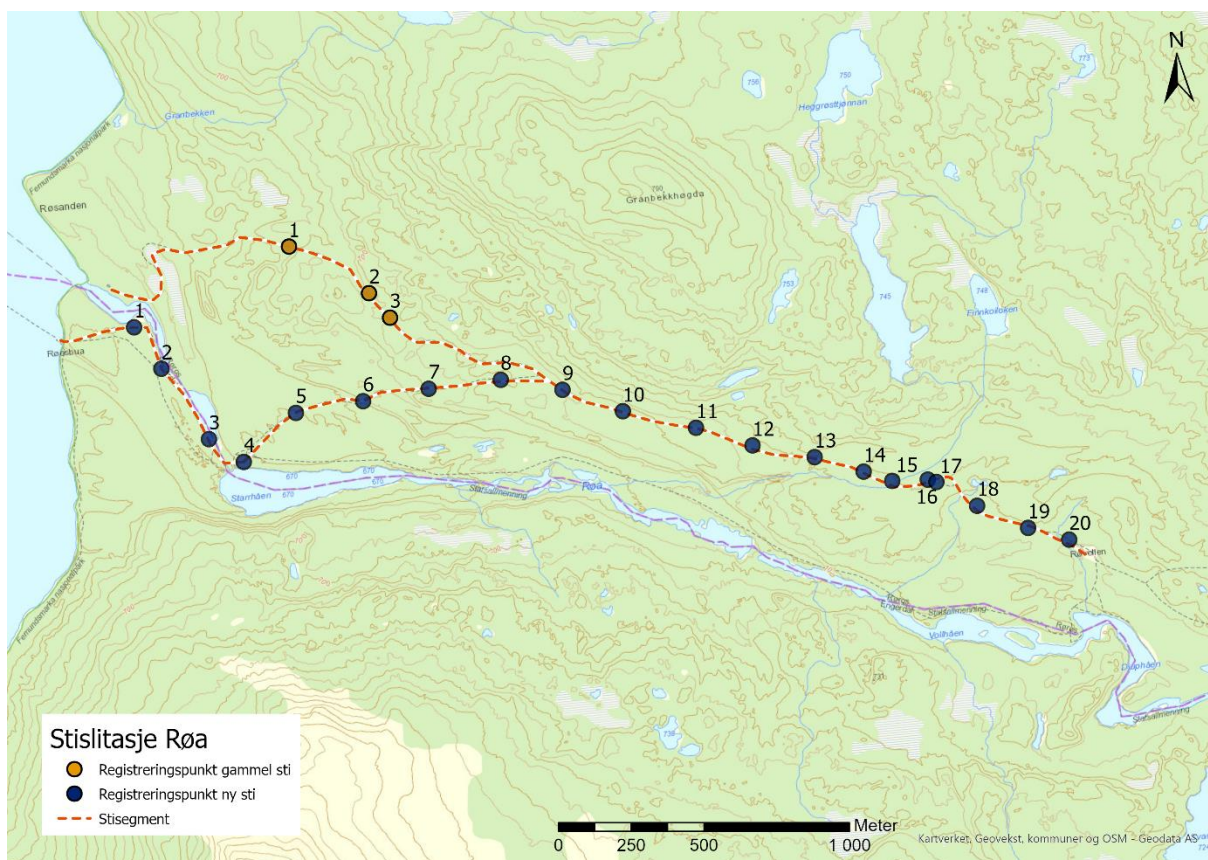
- Stiens *helningsgrad*.

Hvert stisegment ble i etterkant relatert til NiN 2.0 i henhold til kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 basert på vegetasjonssammensetning og miljøforhold (Bratli et al., 2019).

### 3.6.2 Nedlagt stisegment

Formålet var å undersøke hvordan slitasjetilstanden langs en sti i nasjonalparken er. En del av den merkede stien fra Røsanden til Røvollen ble endret i 2002. Dette medførte at stien ble lagt om og segmentet på nordsiden av Røa fikk betydelig mindre ferdsel. Jeg brukte stisegmentet som ble registrert i 1988, som går fra Røsanden og innpå dagens stisegment (figur 6).

Tre av fire punkter registrert av Nisja i 1988, ble gjenfunnet i 2002. Punkt 4 ble ikke gjenfunnet. Det er med andre ord ikke grunnlag for statistiske analyser av dette, bare kvalitative tolkninger. Punktene ligger med noen hundre meters mellomrom (figur 6).



**Figur 6.** Registreringspunkter for nedlagt sti (oransje punkter) og ny sti (blå punkter) mellom Røsanden og Røvollen. Kart: ArcGis Pro, S. Valan.

Punktene der registreringene fant sted i 1988, ble forsøkt gjenfunnet i felt ved hjelp av bilder. Det ble tatt bilder fra samme sted og vinkel som bildene fra 1988. Det lå ingen nøyaktig markering på bildene av stien, hvor målingen for stibredde og tverrsnitt ble utført. I samtaler med Eli Grete Nisja ble området i midten på hvert bilde valgt ut for målinger.

Jeg målte stibredde- og dybde og tegnet tverrsnitt av stien. Stibredde ble målt ved at et målebånd ble strekt helt ut til intakt vegetasjon på begge sider av stien. Tverrsnitt av stien ble tegnet for hånd. Hvert punkt ble i etterkant relatert til NiN 2.0 i henhold til kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 basert på vegetasjonssammensetning og miljøforhold (Bratli et al., 2019).

### **3.7 Databearbeiding og analyser**

Alle data samlet inn i felt ble lagt inn i Excel. Et ark for hhv. flyfoto, leirplasser, trær på leirplasser og sti. Jeg gjennomførte deskriptive undersøkelser ved å se på antall, gjennomsnitt og variasjoner. Dette gjorde jeg ved bruk av pivot-tabeller i Excel. For statistiske tester ble data overført fra Excel til PSPP versjon 1.2.0.

Jeg brukte t-test for å analysere om det var forskjell i størrelse (areal vegetasjonfritt) på de leirplassene som ble identifisert på flyfoto vs. de som bare ble identifisert ved feltarbeid (vedlegg 4). Jeg brukte en kji-kvadrattest for å analysere om det var forskjell i oppdagbarhet mellom de tre studieområdene, oppdagbarhet mellom ulike kondisjonsklasser og oppdagbarhet i/utenfor skog (vedlegg 4).

For å analysere om det var en sammenheng mellom forskjellen i areal vegetasjonfritt, kondisjonsklasse og antall bålringer fra 1988 til 2020, brukte jeg en t-test (vedlegg 5).

Jeg brukte korrelasjonsanalyse ved Spearmans rang for å analysere om det var høyere andel skadde trær på store leirplasser og på veldig slitte leirplasser (vedlegg 6).

For å analysere om det var en sammenheng mellom stibredde/stidybde og helningsgrad, brukte jeg lineær regresjon (vedlegg 7). For å analysere om det var en sammenheng mellom stibredde/stidybde og dominerende substrattypen, brukte jeg en variansanalyse. En post-hoc Tukey test ble brukt for å finne ut om det var enkelte parvise kontraster mellom de ulike substrattypene (vedlegg 7).



## 4 Resultater

### 4.1 Flyfotoregistreringer

Ved bruk av flyfoto for å registrere leirplasser ved Røsanden, Røa og Røvolvfjellet, ble hhv. 19, 12 og 6 lokaliteter identifisert som leirplasser (tabell 1). Under validering i felt ble det påvist noen feilregistreringer i alle de tre studieområdene. For Røsanden, Røa og Røvolvfjellet var hhv. 21 % (N=4), 42 % (N=5), og 17 % (N=1) av leirplassene som ble identifisert ved flyfoto, ikke leirplasser i virkeligheten. Feltinventeringer var videre nødvendig for å identifisere en stor andel av leirplassene som faktisk fantes i hvert studieområde, dvs. hhv. 40 % (N=10), 59 % (N=10) og 72 % (N=13) (tabell 1) ble ikke oppdaget ved analyse av flyfoto. Andelen leirplasser jeg ikke så på flyfoto, men som var der i virkeligheten, var dermed også større enn andelen antatte leirplasser, som ikke var der i virkeligheten. Det ble dermed en underestimering av antallet leirplasser ved bruk av flyfoto, i tillegg til at mange ble feilplassert.

Under valideringen av metodikken i felt avdekket jeg videre stor variasjon i effektiviteten i bruk av flyfoto. Det var forskjeller mellom studieområdene i oppdagbarhet av leirplasser med flyfoto ( $p = 0,018$ ). Dette kan skyldes den store forskjellen i gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal pr. leirplass ved Røsanden og Røvolvfjellet på hhv. 30 m<sup>2</sup> og 18 m<sup>2</sup>. Gjennomsnittlig areal vegetasjonsfritt var høyere ved de leirplassene som ble oppdaget på flyfoto, enn de som ikke ble oppdaget ( $p = 0,005$ ), med andre ord er store leirplasser lettere å oppdage på flyfoto enn små. Inndeling i kondisjonsklasser underbygger resultatet ved at de fleste leirplassene ved Røsanden var i klasse 4, mens de fleste leirplassene på Røvolvfjellet var i klasse 3. Det var ingen signifikante forskjeller i oppdagbarhet av leirplasser mellom ulike kondisjonsklasser ( $p = 0,132$ ). Den største årsaken til at de resterende leirplassene ikke ble identifisert var kategorien dårlig synlighet, lite slitasje. En annen viktig årsak var kategorien dårlig synlighet, pga. tett kronedekke. Tett kronedekke og skygge fra trær gjorde det vanskeligere å se forskjeller i struktur på bakken. Denne utfordringen gjaldt i hovedsak langs Røa hvor kronedekke var tettest. Noen få steder langs Røa og på Røvolvfjellet var det også berg/stein på bakken, der spor etter slitasje ikke var synlig på flyfoto.

Røsanden og Røa var studieområdene med flere enn én naturtype. Ved Røsanden var 80 % av leirplassene i skog, mens resten var i strand/vannkant. Langs Røa var fordelingen i leirplasser

likt mellom skog og strand/vannkant. Andelen leirplasser som ble identifisert ved flyfoto i de ulike naturtypene ved Røsanden var høyest i skog, mens det langs Røa ble identifisert flest i strand/vannkant. Dette er fordi Røsanden har et åpnere kronedekke enn Røa. Tilfellet langs Røa underbygger at kronedekke er en avgjørende faktor for om du kan identifisere leirplasser ved bruk av flyfoto. Det var en nesten-signifikant forskjell i oppdagbarhet mellom leirplasser i ulike naturtyper ( $p = 0,058$ ).

**Tabell 1.** Antall identifiserte, feil-identifiserte, ikke-identifiserte og faktiske leirplasser ved bruk av flyfoto.

	Antall leirplasser			
	Identifiserte	Feil-identifiserte	Ikke-identifiserte	Faktisk antall
<b>Røsanden</b>	19	4	10	25
<b>Røa</b>	12	5	10	17
<b>Røvolfjellet</b>	6	1	13	18
<b>Totalsum</b>	<b>37</b>	<b>10</b>	<b>33</b>	<b>60</b>

## 4.2 Registreringer i 2020

### 4.2.1 Slitasje på leirplasser

Det ble i felt registrert i alt 25, 17 og 18 leirplasser ved hhv. Røsanden, Røa og Røvolfjellet. Gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal for alle leirplassene i alle studieområdene var 25 m<sup>2</sup>. Totalt areal i m<sup>2</sup> som var vegetasjonsfritt var høyest ved Røsanden og lavest på Røvolfjellet (tabell 2). Røsanden hadde over dobbelt så mye vegetasjonsfrie arealer som Røvolfjellet (figur 7). I tillegg var gjennomsnittlig areal vegetasjonsfritt per leirplass bare halvparten ved Røvolfjellet, sammenlignet med Røsanden. Leirplassene med minst vegetasjonsfritt areal og maks vegetasjonsfritt areal lå begge ved Røsanden med hhv. 0 m<sup>2</sup> og 130 m<sup>2</sup>. Leirplassene ved Røsanden med umiddelbar nærhet til anløpet for rutebåten Fæmund II, sør for utløpet til Røa var større og mer slitt enn leirplassene nord for utløpet. Gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass sør for utløpet var 51 m<sup>2</sup>, mens gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass nord for utløpet var 9 m<sup>2</sup>, bare 18 % av det vegetasjonsfrie arealet sør for utløpet.

**Tabell 2.** Antall leirplasser, sum, gjennomsnitt, min og maks av areal vegetasjonfritt i m<sup>2</sup> ved de tre studieområdene.

	Antall leirplasser	Areal vegetasjonsfritt (m <sup>2</sup> )			
		Total	Gjennomsnitt	Minimum	Maksimum
<b>Røsanden</b>	25	738	30	0	130
<b>Røa</b>	17	438	26	6	60
<b>Røvolfjellet</b>	18	331	18	2	100
<b>Totalsum</b>	<b>60</b>	<b>1507</b>	<b>25</b>	<b>0</b>	<b>130</b>



**Figur 7.** Røsanden var det studieområde med størst vegetasjonsfritt areal totalt og med flest antall leirplasser. Foto: S. Valan.

Det var størst andel leirplasser totalt i kondisjonsklasse 3 (tabell 3). På Røvolfjellet var kun 11 % av leirplassene i kondisjonsklasse 4, mens ved Røsanden og Røa var det hhv. 44 % og 65 %.

**Tabell 3.** Prosentvis fordeling av kondisjonsklasse på leirplasser i de tre studieområdene.

	<b>Kondisjonsklasse</b>		
	2	3	4
<b>Røsanden</b>	12 % (N=3)	44 % (N=11)	44 % (N=11)
<b>Røa</b>	-	35 % (N=6)	65 % (N=11)
<b>Røvolfjellet</b>	17 % (N=3)	72 % (N=13)	11 % (N=2)
<b>Totalsum</b>	<b>10 % (N=6)</b>	<b>50 % (N=30)</b>	<b>40 % (N=24)</b>

Over halvparten av leirplassene ved Røa (56 %) og Røvolfjellet (72 %) ble vurdert til å være i en fase med en økende slitasje, mens 72 % av leirplassene ved Røsanden hadde derimot en avtagende utvikling (tabell 4).

**Tabell 4.** Utvikling i slitasje på leirplasser i de tre studieområdene vurdert i 2020.

	<b>Økende</b>	<b>Avtagende</b>
<b>Røsanden</b>	7	18
<b>Røa</b>	10	7
<b>Røvolfjellet</b>	13	5
<b>Totalsum</b>	<b>30</b>	<b>30</b>

Gjennomsnitt for antall båringer ved leirplassene var 1,2, 1,5 og 1,3 ved hhv. Røsanden, Røa og Røvolfjellet. Disse tallene indikerer at i de fleste tilfellene var det én båring, men særlig langs Røa var det oftere flere enn én båring. Kun ved to leirplasser ble det registrert tre båringer. Totalt hadde 75 % av leirplassene kun én båring.

#### 4.2.2 Skader på trær ved leirplasser

Antall trær innenfor bufferen i og rundt leirplassene i hvert studieområde var høyest ved Røsanden og lavest ved Røvolfjellet, og totalt sett var det omtrent ti ganger flere trær i studieområdet Røsanden enn Røvolfjellet (tabell 5). Andelen skadde trær innenfor buffer var hhv. 72, 73 og 98 % ved Røsanden, langs Røa og på Røvolfjellet. På Røvolfjellet var det få trær, dermed kan det virke som det er en enda større sjanse for at trærne innenfor bufferen blir skadet. Andelen skadde trær korrelerte ikke med økende kondisjonsklasse ( $p = 0,614$ ). Andelen skadde trær hadde en svak positiv korrelasjon med et økende vegetasjonsfritt areal, men var ikke signifikant ( $p = 0,139$ ).



**Tabell 5.** Antall trær, antall skadde trær og andel skadde trær innenfor buffer for leirplassene i de tre studieområdene.

	Antall trær innenfor buffer	Antall skadde trær innenfor buffer	Andel skadde trær innenfor buffer
<b>Røsanden</b>	320	241	72 %
<b>Røa</b>	221	163	73 %
<b>Røvolfjellet</b>	28	27	98 %
<b>Totalsum</b>	<b>569</b>	<b>431</b>	<b>78 %</b>

Den mest typiske skaden på trær var brekt grein (tabell 6, figur 8). I en skjønsmessig vurdering av gjennomsnittlig alder på skader på trær, var 19 % 0-2 år, 46 % var 2-5 år og 35 % var 5 år eller eldre (tabell 7). Ved Røsanden var den største andelen skader 5 år eller eldre. På Røvolfjellet var ingen skader eldre enn 5 år. Det var ulik fordeling av alder på de ulike skadene (tabell 8). *Brekt grein* og *avsagd grein* hadde flest skader som var 2-5 år. *Nevertekt* hadde flest som var 0-2 år. *Sår fra sag, kniv, øks* hadde flest som var 5 år eller eldre.

**Tabell 6.** Fordeling i type skader på undersøkte trær innenfor buffer for leirplassene i de tre studieområdene.

	Antall trær undersøkt	Skader på trær			
		Andel brekt grein	Andel avsagd grein	Andel nevertekt	Andel sår fra sag, kniv, øks
<b>Røsanden</b>	67	96 % (N=64)	40 % (N=27)	30 % (N=20)	21 % (N=14)
<b>Røa</b>	47	98 % (N=46)	32 % (N=15)	11 % (N=5)	13 % (N=6)
<b>Røvolfjellet</b>	23	96 % (N=22)	9 % (N=2)	57 % (N=13)	4 % (N=1)
<b>Totalsum</b>	<b>137</b>	<b>96 % (N=132)</b>	<b>32 % (N=44)</b>	<b>28 % (N=38)</b>	<b>15 % (N=21)</b>



**Figur 8.** Den mest typiske skaden på trær var brekte greiner, som på disse to trærne ved en leirplass langs Røa. Foto: S. Valan.

**Tabell 7.** Anslått alder på skader på undersøkte trær i de tre studieområdene.

	Anslått alder på skade		
	0-2 år	2-5 år	5 år eller eldre
<b>Røsanden (N=67)</b>	12 % (N=8)	36 % (N=24)	52 % (N=35)
<b>Røa (N=47)</b>	15 % (N=7)	57 % (N=27)	28 % (N=13)
<b>Røvolfjellet (N=23)</b>	48 % (N=11)	52 % (N=12)	-
<b>Totalsum (N=137)</b>	19 % (N=26)	46 % (N=63)	35 % (N=48)

**Tabell 8.** Fordeling i alder på type skader på undersøkte trær i de tre studieområdene.

	<b>Alder på skade</b>			
	Brekt grein	Avsagd grein	Nevertekt	Sår fra sag, kniv, øks
<b>0-2 år (N=26)</b>	19 % (N=25)	18 % (N=8)	39 % (N=15)	14 % (N=3)
<b>2-5 år (N=63)</b>	46 % (N=61)	43 % (N=19)	32 % (N=12)	29 % (N=6)
<b>5 år - (N=48)</b>	35 % (N=46)	39 % (N=17)	29 % (N=11)	59 % (N=12)
<b>Totalsum (N=137)</b>	96 % (N=132)	32 % (N=44)	28 % (N=38)	15 % (N=21)

### 4.2.3 Slitasje på stiselement

Langs stien fra Røsanden til Røvollen ble det målt slitasje ved 20 observasjonspunkter. Det ble registrert fire ulike NiN-typer ved de 20 punktene. T4-C-1 blåbærskog dekte ti av punktene, T4-C-18 høgstaudekog dekte åtte av punktene, mens T4-C-9 lyngskog og V1-C-5 svært/temmelig fattig myrkant dekte ett punkt hver.

Gjennomsnittlig bredde av kjernesti og total bredde for alle punktene, var hhv. 154 cm og 223 cm (tabell 9). Gjennomsnittlig stidybde var 11 cm. Alle punktene ble vurdert å ha en økende slitasjestatus. Slitasjegraden for selve stien var helt slitt ved 19/20 punkter. De fleste stedene langs stien var tydelig kanalisierende og robust mot ferdsel (figur 9).

**Tabell 9.** Gjennomsnitt og standardavvik av stibredde og stidybde ved ulike naturtyper og totalt (cm).

\* Kun et observasjonspunkt i naturtypen (ingen variasjonsmål).

	<b>Stibredde kjernesti</b>		<b>Stibredde totalt</b>		<b>Stidybde</b>	
	Gj.snitt	Std.avvik	Gj.snitt	Std.avvik	Gj.snitt	Std.avvik
<b>T4-C-1 blåbærskog</b>	152	80	223	87	11	7
<b>T4-C-9 lyngskog</b>	167	74	242	97	11	8
<b>T4-C-18 høgstaudekog*</b>	50	-	90	-	7	-
<b>V1-C-5 svært og temmelig fattig myrkant*</b>	165	-	210	-	17	-
<b>Totalt</b>	154		223		11	

Det var ingen signifikant sammenheng mellom stibredde og helningsgrad ( $p = 0,535$ ). Stien var derfor ikke bredere i flatere terreng. Stibredde varierte med substrat ( $p = 0,002$ ) og var bredere i grovere substrat. Stidybde økte imidlertid med brattere helning ( $p = 0,001$ ). Brattere helning fører til mer slitasje fra ferdsel og sekundær vær- og vinderosjon. Det var ingen signifikant sammenheng mellom stidybde og substrat ( $p = 0,76$ ).



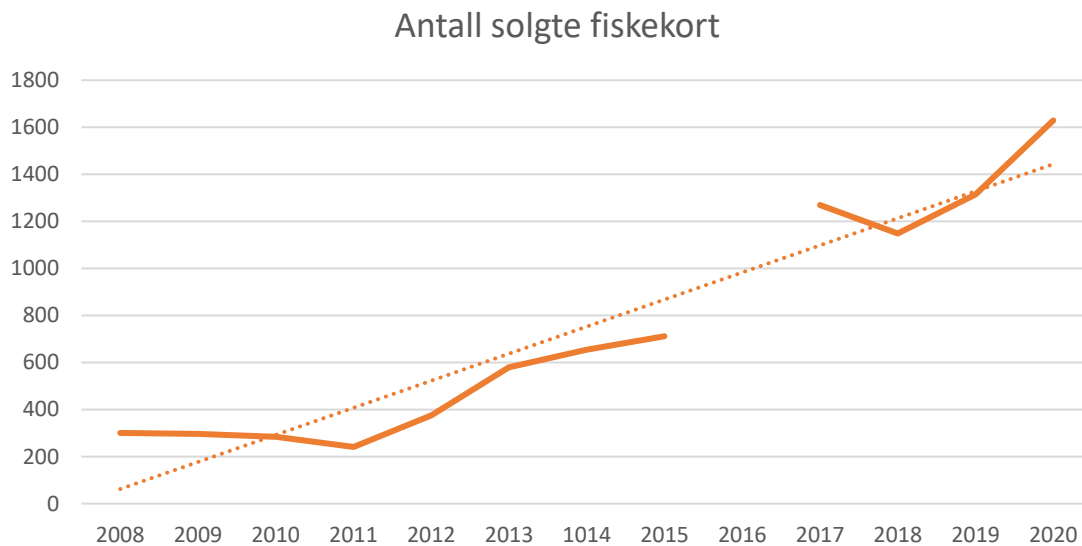
**Figur 9.** Store deler av stien var tydelig kanalisierende og robust mot ferdsel. Foto: S. Valan.



## 4.3 Utvikling over tid

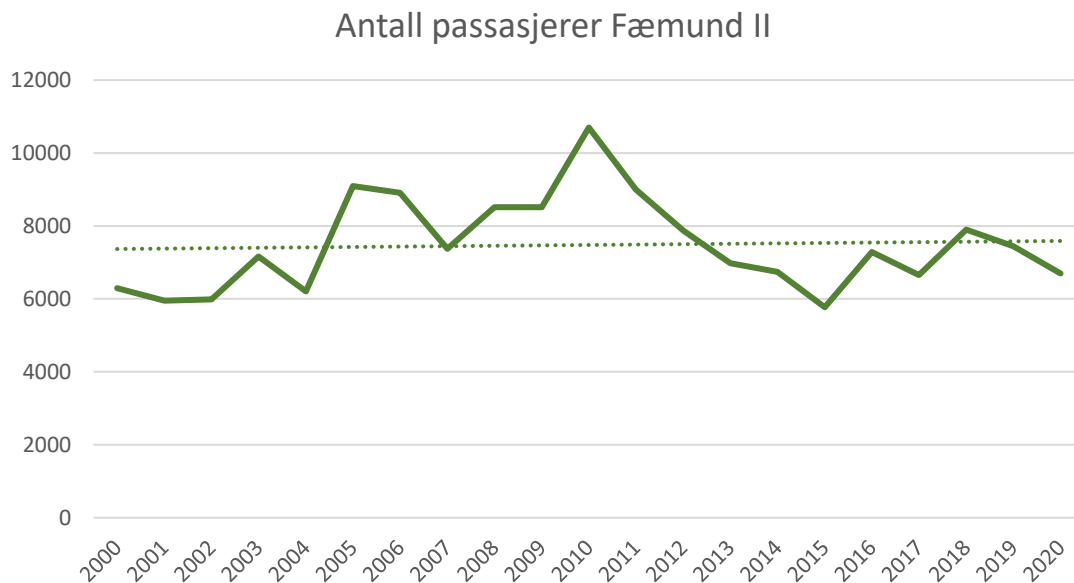
### 4.3.1 Utvikling i ferdsel vurdert ut fra sekundærdata

Antall solgte fiskekort av «Femundsmarka-kortet» har hatt en økende utvikling, med høyeste antall i 2020 på 1629 (figur 10). Gjennomsnittet for hele perioden har vært på 733 solgte fiskekort per år. Dette fiskekortet er forholdsvis nytt og mange som fisker kjøper andre fiskekort som dekker Femundsmarka, dvs. kort for enten Røros som gjelder for Femundsmarka nord for kommunegrensen som går i Røavassdraget, eller kort for Engerdal som gjelder sør for grensa. Denne statistikken viser derfor ikke entydig utviklingen i antall solgte fiskekort.



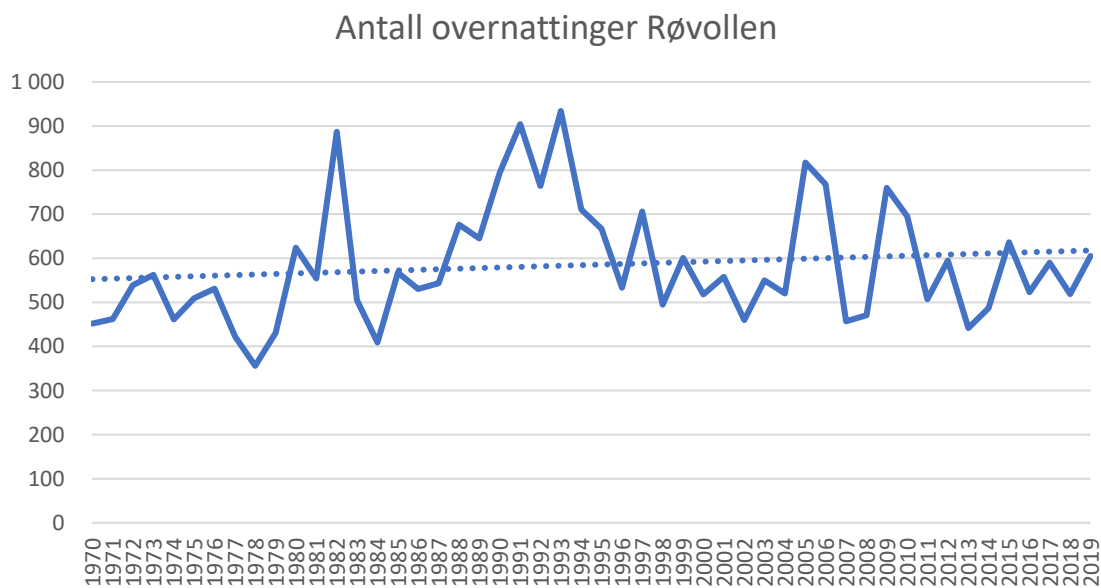
**Figur 10.** Antall solgte fiskekort av «Femundsmarka-kortet» fra 2008-2020. Trendlinjen for denne perioden viser en økning (Kilde: Statskog SF og Engerdal fjellstyre).

Gjennomsnittet i antall passasjerer som reiste med rutebåten Fæmund II fra 2000 til 2020 har vært stabilt, men med to merkbare topper i antall passasjerer (figur 11). Gjennomsnittet for perioden 2000 til 2020 var 7478 passasjerer. Det er to perioder som merker seg ut med vesentlig høyere tall enn gjennomsnittet, nemlig 2005 og 2006, og 2008 til 2011. Passasjertallene ser deretter ut til å ha gått ned, med et av de laveste passasjertallene i 2019 og 2020. En nedgang i 2020 kan skyldes en begrensning i antall billetter pga situasjonen med Covid-19.



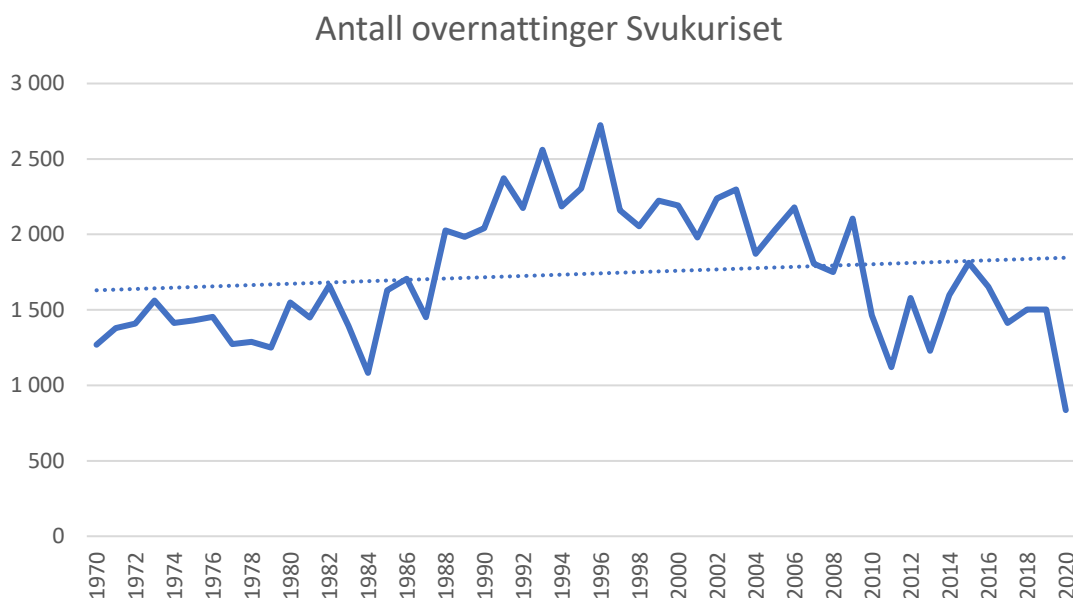
**Figur 11.** Antall passasjerer som reiste med rutebåten Fæmund II fra 2000-2020. Trendlinjen for denne perioden viser at utviklingen er stabil (Kilde: AS Fæmund).

Data fra DNT-hyttene Røvollen og Svukuriset er fra en mye lengre tidsperiode enn de fra fiskekort-salg og Fæmund II. Antall overnattinger på Røvollen fra 1970 til 2019 har hatt flere merkbare topper i antall overnattinger, men gjennomsnittet har vært jevnt (figur 12). Antall overnattinger i 1970 var 452 og antall i 2019 var 605. Gjennomsnittet for perioden 1970 til 2019 var 585 overnattinger. Året med flest var i 1993, med 934 overnattinger. Antall overnattinger har i de siste ti årene stabilisert seg uten noen merkbare topper i antall overnattinger.



**Figur 12.** Antall overnattinger på Røvollen fra 1970-2019. Trendlinjen for denne perioden viser en stabil utvikling (Kilde: DNT Oslo og omegn).

Antall overnattinger på Svukuriset fra 1970 til 2020 viste nokså stabile tall i 1970-1980 og deretter en økende utvikling helt fram til toppen i 1996, med 2724 overnattinger (figur 13). Derifra har antallet overnattinger gått ned og stabilisert seg på omkring 1500 overnattinger per år. Gjennomsnittet for hele perioden foruten 2020 var 1756 overnattinger. En betydelig nedgang i 2020 skyldes stengt hytte pga situasjonen med Covid-19.



**Figur 13.** Antall overnattinger på Svukuriset fra 1970 – 2020. Trendlinjen for denne perioden viser en stabil utvikling (Kilde: DNT Oslo og omegn).

Hovedinntrykket er at utviklingen i antall besøkende til Femundsmarka nasjonalpark har vært stabil gjennom de siste 30 årene. På starten av 1990-tallet gikk antall overnattinger på DNT-hyttene Røvollen og Svukuriset kraftig opp, men avtok igjen mot slutten av 1990-tallet. På 2000-tallet var antallet passasjerer på Fæmund II stabilt, men med en merkbar topp i 2005-2006. Ved DNT-hytta på Røvollen var det også stabilt i starten av 2000-tallet med den samme merkbare toppen som Fæmund II i 2005-2006. DNT hytta på Svukuriset hadde derimot en nedgang på 2000-tallet. Fra 2010 har antall solgte fiskekort for «Femundsmarka-kortet» hatt en kraftig økning. Fæmund II hadde rundt 2010 vesentlig høyere tall enn gjennomsnittet, men har deretter gått ned. Ved begge DNT-hyttene Røvollen og Svukuriset har antall overnattinger stabilisert seg de siste 10 årene.

### 4.3.2 Slitasje på leirplasser fra 1988 til 2020 ved Røsanden og Røa

Jeg kunne ikke gjøre denne sammenligningen for Røvolfjellet da slitasje ikke ble kartlagt der i 1988 og sammenligningen gjennomføres derfor for studieområdene Røsanden og sørbredden av Røvassdraget mellom Starrhåen og Nedre Roasten. Siden 1988 hadde antallet leirplasser steget både ved Røsanden og langs Røa med en økning på hhv. 19 % og 70 % (tabell 10), som tilsvarer en årlig økning på hhv. 0,6 % og 2,3 %. Vegetasjonsfritt areal økte med 13 % ved Røsanden og 78 % ved Røa mellom 1988 og 2020 (tabell 10), som tilsvarer en årlig økning på hhv. 0,4 % og 2,6 %. Gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass var imidlertid veldig likt i 1988 sammenlignet med i 2020, og forskjellen mellom de to årene var ikke signifikant ( $p = 0,746$ ).

Gjennomsnittlig kondisjonsklasse på leirplassene ved både Røsanden og Røa hadde en økning fra hhv. 2,9 til 3,2 og 2,9 til 3,6 fra 1988 til 2020 (tabell 10). Endringen i kondisjonsklasse samlet for begge studieområdene mellom de to årene var signifikant ( $p = 0,016$ ).

Det har imidlertid vært en stor reduksjon i antall bålringer ( $p = 0,001$ ). Antallet bålringer har gått ned med 52 % og 12 % hhv. ved Røsanden og langs Røa i 2020, sammenlignet med 1988 (tabell 10).

**Tabell 10.** Utvikling i antall leirplasser, areal vegetasjonsfritt, kondisjonsklasser og antall bålringer på leirplasser ved Røsanden og langs Røa fra 1988 og 2020. \*\* Signifikans på 0,01 nivå, \*\*\* Signifikans på 0,001 nivå.

	Antall leirplasser		Areal vegetasjonsfritt (m <sup>2</sup> )				Kondisjonskl.		Antall bålringer	
	Totalt		Totalt		Gjennomsnitt (gj.snitt i k.klasse 3 og 4)		Gjennomsnitt		Totalt	
	Røsanden	Røa	Røsanden	Røa	Røsanden	Røa	Røsanden	Røa	Røsanden	Røa
<b>1988</b>	21	10	655	246	31 (60)	25 (17)	2,9	2,9	52	33
<b>2020</b>	25	17	738	438	30 (33)	26 (26)	3,2**	3,6**	29***	25***



### 4.3.3 Skadde trær ved leirplasser fra 1988 til 2020

Antall skadde trær i 2020 hadde økt fra 112 til 241 ved Røsanden og fra 8 til 163 langs Røa sammenlignet med 1988 (tabell 11). I 1988 ble alle trær innenfor leirplassen med en buffer på 10 meter utenfor leirplassen, telt og undersøkt, mens i 2020 ble det brukt en buffer på 5 meter. Dette antyder at økningen i skader på trær reelt sett er større enn det tallene viser.

**Tabell 11.** Totalt antall skadde trær på leirplasser ved Røsanden og langs Røa i 1988 og 2020.

	Antall skadde trær	
	1988	2020
<b>Røsanden</b>	112	241
<b>Røa</b>	8	163
<b>Totalsum</b>	120	404

### 4.3.4 Gjengroing på nedlagt stisegment

En del av den merkede stien fra Røsanden til Røvollen ble endret i 2002. Dette medførte at stien ble lagt om og segmentet på nordsiden av Røa fikk betydelig mindre ferdsel. Jeg undersøkte grad av gjengroing på punktene 1, 2 og 3 i 2020.

Punkt 1 ligger i en T4-C-9 lyngskog med substrat bestående av sand og grus. Området er preget av et tynt vegetasjonsdekke. Fra 1988 til 2020 har den totale stibredde ved punkt 1 gått ned fra 420 cm til 320 cm, en reduksjon på 24 %. I 1988 bestod punkt 1 av tre stier, som nå har blitt til to stier (figur 14). Også punkt 2 og 3 ligger i en T4-C-9 lyngskog. Fra 1988 til 2020 har den totale stibredde gått ned fra 205 cm til 175 cm ved punkt 2, en nedgang på 15 %. Fra 1988 til 2020 har den totale stibredde gått ned fra 200 cm til 190 cm ved punkt 3, en nedgang på 5 %. Stipartiet bærer tydelig preg av gjengroing (figur 15).



**Figur 14.** Tydelige tegn på gjengroing av den nedlagte stien ved punkt 1. Det øverste bildet er tatt i 1988 og det nederste bildet er tatt i 2020. Foto: Øverst, E. Nisja. Nederst, S. Valan.





**Figur 15.** Tydelige tegn på gjengroing av den nedlagte stien ved punkt 3. Det øverste bildet er tatt i 1988, og det nederste bildet er tatt i 2020. Foto: Øverst, E. Nisja, Nederst, S. Valan.

## 5 Diskusjon

### 5.1 Diskusjon av resultater

#### Flyfoto

For å kunne overvåke leirplasser med flyfoto er det nødvendig med jevne oppdateringer av flyfoto. Over Femundsmarka er det gjennomført flyfoto i 1953, 2010 og 2017. Omløpstiden for nye flyfoto er derfor lange, og oppfølgende registreringer av slitasje vil ikke kunne skje så ofte. Kvaliteten på flyfoto har stadig hatt en forbedring, og i dette studiet ble de nyeste flyfotoene fra 2017 benyttet. Likevel var bildene noe utydelig. Med en bedre kvalitet på flyfoto vil det naturligvis kunne bli enklere å identifisere leirplasser.

De viktigste faktorene som kan sies å påvirke hvor enkelt det er å registrere leirplasser med flyfoto er størrelse og grad av slitasje på leirplass, grad av synlig substrat og kronedekke. Mangelen på detaljer, presisjon og effektivitet gjør at flyfoto er en lite foretrukket metode for å måle endringer i slitasje over tid (Jewell & Hammitt, 2000). Andelen leirplasser jeg ikke så på flyfoto, men som var der i virkeligheten, var større enn andelen antatte leirplasser, som ikke var der i virkeligheten. Det ble dermed en underestimert av antallet leirplasser ved bruk av flyfoto, i tillegg til at mange ble feilplassert.

En alternativ metodikk til flyfoto, kan være bruk av droner til å ta bilder. Med en drone er det mulighet til å justere avstanden til bakken. På den måten kan droner skaffe oversiktsbilder av studieområder, men også nærbilder av hver enkelt leirplass. De aller fleste dronene på markedet tar høyoppløste bilder av god kvalitet (figur 16). Fordelene med fjernmåling med drone sammenlignet med flyfoto er lave material- og driftskostnader, fleksibilitet i tid og rom og høyoppløste data (Tang & Shao, 2015). Denne metodikken vil kunne kreve mer arbeid enn bruk av flyfoto per arealenhet, men dataene vil være av en mye bedre kvalitet, kan målrettes mot antatte problemområder og også gi et bedre grunnlag for sammenligninger. Ved hjelp av høyoppløste dronefoto og en Digital Overflate Modell (DOM) kan disse dataene sammen gi nøyaktige målinger av slitasje på vegetasjonsdekke (Murguzur et al., 2019). En slik metodikk er blant annet testet ut langs stier på Hardangervidda (Murguzur et al., 2019) og på overvåking av restaureringstiltak i myr (Kyrkjeeide et al., 2018). På overvåking i myr ble dronefoto og DOM benyttet for å måle høydeforskjeller i vegetasjonen på myrene. Registreringen fanget opp endringene som hadde skjedd i en periode over 3 år. En slik metodikk vil med stor sannsynlighet kunne fange opp endringer i slitasje på stier og leirplasser. I tillegg til å identifisere leirplasser,



vegetasjonsfritt areal, kondisjonsklasse og utvikling i slitasje, kan dronebilder identifisere antall båringer og også mengden synlig søppel på overflaten. Det kan også tenkes at dronebilder kan registrere slitasje på trær, i alle fall andelen skadde og utvikling over tid. Registreringer med droner kan repeteres når som helst, og gir derfor gode muligheter for overvåking av utvikling i slitasje (Murguzur et al., 2019). Dronefoto vil dermed kunne gjøre registreringer av slitasje på leirplasser og stier mer effektiv og følge utviklingen i slitasje bedre enn metodikken med fysiske målinger gjennomført i dette studiet.

Det følger også noen begrensninger knyttet til bruk av drone. Leirplassene og stiene må være synlig direkte fra luften, et tett kronedekke vil begrense synligheten. Dronene er også avhengig av batteri og gode vær- og vindforhold.



**Figur 16.** Dronefoto av en leirplass like utenfor nasjonalparken. Høyoppløste bilder gir detaljert oversikt over vegetasjonsdekke. Foto: M. Røsand, 2019.

### **Ferdselsdata og besøksmengde**

Allerede i 1988 skilte de besøkende i Femundsmarka seg fra de kartlagt i andre nasjonalparker. Andelen som overnattet i telt var stor (40%), det var en stor andel fiskere/padlere (46%) og turene var lange (5.1 dager) (Vistad, 1995). Også Vorkinn (2016) viser at besøkende i Femundsmarka i 2015 skiller seg ut fra andre nasjonalparker. Det er en stor andel som overnatter i telt/lavvo (46%), sammenlignet med andre nasjonalparker som Jotunheimen (25%) og Langsua (11%). Dette har sammenheng både med at mange overnatter, og at de som padler/fisker gjerne overnatter nære vann (Vorkinn, 2016).

Bare 14 % av alle overnattinger i Femundsmarka i 1988 var på DNT-hyttene Røvollen og Svukuriset (Vistad, 1995). Fallet i antall overnattinger på Svukuriset etter 1995 og særlig etter 2008 kan være et uttrykk for særpreget med Femundsmarka, fordi den største andelen besøkende ønsker å oppsøke villmark og overnatter i telt, istedenfor å overnatte på turisthytte. DNT-hyttene har hatt en nedgang i antall overnattinger de siste årene og det kan også være en økning i andel fiskere fordi salg av «Femundsmarka-kortet» har økt. Særpreget med Femundsmarka fører til at den største andelen av bruken er knyttet til leirplasser, og i bruksmønsteret med hyppig besøkte leirplasser som fører til skader på verneverdiene ligger også kjerneutfordringen for forvaltningen.

Naturopsynet har en oppfatning om at andelen som holder seg etter stiene og vassdragene har blitt større. Færre går utenfor de mest brukte områdene, som fører til en mer konsentrert fordeling av besøkende i dag enn for 20-30 år siden (Johansen, 2020). Det ble observert en stor økning i antall besøkende rundt 2005-2006 av naturopsynet, like i etterkant av tv-program fra Femundsmarka, produsert av Lars Monsen (Johansen, 2020). I den samme perioden hadde rutebåten Fæmund II en kraftig økning i antall passasjerer, som styrker påstanden om at det var en reel «Monsen-effekt». Derimot kom fallet i antall overnattinger på Svukuriset, allerede på midten av 1990-tallet. Dette underbygger at en eventuell økning i besøkende er rettet mot de som ønsker å oppsøke villmark og overnatter i telt, istedenfor de som ønsker å overnatte på turisthytte. Det er her viktig å minne om at Svukuriset ligger relativt langt unna kjerneområder i parken. I 2015 oppga 18 % av de besøkende å ha brukt Fæmund II for å komme seg til Femundsmarka (Vorkinn, 2016). Andelen passasjerer på Fæmund II de siste 5 årene har holdt et stabilt nivå, omtrent på samme nivå som før de markerte toppene rundt 2005 og 2010.

Konklusjonen til Vorkinn (2016) var at andelen besøkende har holdt seg ganske stabilt i perioden 1988-2015. Likevel kan ikke svarprosenten mellom de to årene sammenlignes. Selvregistreringskasser er en enkel og lite kostnadskreven metode, men metoden har sine svakheter, først og fremst ved at frafallet ved kassene kan være forholdsvis stort (Kaxrud Wilberg, 2010) og over tid også økende. Som et supplement til brukerundersøkelser anbefales det å benytte ferdsestellere langs stier. Dette gir et bedre estimat på andelen besøkende (Kajala et al., 2007). Det anbefales å sette opp ferdsestellere ved Røsanden, langs Røa og på Røvolgfjellet over flere år. Dette vil kunne gi bedre data for å estimere en utvikling i besøkmengde for området, men ferdsestellere krever en klar og tydelig sti som samler ferdsestien på en linje. Uansett om vi her ikke sikkert kan fastslå om ferdsestien volummessig har

økt, gått ned eller vært relativt stabil, kan vi konstatere at det kan påvises betydelige endringer i slitasje.

### **Leirplasser**

Graden av slitasje som oppstår på vegetasjon og terreng som følge av ferdsel er avhengig av belastningsgrad og økologiske faktorer på lokaliteten (Törn et al., 2006). Røsanden hadde over dobbelt så mye vegetasjonsfrie arealer som Røvol fjellet. I tillegg var gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass nesten halvparten ved Røvol fjellet, i forhold til Røsanden. Årsaken til en sånn forskjell kan være en mer sensitiv vegetasjonstype og en høyere andel brukere gjennom tiden ved Røsanden. Vegetasjonstypen ved Røsanden ble vurdert til å være robust, med furuskog dominert av krekling, røsslyng og lav, og med grovt substrat (Evju et al., 2018). Den sensitive vegetasjonen var knyttet til området nord for utløpet. Dette området går over i en brink med flatere og mer utvasket substrat (Evju et al., 2018). Området ved Røvol fjellet hadde også en ganske robust vegetasjonstype (Evju et al., 2018). Røsanden nær båtanløpet er startpunktet for turer i Røvassdraget, et av de mest besøkte områdene i nasjonalparken (Vorkinn, 2016). Årsaken til en så stor forskjell i slitasje og vegetasjonsfritt areal mellom studieområdene kan derfor peke mot en ulik belastningsgrad over tid. Røvol fjellet var det studieområdet med flest leirplasser med en antatt økende slitasjeutvikling, som kan tyde på at belastningsgraden i dette området er økende.

Forskjell i belastningsgrad virker å være en avgjørende faktor for slitasjeutviklingen mellom områdene ved Røsanden. Leirplassene ved Røsanden med umiddelbar nærhet til anløpet for rutebåten Fæmund II, sør for utløpet til Røa virket å være større og mer slitt enn leirplassene nord for utløpet (figur 17). Gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass sør for utløpet var 51 m<sup>2</sup>, mens gjennomsnittlig vegetasjonsfritt areal per leirplass nord for utløpet var 9 m<sup>2</sup>, bare 18 % av det vegetasjonsfrie arealet sør for utløpet. Området i sør blir mye brukt av besøkende som skal reise med rutebåten Fæmund II og er lettere tilgjengelig enn området i nord. Det ser ut til at mange besøkende overnatter på en av leirplassene i nærheten til brygga dagen før de reiser hjem. Leirplassene bar derfor preg av mye bruk, og slitasjen på de fleste leirplassene virket å være relativt fersk. Området nord for utløpet er mindre tilgjengelig for besøkende, da brua over Røa ble flyttet lengre opp i vassdraget for omtrent 20 år siden. En annen årsak kan være at færre kommer med egen kano på Femunden. I noen vegetasjonstyper skjer en revegetering raskt når påvirkningen opphører (Arnesen & Lyngstad, 2012). Lyngvegetasjon ved Røsanden har høy slitestyrke (resistens), men lav gjenvekst (resiliens)



(Arnesen & Lyngstad, 2012). Gjenveksten som var synlig ved Røsanden har vært en langvarig prosess siden brua ble flyttet for omtrent 20 år siden.



**Figur 17.** Ved Røsanden hadde leirplassene sør for utløpet til Røa (t.v.) en økende slitasjeutvikling, mens leirplassene i nord (t.h.) hadde en avtagende slitasjeutvikling. Foto: S. Valan.

Selv om totalt vegetasjonsfritt areal hadde økt ved både Røsanden og langs Røa, var gjennomsnittet per leirplass det samme. Det vil si at leirplassene ikke nødvendigvis blir større, men økende bruk og ferdsel fører til mer slitasje i form av flere leirplasser. Dette var også resultatet etter et studium i Grand Canyon National Park (US). Over en 20-års periode var det lite endringer i slitasje per leirplass, men antallet leirplasser i studieområdet hadde økt med over dobbelt så mye (Cole et al., 2008). Helhetsopplevelsen de besøkende har, gjennom sansing og erfaringer, har nemlig stor innvirkning på den atferden og de handlingene som utøves i landskapet (Gundersen et al., 2015). Flere besøkende kan ha ført til at flere etablerer nye leirplasser for å ha avstand til andre. Leirplasser som allerede finnes er lite tiltalende og folk ønsker å finne sine egne leirplasser, i stedet for å benytte de allerede eksisterende leirplassene. Det antas også at naturgeografiske forhold (fuktighet, helning, berg, steinblokker, vegetasjon etc.) begrenser størrelsen på leirplassene.

I FRL-prosjektet ble det testet ulike metoder og indikatorer for registrering av slitasje på leirplasser, som et grunnlag for å sammenligne tilstanden mellom områder (Emmelin & Vistad



1993. Vistad, 1995). En av erfaringene de gjorde var at det var vanskelig å finne gode indikatorer for å måle slitasje. Kondisjonsklasser er et grovt klassifiseringssystem som kan være utfordrende å måle objektivt. Inndeling i kondisjonsklasser samler ikke nok informasjon om tilstanden for hver indikator. Når hver leirplass skulle tildeles en kondisjonsklasse, ble det i mange tilfeller en kompromissgang. En leirplass tilfredstilte sjelden kravene til hver indikator i hver klasse. For å best mulig måle slitasje og utvikling, er i stedet konkrete mål som vegetasjonsfritt areal en mer presis indikator. Dette er også hovedindikatoren i kondisjonsklasse-metoden. Vegetasjonsfritt areal er derfor godt nok alene til å kunne måle slitasje over tid. En utfordring som jeg fikk under registrering av vegetasjonsfritt areal, er definisjonen på hva som er vegetasjonsfritt. Jeg registrerte areal med synlig mineraljord og humus, men også arealer hvor moser har begynt å vokse over mineraljord/humus. Metoden som her ble brukt for å registrere slitasje, er ikke så ulike metodene brukt i tilsvarende undersøkelser internasjonalt (Monz et al., 2010). Kondisjonsklasse og vegetasjonsfritt areal ble registrert på stier og leirplasser i Northern Forest (USA). Disse indikatorene kan brukes for å registrere slitasje, slitasjeutvikling over tid og effekter av tiltak (Monz et al., 2010).

I den oppfølgende undersøkelsen i Femundsmarka i 1997 (Vistad, 1999), var det et forslag om å legge til en indikator i tillegg til vegetasjonsfritt areal. Nemlig om leirplassen har en økende eller avtagende slitasjeutvikling. Slik informasjon kommer ikke direkte fram av arealmålene. Det virket som at alle studieområdene hadde noen leirplasser som ikke lenger var i bruk, dette har ført til en revegetering av det tidligere slitte arealet (figur 18). Kriteriene som ble vurdert var en kombinasjon av om vegetasjonsfrie områder hadde fått tilvekst av moser, om bålringen så nylig brukt ut og om det var noen ferske (0-2 år gamle) skader på trær ved leirplassen. En slik indikator kan ved senere registreringer påvise endringer i ferdsels-/bruksmønster ved leirplassene. En vurdering av slitasjeutvikling burde derfor inkluderes i målinger av slitasje på leirplasser. Ved hjelp av høyoppløste dronefoto og en Digital Overflate Modell (DOM) kan disse dataene sammen gi nøyaktige målinger av slitasje på vegetasjonsdekke (Murguzur et al., 2019).



**Figur 18.** Leirplass ved Røsanden med en antatt avtagende slitasjeutvikling som har ført til revegetering. Foto: S. Valan.

### **Trær på leirplasser**

I Femundsmarka er det forbudt å hogge trær og skade vegetasjon. Det er tillatt å ta kvister, men ikke greiner (forskrift om Femundsmarka nasjonalpark, 2003). Skader på trær er både et problem for biologisk mangfold, men også for landskapspreget og estetikken.

For å identifisere andelen skadde trær ble det registrert skadde og uskadde trær i en buffersone på 5 meter utenfor leirplassen. I 1988 ble det benyttet en buffersone på 10 meter. En buffersone på 10 meter vil gi en større utvalgsstørrelse for den detaljerte registreringen av skader på trær. En større buffersone kan også være nødvendig for å studere utviklingen i skader på trær. Ved Røsanden og langs Røa var de fleste trærne i umiddelbar nærhet til leirplassen skadet og hvert



tre hadde svært få greiner og kvister igjen i normal høyde for en person. En leirplass ved Røsanden hadde et stort antall trær som var nevertekt og hvert tre hadde en høy prosent nevertekt (figur 19). Behovet for ved fører til at de besøkende stadig må gå lengre unna leirplassen for å skaffe seg ved. Sjansen er dermed stor for at trær med lengre avstand fra leirplassen er skadet. En buffersone på minst 10 meter utenfor selve leirplassen i overvåking av skader på trær, vil enda bedre kunne fange opp utviklingen i skader.



**Figur 19.** Nevertekt er en skade som er godt synlig, som på denne leirplassen ved Røsanden. Ved denne leirplassen var det flere skadde trær utenfor buffersonen for registrering av skader. Foto: S. Valan.

Sår fra sag, kniv og øks er en skade som var lite utbredt og skadene var i hovedsak 5 år eller eldre. Utviklingen i type skader og behov for videre registreringer heller mot å ta inn *hogde trær* som en type skade eller som en egen variabel. Andelen hogde trær ble ikke registrert i dette studiet, men alderen på de fleste hogde trærne var antatt å være mellom 0-2 år. Det er derfor

aktuelt å ta inn *hogde trær*, når dette virker å være en økende utfordring i Femundsmarka. Mange av skadene var brekte greiner. Alle brekte greinene er ikke nødvendigvis en årsak av menneskelig påvirkning. Tung snø kan også føre til at greiner brekker.

Alder på skade var i enkelte tilfeller vanskelig å bedømme ut fra de variablene som var fastsatt på forhånd, da særlig skillet mellom klassene 2-5 år og 5 år eller eldre. Likevel virker det fornuftig å dele inn alder på skader fordi det sier veldig mye om utviklingen av skader. Om mesteparten av skadene er gamle kan utviklingen i andelen skadde trær være avtagende, mens en høy andel nye skader kan fortelle at utviklingen i antall skadde trær er økende.

### **Stisegmentene**

Langs den merkede DNT-stien mellom Røssanden og Røvollen var det store forskjeller i slitasje. Helningsgrad, substrattype og naturtype er faktorer som kan påvirke dette. De dypeste punktene langs stien lå i bratte skråninger med ustabil substrat. På disse stedene blir substratet påvirket av ferdsel og sekundær vær- og vinderosjon som fører til utvasking. De bredeste delene av stien lå i fuktigere områder, gjerne myrer og fuktsig (figur 20). På de fuktige stedene langs stien blir substratet komprimert, og dette fører til dårlig drenering av overflatevann (Cole, 2004). Stien står ofte fylt med vann, og ferdselen går derfor utenfor og stien blir bredere. Det er også flere andre brede partier langs stien, slik som i områder med tynt jordsmonn. Slitasjen langs stien kan ikke sies å være stor, sett bort fra enkelte punkter. Det er myrpartiene som utløser sårbarhet langs denne stien – det utgjør flere større områder, og en del av områdene har mange parallelle stier (Evju et al., 2018). Utenom disse punktene er stien tydelig kanalisierende de fleste stedene.





**Figur 20.** Bratte skråninger med ustabil substrat (t.v.) er sensitive ovenfor ferdsel, men også for sekundær vær- og vinderosjon. Fuktige områder som myr og fuktig (t.h.) er sensitive ovenfor ferdsel, og blir da ofte bredere. Foto: S. Valan.

Langs det nedlagte stisegmentet er det klare visuelle indikasjoner på at stien groer igjen, noe utviklingen fra 1988 til 2020 ved alle de tre punktene bekreftet. Stipartiet i den østlige delen i lyngskogen med tettere kronedekke og tykkere vegetasjonsdekke var flere steder ganske gjengrodd, med en gjennomsnittlig nedgang i stibredde på 20 cm i løpet av 30 år. Stipartiet lenger vest ved punkt 1 hadde et tynnere vegetasjonsdekke, men fortsatt den største nedgangen på 100 cm på 30 år. Stien ligger nord for utløpet til Røa og virket å ha samme utvikling i slitasje som leirplassene i det samme området. Området benyttes kun i hovedsak av lokale personer med kjennskap til den gamle stien. Det antas at stien vil fortsette å gro igjen med dagens ferdselsnivå.

### Slitasjeutvikling

Denne undersøkelsen påviser at det har skjedd en kraftig utvikling i slitasje fra 1988 til 2020. Leirplassene langs Røa har hatt en kraftig økning i antall, vegetasjonsfritt areal, kondisjonsklasse og antall og andel skadde trær. Slitasjen på leirplassene ved Røsanden var økende på sørsida av utløpet til Røa, men i mye mindre grad enn oppover langs Røa. I registreringen av skadde trær benyttet Vistad (1995) en buffersone på 10 meter, mens dette

studiet benyttet en buffersone på 5 meter. Dette antyder at økningen i skader på trær reelt sett er større enn det tallene viser.

Det er en reel økende slitasjeutvikling. Økningen i slitasje over tid er nok først og fremst et resultat av aggregert bruk og slitasje over år. Selv med relativt stabil årlig bruk så aggregeres det i disse naturtypene slitasje og skader over år, om en ikke iverksetter tiltak og reguleringer, bare besøket er stort nok. En annen hypotese er at økningen i slitasje skyldes en økning i bruk og den antatte endringen i ferdselsmønsteret, men ut ifra de dataene som er samlet inn har vi ikke klart å påvise om det har vært en økende mengde bruk i Femundsmarka. Naturoppsynet har hatt en oppfatning om at ferdselen har blitt mer konsentrert, da særlig til Røavassdraget. Dette er ikke en sannhet, men en oppfatning. Noe av den kraftige økningen i slitasje kan kanskje skyldes at ferdselen er mer konsentrert langs Røavassdraget nå, enn tidligere. En medvirkende årsak kan være omplasseringen av brua over Røa. I dag er det kanskje like naturlig å gå videre langs Røa, som å følge DNT-stien oppover mot Røvollen. Det var uansett ikke det på 1980 og 1990-tallet da den gamle brua og stien førte til at de besøkende gikk lenger unna Røa. Dette kan isåfall underbygge det som er dokumentert i tidligere brukerundersøkelser, at det ikke er DNT's rutenett eller hytter som er målet med turen for de fleste besøkende.

## **5.2 Videre registreringer**

Mine resultater har gitt en status for slitasje på leirplasser ved Røsanden, langs Røa og på Røvolffjellet, og for stien mellom Røsanden og Røvollen anno 2020. Disse resultatene er nyttige som grunnlag for senere registreringer, men bidrar sammen med tidligere undersøkelser også til et bilde av utviklingen over tid de siste 30-35 årene.

De tre lokalitetene er en del av kjerneområdet for besøk i Femundsmarka nasjonalpark. De tre lokalitetene er aktuelle å benytte som overvåkingsområder for å registrere slitasje ved leirplasser, skader på trær og slitasje på sti framover. I en slik overvåking er det viktig at registreringene følger samme metode, slik at resultatene kan sammenlignes. En registrering må gjøres så transparent at hvem som helst kan repetere målingen og at det ikke blir noen tolkningsproblem av resultatene. Registreringen i 2020 benyttet seg av de samme indikatorene som i 1988, men i tillegg ble det gjort en vurdering av utvikling i slitasje og en detaljert vurdering av skader på trær. For senere registreringer burde de samme indikatorene som i 2020 benyttes, men kondisjonsklasse-metoden er ikke nødvendig. For å best mulig måle slitasje og

utvikling, er i stedet konkrete mål som vegetasjonsfritt areal en mer presis indikator. Dette er også hovedindikatoren i kondisjonsklasse-metoden. Et viktig tillegg som tidligere er nevnt er at andel hogde trær burde registreres.

Registreringene hittil er gjennomført med ujevne mellomrom, fra 9 til 23 år. For å kunne følge en utvikling i slitasje burde registreringene skje oftere og med jevne mellomrom, f.eks. hvert 5 år. Hvor ofte en slik registrering kan bli gjennomført, avhenger av hvor mye ressurser forvaltningen har tilgjengelig, kompetansen til de som skal gjennomføre registreringen og hvilken metodikk som skal benyttes.

### **5.3 Forvaltning og tiltak**

Det finnes flere ulike modeller som kan hjelpe forvaltningen å håndtere ferdsel i verneområder (Gundersen et al., 2011). En av disse er Limits of Acceptable Change (LAC). Denne målorienterte modellen består i hovedsak av tre faser. I den første fasen innhentes kunnskap, både erfaringsbasert og vitenskapelige data om natur, evt. kulturminner, bruk og påvirkning. I tillegg gjennomføres analyser av årsak og virkning. I den andre fasen blir det definert hva som er akseptable nivåer for påvirkning på naturen. I den siste fasen skal det iverksettes forvaltningstiltak for å nå målene som er satt i fase to og videre overvåking av tilstanden (Gundersen et al., 2011). Disse tre fasene blir kontinuerlig repetert, for å innhente ny kunnskap om tilstand, som ved behov kan utløse nye forvaltningstiltak. Det er innhentet mye kunnskap om naturtilstanden i Femundsmarka, og ved bruk av data fra 1988, 1997 og 2020 så er det mulig å vurdere endring og tilstanden ved leirplasser og stier ved Røsanden, langs Røa og på Røvolfjellet. Forvaltningen må deretter gjøre seg opp en mening om hva som er akseptable nivåer for slitasje ved leirplasser og stier. Hvilke mål ønsker forvaltningen å nå og hva er en vellykket effekt av tiltakene de setter til verks? Er det nok med en lavere økning i slitasje eller må det være en avtagende utvikling i slitasje?

Forvaltningen kan benytte seg av flere ulike tiltak for å begrense slitasje og skader ved leirplasser og på trær. Gjennom en differensiert forvaltning kan ferdselen forsøkes kanaliseres utenfor de sårbare områdene, til områder som tåler mer bruk og som har en større grad av tilrettelegging (Gundersen et al., 2011). Innen 2020 skulle alle nasjonalparker ha utarbeidet en besøksstrategi (Miljødirektoratet, 2015). En av hovedstrategiene i denne planen for å ivareta verneverdiene, er å kanalisere ferdselen unna de sårbare områdene til områder som tåler mer

bruk (Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia, 2021). Det er gjennomført flere sårbarhetsvurderinger i nasjonalparken, som identifiserer de sårbare områdene (se Evju et al., 2018, Høitomt & Opheim, 2018).

Utfordringer knyttet til leirplasser består av både slitasje på vegetasjon, forsøpling og skade på trær. Et av resultatene fra dette studiet viser at økende utvikling i slitasje fører til etablering av flere nye leirplasser, i stedet for større leirplasser. Et tiltak for å forhindre dette er å oppfordre de besøkende til å ikke etablere flere leirplasser, men benytte de som allerede finnes. Dette kan få et større fokus i informasjonsmateriell. Rydding av bålringer på leirplasser som ikke er ønskelig, viser seg også å være et relativt effektivt tiltak. Forvaltningen har ryddet bålringer ved leirplasser i mange år, med mål om at rydding av bålringer vil føre til at terskelen for å bygge opp nye vil øke. Selv etter det har blitt ryddet, har antallet bålringer økt med hhv 16 % og 41 % ved Røsanden og Røa. Dette viser at det er særlig viktig å følge med på studieområdet langs Røa, siden det raskt blir etablert flere bålringer etter det har blitt ryddet. Det antas at terskelen for å lage nye bålringer blir høyere, men resultatene fra dette studiet viser at rydding burde foregå med jevne mellomrom for å opprettholde målet om kun én bålring per leirplass. Et alternativt tiltak kan være å lage et forbud mot å fyre opp bål, eventuelt bortsett fra i faste, bygde bålringer (i støpejern eller betong).

I Femundsmarka er det forbudt å hogge trær og skade vegetasjon. Det er tillatt å ta kvister, men ikke greiner (forskrift om Femundsmarka nasjonalpark, 2003). Likevel er det en stor utfordring at trær blir hogd, men i hovedsak større greiner. Definisjonen på kvister og greiner, er diffus. Er ordlyden i verneforskriften entydig eller forvirrende? Er informasjonen til de besøkende omkring disse bestemmelsene tilstrekkelig og klar nok?

Skader på trær har økt kraftig siden 1988, og i 2020 var omtrent 75 % av trærne ved leirplassene skadet. Denne typen slitasje kan sies å være en av de største utfordringene mot verneverdiene i Femundsmarka fra dagens friluftsliv, i og med at verneforskriften i denne nasjonalparken aktivt freder trær. Forvaltningen burde aktivt prøve å bremse bålkulturen som både er i strid med verneformålet, men også brannfarlig sommerstid. Færre og mindre bål vil føre til at behovet for ved går ned. Dette kan gjennomføres med tydelige kampanjer rettet mot at de besøkende må ferdes så sporløst som mulig, eller med et direkte forvaltningstiltak som bålforbud. Et tiltak som blir gjennomført hvert år, er å transportere ved inn til åpne buer og enkelte leirplasser. Dette er ment som et forebyggende tiltak mot hogst og skade på trær inne i nasjonalparken. Samtidig er det mange områder som ikke får tilkjørt ved, slik som f.eks. leirplassene langs Røa.



Et tiltak i besøksstrategien er å videreføre ordningen med utkjøring av ved, men at dette burde vurderes ved enkelte leirplasser flere steder langs Røvassdraget. Dette kan være et godt tiltak som kan videreføres for å minske andelen skadde trær. Det kan være et behov for å kartlegge hvilke områder i nasjonalparken som har størst andel skadde trær og deretter velge ut enkelte leirplasser i disse områdene som tilrettelegges med utkjøring av ved. Bruken av ved på leirplasser endres og behovet for hvor det blir tilrettelagt vil kunne endre seg. Ved Røsanden, nord for utløpet til Røa blir det kjørt ut ved. I dette området ble det oppdaget en kraftig avtagende utvikling i slitasje, og nettopp derfor virker behovet for utkjøring av ved å være liten. Dersom en velger å kjøre ut ved må dette skje på strategiske plasser som vurderes løpende etter behov. Det er også en praktisk og økonomisk side for å kunne gjennomføre dette tiltaket. Selve veden er ikke så kostbar, men det er utkjøringen som krever mye ressurser (Thyrum, 2020).

Et tilsvarende tiltak til det å fjerne bålringer, kan være å fjerne stubber fra hogde trær. Et fysisk miljø som innehar en dårlig tilstand, vil kunne utløse dårlig atferd (Gabor, 1994). Et område som er godt ivaretatt og ser bra ut, vil sannsynligvis gi positive opplevelser for den besøkende, men også fremme positiv atferd som ikke skader miljøet mer enn nødvendig (Gundersen et al., 2015). Fjerning av bålringer har ikke stoppet folk fra å lage nye, men andelen er blitt redusert. Tiltaket med fjerning av stubber kan gjennomføres på enkelte leirplasser for å kunne teste om det fører til færre nye skader på trær.

Dagens sti mellom Røsanden og Røvollen går opp ei bratt skråning med ustabil substrat. Langs stien så økte stidybden med brattere helning. Brattere helning fører til mer slitasje fra ferdsel og utvasking. Et aktuelt tiltak kan være omlegging av stien som styrer ferdselen til trasé som gir mindre slitasje og erosjon (Hagen et al., 2019). Et alternativ til omlegging av stien, kan være å bygge en steintrapp. Slike trapper kan være med på å kanalisere ferdselen og minske slitasje og erosjon i bratte partier (Miljødirektoratet, 2019).

Informasjon og veiledning til besøkende er også nødvendig for å kunne formidle de riktige budskapene. Informasjon om verneverdier og ferdselsregler er tilgjengelig ved de fleste startpunktene, på Fæmund II, ved Statskogs åpne buer og DNTs hytter. I tillegg til disse kanalene, satser forvaltningen på å nå ut til de besøkende gjennom sosiale media. I 2021 satser nasjonalparkstyret på et formidlingsprosjekt med tema sporløs ferdsel (Thyrum, 2020). En av hovedstrategiene i besøksstrategien er knyttet til informasjon (nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia, 2021). Både naturtypen og bruken i Femundsmarka skiller seg fra de fleste andre nasjonalparker. Mange brukere, derav en stor andel utenlandske på lengre turer.

De besøkende bruker i stor grad telt, i et område som de oppfatter som villmark og som er sårbart (Vorkinn, 2016). Dette gir spesielle informasjonsbehov om både sårbarhet og personlig atferd.

Samtlige tiltak nevnt ovenfor er «myke» tiltak, eller såkalte indirekte forvaltningstiltak (Manning & Anderson, 2012). Disse tiltakene er knyttet til informasjon og opplæring av de besøkende, men også kanalisering av ferdselen til dit det er ønskelig. Disse «myke» tiltakene er dagens viktigste virkemiddel for å håndtere ferdsel og bruk av verneområder (Lundberg et al. 2021). Indirekte forvaltningstiltak fungerer godt for å påvirke valgene til de uerfarne brukerne, mens holdningene og målene hos de erfarne brukerne er vanskeligere å styre (Gundersen et al. 2015). I Femundsmarka er andelen førstegangsbesøkende høy (48 %), og flest førstegangsbesøkende var utlendinger, utenom svensker (Vorkinn, 2016). Førstegangsbesøkende i Femundsmarka på flerdagerstur gjerne med bestemte oppfatninger om hva de vil, er vanskeligere å styre sammenlignet med førstegangsbesøkende på «tilfeldig» dagstur i f.eks. Jostedalbreen. Dette gjør at Femundsmarka har spesielle utfordringer med å også styre førstegangsbesøkende. Både førstegangsbesøkende og erfarne brukere i Femundsmarka må kanskje styres med mer direkte forvaltningstiltak (forbud/påbud).

Forbud mot ferdsel er i svært liten grad benyttet i norske nasjonalparker, og med den politiske målsetningen om økt bruk av nasjonalparkene er det vanskelig å se for seg forvaltningsmetoder som søker å forby tradisjonell bruk av et område (Gundersen et al., 2015). I NML § 35 er det åpnet for bruk av direkte forvaltningstiltak, slik som ferdselsreguleringer, «...ferdsel kan bare begrenses eller forbys i avgrensede områder i en nasjonalpark, og bare dersom det er nødvendig for å bevare planter eller dyr, kulturminner eller geologiske forekomster» (NML, 2009). Tilstanden i norske nasjonalparker er ikke god nok og i 27 % av områdene er verneverdiene truet (Klima- og miljødep., 2019). Slitasjen ved undersøkte leirplasser i Femundsmarka har økt kraftig i 2020, sammenlignet med 1988. Den økende slitasjeutviklingen i kjerneområdene fører til at naturkvalitetene degraderes. Forstyrrelser og slitasje er nemlig ansett som de to største truslene mot verneverdiene i nasjonalparkene (Riksrevisjonen, 2006). Dette studiet fra Femundsmarka påpeker og varsler om at verneverdiene ikke blir godt nok ivaretatt og dagens forvaltningstiltak holder derfor ikke mål. I tilfeller der verneverdiene er truet må både sentrale myndigheter og det enkelte nasjonalparkstyre løfte diskusjonen om å bruke strengere og regulerende tiltak. En slik diskusjon vil kunne åpne opp for flere handlingsalternativer, men utfordrer også allemannsretten (Gundersen et al., 2011). Et alternativt tiltak kan være å «ofre» nedre Røa for besøk og påvirkning, og i stedet legge

innsatsen på å ta vare på kjerneområdene som er mindre tilgjengelig (Mugga, Grøtdalen, Øvre Røa, Styggsjøan, Revsjøen osv.). Det optimale tiltaket for å løse en forvaltningsutfordring er det som minimerer besøkenes påvirkning på naturmiljøet mest og samtidig reduserer kvaliteten av rekreasjonsopplevelsen minst (Vorkinn, 1998). Et aktuelt tiltak som både er indirekte/forebyggende og som ikke innskrenker allemannsretten, er mer tilstedeværelse av naturoppsyn. Dagens situasjon med lite tilstedeværelse gjør at færre treffer på naturoppsynet i forbindelse med tilsyn og kontroll.

Forvaltningen av norske nasjonalparker trenger mer ressurser og større håndteringskapasitet. Sammenlignet med både andre land og innen andre sektorer i Norge, drives forvaltningen av norske nasjonalparker på sparebluss. Mens norske nasjonalparker har 1-2 forvaltere og noe bistand til oppsyn fra Statens naturoppsyn (SNO), har f.eks. Koster nasjonalpark i Sverige 10 heltidsansatte og et årlig budsjett på 12 millioner (Gulbrandsen, 2021). I 2020 skulle et budsjett på 123 millioner dekke lønns- og driftsutgiftene til 62 nasjonalpark- og verneområdeforvaltere, drift av 48 verneområdestyrer, midler til utarbeiding av forvaltningsplaner og besøksstrategier, samt midler til skjøtsel, tilrettelegging og informasjon (Gulbrandsen, 2021).

## 6 Konklusjon

Slitasjen ved leirplasser i Femundsmarka har økt kraftig over de siste 30 årene. Resultatene viser at slitasjeutviklingen er økende i kjerneområdene for besøk i nasjonalparken. Den økende slitasjeutviklingen fører til at naturkvalitetene degraderes. Kun et av de undersøkte områdene hadde en avtagende slitasjeutvikling. Grunnen til denne utviklingen er at denne lokaliteten ikke er like tilgjengelig som tidligere. I arbeidet med besøksstrategien er det løftet fram flere aktuelle tiltak både knyttet til styrking av informasjon og kanalisering av ferdsel. Forvaltningen har i mange år gjennomført indirekte forvaltningstiltak, men disse funnene viser at det er nødvendig med en diskusjon om å ta i bruk direkte forvaltningstiltak (påbud/forbud) om verneverdiene ikke skal svekkes. Ressurssituasjonen må tilpasses utfordringene. Håndteringskapasiteten må øke i takt med målsetningen om økt bruk. Indrefiletten av norsk natur må forvaltes på en bedre måte for framtida.

Mine registreringer har gitt svar på hvordan slitasjeutviklingen har vært i de siste 30 årene i kjerneområde for besøk i Femundsmarka nasjonalpark. Med mer tid ville jeg gjennomført sammenlignbare slitasjeregistreringer i flere deler av nasjonalparken. Det ville gitt en bedre samlet oppfatning av utviklingen i slitasje. Ferdselsmønsteret virker å være i stadig endring og egenskaper ved naturen er forskjellig mellom områdene i nasjonalparken. Leirplasser og stier i randsonene mot Femunden og Sverige, Mugga, Krokethåen og Grøtådalen er aktuelle steder for en slik overvåking. Det samme gjelder den sørlige delen av nasjonalparken hvor ferdselen er svært høy, og vegetasjonen er sårbar. Videre overvåking og nye slitasjeregistreringer burde skje med jevne mellomrom og med bruk av de samme indikatorene. En alternativ metodikk til flyfoto og feltarbeid, kan være å benytte seg av dronefoto. Dronefoto vil kunne fungere som en effektiv metode for å gjennomføre slitasjeregistreringene, kombinert med feltarbeid.

## Referanser

- Arnesen, T & Lyngstad, A. (2012). *Effects from trampling and other activities in recreation areas*. *Blyttia*, 70 (3): 159-172.
- Balmford, A., Green, J., Anderson, M., Beresford, J., Huang, C., Naidoo, R., Walpole, M & Manica, A. (2015). *Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas*. *PLoS Biol* 13 (2). doi: e1002074.
- Bekken, J. (2020). *Fugler ved Røvoltjønnan, Femundsmarka nasjonalpark*.
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. (2019). *Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN (2.2.0)*. Utgave 1, kartleggingsveileder nr. 4, Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: [https://www.artsdatabanken.no/Files/29653/Beskrivelser\\_av\\_kartleggingsenheter\\_m\\_lestokk\\_1\\_5000.pdf](https://www.artsdatabanken.no/Files/29653/Beskrivelser_av_kartleggingsenheter_m_lestokk_1_5000.pdf) (lest 14.11.2020).
- Cole, D. N. (2004) *Impacts of Hiking and Camping on Soils and Vegetation: A Review*. *Environmental impacts of ecotourism*. 4: 41-60. doi: 10.1079/9780851998107.0041.
- Cole, D. N., Foti, P., Brown, M. (2008). *Twenty Years of Change on Campsites in the Backcountry of Grand Canyon National Park*. *Environmental Management*, 41 (6): 959–970. doi: 10.1007/s00267-008-9087-5.
- Evju, M., Eide, N. E., Gundersen, V. & Rød-Eriksen, L. (2018). *Sårbarhetsvurdering av utvalgte lokaliteter i Femundsmarka nasjonalpark. Røavassdraget, Grøtådalen og Valdalsfjellet*. NINA Rapport 1482. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2502294> (lest: 03.12.2020).
- Evju, M., Hagen, D., Jokerud, M., Olsen, S.L., Selvaag, S.K. & Vistad, O.I. (2020). *Effects of mountain biking versus hiking on trails under different environmental conditions*. *Journal of Environmental Management*, 278 (2). doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111554.
- Forskrift om Femundsmarka nasjonalpark. (1971). *Forskrift om verneplan for Femundsmarka, vedlegg 1, vern av Femundsmarka nasjonalpark, Røros og Engerdal kommuner, Sør-Trøndelag og Hedmark*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/LF/forskrift/1971-07-09-6> (lest: 21.08.2020).
- Gabor, T. (1994). *Everybody does it! Crime by the public*. Toronto: University of Toronto Press.
- Gulbrandsen, J.M. (2021). Antall ansatte – nasjonalparkforvaltningen (e-post fra nasjonalparkforvalter Jenny Marie Gulbrandsen ved Raet nasjonalparkstyre 16.02.2021).
- Gundersen, V., Andersen, O., Kaltenborn, B. P., Vistad, O. I. & Wold, L. C. (2011). *Målstyrt forvaltning - Metoder for håndtering av ferdsel i verneområder*. – NINA Rapport 615.
- Gundersen, V., Mehmetoglu, M., Vistad, O. I., & Andersen, O. (2015). *Linking visitor motivation with attitude towards management restrictions on use in a national park*. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*, 9. 77-86. doi: 10.1016/j.jort.2015.04.004.
- Hagen, D. & Evju, M. (2011). *Slitasje og sårbarhetskartlegging. I: Eide, N.E. mfl. Pilotprosjekt bevaringsmål i store verneområder – Utvikling av metoder for å overvåke bevaringsmål i store verneområder – tema fjell og landskap*. - NINA Rapport 652. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2011/652.pdf> (lest: 03.12.2020).
- Hagen, D., Systad, G. H., Eide, N.E., Vistad, O.I., Stien, A., Erikstad, L., Moe, B., Svenning, M., Veiberg, V. (2014). *Sårbarhetsvurdering i polare strøk. Gjennomgang av begrep og metoder*. NINA rapport 1045. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2385004> (lest: 04.12.2020).
- Hagen, D., Evju, M., Olsen, S.L., Andersen, O. og Vistad, O.I. (2016). *Effekt av sykling og ridning på vegetasjon langs stier. Resultater fra en feltstudie*. - NINA Rapport 1288. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2415562> (lest: 04.12.2020).
- Hagen, D., Eide, N.E., Evju, M., Gundersen, V., Stokke, B., Vistad, O.I., Rød-Eriksen, L., Olsen, S.L. & Fangel, K. (2019). *Sårbarhetsvurdering av ferdselslokaliteter i verneområder for vegetasjon og dyreliv*. NINA Temahefte 73. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2593734> (lest: 12.09.2020).

- Hall, T. E., & Farrel, T. A. (2001). *Fuelwood depletion at wilderness campsites: extent and potential ecological significance*. *Environmental Conservation*, 28 (03): 241-247. doi: 10.1017/S037689290100025X.
- Hammit, W. E., Cole, D. N., & Monz, C. A. (2015). *Wildland recreation: ecology and management*. John Wiley & Sons. 3. utg. New York: John Wiley.
- Haukeland, J. V. (2011). *Sustainable tourism development in a Norwegian national park area: exploring social aspects*. Doktoravhandling. Ås: UMB, Department of Ecology and Nature Resource Management. Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2689427> (lest: 20.08.2020).
- Hultman, S. G & Wallsten, P. (1988). *Besøksmönstret i Rogen-Långfjellet, sommaren 1985*. KOMMIT-rapport 1988:3, AVH, Universitetet i Trondheim.
- Høitomt, G. & Opheim, J. (2018). *Femundsmarka nasjonalpark (med tilliggende landskapsvernområder) og Gutulia nasjonalpark. Sårbarhetsvurdering rovfugl/våtmarksfugl 2017*. Kistefos Skogtjenester. Rapport nr. 5 2018. u.off.
- Johansen, T. (2020). Intervju med naturoppsyn Tom Johansen ved SNO. Røros (13.11.2020).
- Jewell, M. C & Hammitt, W. E. (2000). *Assessing soil erosion on trails: a comparison of techniques*. *Wilderness Science in a Time of Change Conference*. 5, 133-140.
- Kajala, L., Almik, A., Dahl, R., Dikšaitė, L., Erkkonen, J., Fredman, P., Jensen, F., Søndergaard, Karoles, K., Sievänen, T., Skov-Petersen, H., Vistad, O. I. and Wallsten, P. (2007). *Visitor monitoring in nature areas – a manual based on experiences from the Nordic and Baltic countries*. Stockholm: Nordiske Ministerråd.
- Kaxrud Wilberg, K.A. (2010). *Bortfallstudie i Dovrefjell-Sunndalsfjella nasjonalpark. En test av selvregistreringskasser som metode for registrering av ferdsel i naturområder*. Masteroppgave. Ås: Universitetet for miljø- og biovitenskap. Tilgjengelig fra: [https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/186760/Kari%20Anne%20Kaxrud%20Wilberg\\_M30\\_INA\\_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/bitstream/handle/11250/186760/Kari%20Anne%20Kaxrud%20Wilberg_M30_INA_2010.pdf?sequence=1&isAllowed=y) (lest: 22.04.2021).
- Klima- og miljødepartementet. (2019). *Handlingsplan for styrket forvaltning av verneområdene*. Handlingsplan. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/contentassets/a26049eec1374dceab1741a1dcca6be/t-1566b.pdf> (lest: 20.08.2020).
- Kyrkjeide, M.O., Lyngstad, A., Hamre, Ø. og Jokerud, M. (2018). *Overvåking av restaureringstiltak i myr. Aurstadmåsan, Kaldvassmyra og Hildremsvatnet*. NINA rapport 1576. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2573022> (lest: 22.04.2021).
- Leung, Y. F. & Marion, J.L. (1999). *The influence of sampling interval on the accuracy of trail impact assessment*. *Landscape and Urban Planning*, 43 (4): 167-179. doi: 10.1016/S0169-2046(98)00110-8
- Lundberg, A K., Gundersen, V., Fauchald, O. K., Vistad, O. I., Fedreheim, G. E., Bardal, K. G., Gjertsen, A. (2021). *Evaluering av forvaltningsordning for nasjonalparker og andre store verneområder*. NF rapport nr: 01/2021. Tilgjengelig fra: <https://nordlandsforskning.no/sites/default/files/files/NF%20rapport%20012021.pdf> (lest: 19.02.2021).
- Manning, R. & Anderson, L. (2012). *Outdoor recreation management practices. I: Managing outdoor recreation: case studies in the National Parks*. 2. utg. Vermont: Cabi.
- Marion, J.L. and Cole, D.N. (1996). *Spatial and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites*. *Ecological Applications*, 6 (2): 520-530. doi: 10.2307/2269388.
- Miljødirektoratet. (2015). *Veileder for besøksforvaltning i norske verneområder*. Veileder M-415 2015. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M415/M415.pdf> (lest: 10.06.2020).
- Miljødirektoratet. (2019). *Naturvennlig tilrettelegging for friluftsliv*. Veileder M-1326 2019. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1326/m1326.pdf> (lest: 10.06.2020).
- Monz, C., Marion, J., Goonan, K., Manning, R., Wimpey, J., Carr, Christopher. (2010). *Assessment and Monitoring of Recreation Impacts and Resource Conditions on Mountain Summits: Examples From the Northern Forest, USA*. *Mountain Research and Development*, 30 (4): 332-343. doi: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-09-00078.1.

- Mose, I. (2007). *Protected areas and regional development in Europe: towards a new model for the 21st century*. Aldershot: Ashgate Pub. Co.
- Murguzur-Ancin, F. J., Munoz, L., Monz, C., Hausner, V. (2019). *Drones as a tool to monitor human impacts and vegetation changes in parks and protected areas*. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*. 6 (1): 105-113. doi: 10.1002/rse2.127.
- Nasjonalt parkstyret for Femundsmarka og Gutulia. (2015). *Forvaltningsplan for Femundsmarka nasjonalpark og Femundslia og Langtjønna landskapsvernområder*. Tilgjengelig fra: [http://www.nasjonaltparkstyret.no/Documents/Femundsmarka\\_dok/Forvaltningsplan/Forvaltningsplan\\_Femund\\_net.pdf](http://www.nasjonaltparkstyret.no/Documents/Femundsmarka_dok/Forvaltningsplan/Forvaltningsplan_Femund_net.pdf) (lest: 10.06.2020).
- Nasjonalt parkstyret for Femundsmarka og Gutulia. (2021). *Besøksstrategi for Femundsmarka nasjonalpark med tilgrensede verneområder*. Tilgjengelig fra: <https://www.nasjonaltparkstyret.no/Femundsmarka/publikasjoner/besoksstrategi> (lest: 01.02.2021).
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100> (lest: 21.08.2020).
- Nisja, E. G. (1988). *Undersøkelse av vegetasjonens slitestyrke ved tråkkforsøk i Femundsmarka – Forslag til forvaltningstiltak i friluftslivsområde*. Hovedfagsoppgave i botanikk. Retning bioressurser i fysisk planlegging, Botanisk Inst. AVH – UNIT, Trondheim.
- OsloEconomics. (2018). *Sammenstilling av brukerundersøkelser gjennomført i norske verneområder sommeren 2017*. Prosjekt 2018-21. Tilgjengelig fra: <https://osloeconomics.no/wp-content/uploads/2018-21-Sammenstilling-av-brukerunders%C3%B8kelser-gjennomf%C3%B8rt-i-norske-verneomr%C3%A5der-sommeren-2017.pdf> (lest: 11.12.2020).
- Regjeringen (2020). *Internasjonale klima- og miljøavtaler*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/innsiktsartikler-klima-miljo/internasjonale-klima-miljoavtaler/id2344798/> (lest: 26.02.2021).
- Reid, S.E., Marion, J.L. *A Comparison of Campfire Impacts and Policies in Seven Protected Areas*. (2005). *Environmental Management* 36: 48–58. doi: 10.1007/s00267-003-0215-y.
- Riksrevisjonen. (2006). *Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder*. Dokument nr. 3:12. Tilgjengelig fra: [https://evalueringsportalen.no/evaluering/riksrevisjonens-undersokelse-av-myndighetenes-arbeid-med-kartlegging-og-overvaking-av-biologisk-mangfold-og-forvaltning-av-verneomrader/Dok\\_3\\_12\\_2005\\_2006.pdf/@\\_@inline](https://evalueringsportalen.no/evaluering/riksrevisjonens-undersokelse-av-myndighetenes-arbeid-med-kartlegging-og-overvaking-av-biologisk-mangfold-og-forvaltning-av-verneomrader/Dok_3_12_2005_2006.pdf/@_@inline) (lest: 10.06.2020).
- Tang, L. & Shao, G. (2015). *Drone remote sensing for forestry research and practices*. *Journal of Forestry research*, 26: 791-797. doi: 10.1007/s11676-015-0088-y.
- Thyrum, K. (2020). Intervju med nasjonalparkforvalter Kirsten Thyrum ved nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia. Røros (09.09.2020).
- Törn, A., Rautio, J., Norokorpi, Y., & Tolvanen, A. (2006). *Revegetation after short-term trampling at subalpine heath vegetation*. *Annales Botanici Fennici*, 43 (2): 129-138.
- Ullring, U. (1989). *Forvaltning av stislitasje – En utprøving av to vegetasjonsøkologiske metoder i Femundsmarka og Långfjellet*. Hovedfagsoppgave i botanikk. Retning bioressurser i fysisk planlegging, Botanisk Inst. AVH, Trondheim.
- Vistad, O. I. (1995). *I skogen og i skoltten. Ein analyse av friluftsliv, miljøoppleving, påverknad og forvaltning i Femundsmarka med jamføringar til Rogen og Långfjället*. Doktoravhandling. Trondheim: Geografisk institutt. Det samfunnsvitenskapelige fakultet, Universitetet i Trondheim.
- Vistad, O. I., Kaltenborn, B. P. & Andersen, O. (1999). *Slitasje i verne- og friluftsområde. Om indikatorar og overvåking, trivsel og tolegrensar*. Østlandsforskning og NINA. Rapport nr. 02/1999. Tilgjengelig fra: <https://www.ostforsk.no/publikasjoner/slitasje-i-verne-og-friluftsomrade-om-indikatorar-og-overvaking-trivsel-og-tolegrensar/> (lest: 16.06.2020).
- Vittersø, J., Kaltenborn, B. P., Vistad, O. I., & Vorkinn, M. (1994). *Nasjonalt parker og reiseliv. - En litteraturstudie om policy, potensialer og problemer*. NINA Utredning 61. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppbasePdf/Utredning/061.pdf> (lest: 20.08.2020).
- Vorkinn, M. (1998). *Visitor Response to Management Regulations—A Study Among Recreationists in Southern Norway*. *Environmental Management*, 22 (5): 737-746. doi:10.1007/s002679900143.



- Vorkinn, M. (2016). *Bruk og brukere i Femundsmarka og Gutulia sommeren 2015*. Tilgjengelig fra: <https://docplayer.me/34697707-Bruk-og-brukere-i-femundsmarka-og-gutulia-sommeren-2015.html> (lest: 12.12.2020).
- Vorkinn, M. (2020). *Bruk og brukere i Jotunheimen 1992-2019*. Tilgjengelig fra: <http://www.nasjonalparkstyre.no/Documents/Jotunhei%20dok/Jotunheimen%201992-2019%20.pdf> (lest: 12.12.2020).
- Wallsten, P. (1988). *Rekreation i Rogen – tillämping av en planeringsmetod för friluftsliv*. KOMMIT-rapport 2, AVH, Universitetet i Trondheim.
- Zachrisson, A. (2009). *Commons Protected For or From the People: Co-Management in the Swedish Mountain Region?* Doktoravhandling. Umeå: Universitet, Department of Political Science. Tilgjengelig fra: <http://umu.diva-portal.org/smash/get/diva2:280256/FULLTEXT01.pdf> (lest: 15.06.2020).
- Aas, Ø., Vistad, O.I., Dervo, B., Eide, N. E., Kaltenborn, B. P., Haaland, H., Andersen, O., Svarstad, H., Skår, M., Nellemann, C. (2003). *Bruk og forvaltning av nasjonalparker i fjellet*. NINA Fagrapport 72. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/fagrapport/072.pdf> (lest: 04.04.2021).



# Vedlegg

**Vedlegg 1.** Skjema for validering av flyfotoregistreringer av leirplasser.

Variabel	Verdier	Kommentar
Nr på lokalitet		
GPS-punkt		
Identifisert ved flyfoto		
Hvis NEI; Hva er årsak?		
Naturtype		

## Identifisert ved flyfoto

JA

NEI

## Hvis NEI; Hva er årsak?

1: Mye trær/tett kronedekke

2: Dårlig synlighet, lite slitasje

3: Dårlig synlighet, berg/stein på bakken

## Naturtype

1: Skog

2: Strand/vannkant

3: Fjell/hei

4: Myr

**Vedlegg 2.** Skjema for registrering av slitasje på vegetasjon og skader på trær ved leirplasser.

Variabel	Verdi	Kommentar
Lokalitet nr		
GPS-punkt		
Kondisjonsklasse (1-4)		
Areal vegetasjonsfritt (m <sup>2</sup> )		
Status slitasje		
Antall bålringer		
Foto. Nr og retning		
<b>Detaljert på trær</b>		
Antall skadde trær		
Antall uskadde trær		
Avstand til skadde trær		
Type skade på trær		
Tidspunkt for skade på trær		
Nevertekt i % på skadde trær		
Foto. Nr, avstand og retning		

### Kondisjonsklasse

1. Markvegetasjon er nedtrampa og/eller påvirket i artsfordeling. Ingen direkte slitasje og minimal fysisk endring utenom en enkelt bålring.
2. Markvegetasjonen er borte på enkelte flekker (mindre enn 3 m<sup>2</sup>), f.eks. rundt en bålring. Ingen synlige trerøtter.
3. Markvegetasjonen er borte på større flater (mellom 3 og 30 m<sup>2</sup>). Jord/humuslaget er intakt utenom på enkelte flekker. Flere synlige trerøtter.
4. Markvegetasjonen er borte på svært store flekker (større enn 30 m<sup>2</sup>). Eller: Markvegetasjonen er borte på flater større enn 10 m<sup>2</sup> kombinert med naken mineraljord på store sammenhengende flater (eller mange mindre flekker).

### Areal vegetasjonsfritt i m<sup>2</sup>

#### Status slitasje

- 1: Økende
- 2: Reduserende

#### Antall bålringer

Antall skadde og uskadde trær i en radius på ?? fra senter på leirplassen

Avstand til skadde trær fra senter på leirplassen i meter

#### Type skade

- 1: Brekt grein
- 2: Avsagd/hogd grein
- 3: Nevertekt
- 4: Sår fra øks/kniv/sag

#### Tidspunkt for skade

- 1: 0-2 år
- 2: 2-5 år
- 3: 5 år eller mer

Nevertekt i % opp til 2,5 meter fra bakken

#### Foto- avstand og retning

Avstand fra kamera til treet i meter

Kompassretning fra kamera mot treet

**Vedlegg 3.** Skjema for registrering av stislitasje.

<b>PUNKT</b>	
--------------	--

<b>DATA PÅ STISEGMENT</b>		<b>Kommentar:</b>
<b>NiN-type</b>		
<b>Stiens kompassretning</b>		
<b>Terrengets helningsretning</b>		
<b>Slitasjestatus</b>		

<b>DATA PÅ REGISTRERINGSLINJE</b>		
<b>Substratstørrelse</b>	<b>Linje</b>	<b>Gi en % fordeling av hvert substrattype</b>
Fast fjell og blokk		
Stein og grov grus > 2 cm		
Fin/middels grus, 2-20 mm		
Sand, 0.06-2mm		
Silt/leire, < 0.06 mm		
<b>Organisk innhold:</b> Torv		Gi et anslag på % innhold i jorda.
Humus		Gi et anslag på % innhold i jorda.
<b>Helningsgrad sti</b>		

<b>DATA PÅ LINJER</b>	<b>Linje</b>		<b>Kommentar:</b>
<b>Stibredde totalt (cm)</b>			
<b>Bredde kjernesti (cm)</b>			
<b>Slitasjegrad på sti</b>			
<b>Stidybde (cm)</b>			
	Venstre side	Høyre side	
<b>Bredde (cm) overgangssone</b>			
<b>Slitasjegrad overgangssone</b>			

**Vedlegg 4.** Resultat av statistiske analyser for 4.1 Flyfotoregistreringer.

<b>Test</b>	<b>Analyse</b>	<b>p-verdi</b>
Oppdagbarhet etter størrelse på leirplasser	t-test	0,005
Oppdagbarhet mellom studieområder	kji-kvadrat test	0,018
Oppdagbarhet kondisjonsklasse/slitthet	kji-kvadrat test	0,132
Oppdagbarhet i/utenfor skog	kji-kvadrat test	0,058

**Vedlegg 5.** Resultat av statistiske analyser for 4.2.1 Slitasje på leirplasser.

<b>Test</b>	<b>Analyse</b>	<b>p-verdi</b>
Utvikling i areal vegetasjonsfritt fra 1988-2020	t-test	0,746
Utvikling i kondisjonsklasse fra 1988-2020	t-test	0,016
Utvikling i antall båringer fra 1988-2020	t-test	0,001

**Vedlegg 6.** Resultat av statistiske analyser for 4.2.2 Skader på trær ved leirplasser.

<b>Test</b>	<b>Analyse</b>	<b>p-verdi</b>	<b>r-verdi</b>
Andel skadde trær mot størrelse på leirplass	Korrelasjonsanalyse – Spearmans rang	0,139	0,21
Andel skadde trær mot kondisjonsklasse/slitthet	Korrelasjonsanalyse – Spearmans rang	0,614	- 0,7

**Vedlegg 7.** Resultat av statistiske analyser for 4.2.3 Slitasje på stisegmenter.

<b>Test</b>	<b>Analyse</b>	<b>p-verdi</b>
Sammenheng mellom stibredde og stiens helningsgrad	Lineær regresjon	0,535
Sammenheng mellom stibredde og dominerende substratttype	Variansanalyse og post-hoc Tukey test	0,002
Sammenheng mellom stidybde og stiens helningsgrad	Lineær regresjon	0,001
Sammenheng mellom stidybde og dominerende substratttype	Variansanalyse og post-hoc Tukey test	0,076







**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway