



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forenkling av MiS-registreringer i felt ved hjelp av prediksjonsmodeller

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 122 | 2017



MAGNE SÆTERSDAL, IVAR GJERDE, EINAR HEEGAARD, FRIDE H. SCHEI OG JAN ERIK Ø.NILSEN
Divisjon for skog og utmark/Avdeling for skoggenetikk og biomangfold

TITTEL/TITLE

Forenkling av MiS-registreringer i felt ved hjelp av prediksjonsmodeller

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Magne Sætersdal, Ivar Gjerde, Einar Heegaard, Frida H, Schei & Jan Erik Ø. Nilsen

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
01.11.2017	3/122/2017	Åpen	225329/E40	17/02990
ISBN:	ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:	
978-82-17- 01945-9	2464-1162	21	5	

OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Norges Forskningsråd

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Magne Sætersdal

STIKKORD/KEYWORDS:

Miljøregistreringer, livsmiljøer, fordeling, prediksjoner

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Biologisk mangfold

SAMMENDRAG/SUMMARY:

I rapporten undersøkes mulighetene for å kunne predikere forekomster av MiS-miljøer basert på enkle landskapsvariabler fra kart. Disse variablene er helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei. Vi bruker oversikt over registrerte MiS-miljøer (bruttolister) fra skogbruksplaner fra 10 kommuner på sør-og østlandet til å utarbeide prediksjonsmodeller. Disse prediksjonsmodellene blir så testet ut i 10 andre kommuner fra samme region. Resultatene viser at det er stor variasjon mellom kommuner i hvor stor grad modellene klarer å fange opp MiS-miljøer. Videre arbeid må undersøke mulighetene for å utarbeide ulike modeller i ulike regioner med ulike typer landskap.

LAND/COUNTRY:

Norge

GODKJENT /APPROVED

Tor Myking

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Magne Sætersdal

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Forord

I denne rapporten presenteres noen resultater fra prosjektet «Sustainable Utilization of Forest Resources in Norway» innen programmet Bionær i Norges Forskningsråd. Innen prosjektets arbeidspakke 3 «Verktøy for å møte miljøutfordringene ved økt avvirkning» var et av målene å studere hvordan MiS-miljøer er fordelt i forhold til enkle landskapsvariabler. Hensikten var å undersøke om denne kunnskapen kan brukes til å utarbeide prediksjonsmodeller for å forutsi hvor i landskapene MiS-miljøene befinner seg. Rapporten formidler disse resultatene og diskuterer i hvilke grad dette kan være en egnet metodikk for å utvikle forenklinger og mer kostnadseffektive registreringer.

Fana, 01.11.17

Magne Sætersdal, Ivar Gjerde, Einar Heegaard, Fride H. Schei & Jan Erik Ø. Nilsen

Innhold

1 Innledning.....	5
2 Metoder.....	6
3 Resultater	8
4 Diskusjon.....	17
Litteraturreferanse.....	20
Vedlegg.....	22

1 Innledning

Avvirkningen i norsk skog har vært betydelig lavere enn tilveksten i mange tiår. Det synes derfor å være rom for både økt avvirkning av skogressursene og økte hensyn til miljø og friluftsliv (Vennesland m.fl. 2006). En omlegging fra en petroleumsbasert økonomi til en mer klimavennlig bioøkonomi basert på fornybare ressurser innebærer sannsynligvis en økt ressursutnyttelse av for eksempel tømmer. Hvis dette ikke skal gå på bekostning av det biologiske mangfoldet i skog må miljøhensynene også styrkes. I Norge er denne målsettingen nedfelt i Stortingsmelding 14 (2015-2016). Det er minst to hovedstrategier som kan benyttes for å nå dette målet i drevet skog. Den første innebærer å opprette reservater bestående av flere skogbestand, mens den andre handler om å ta vare på miljøverdier eller spesielle habitater innen skogbestandene som er særlig viktig for biologisk mangfold i skogen. Denne siste strategien ble utviklet i boreal skog i Skandinavia og Nord-Amerika for områder der det drives skogbruk og er blitt en viktig forvaltningspraksis i skog (Lindenmayer & Franklin 2002; Lindenmayer m.fl. 2012), ikke bare i boreal skog, men i økende grad også i nemorale skoger over hele verden. I Norge er denne strategien først og fremst representert ved metoden Miljøregistrering i Skog (MiS). I MiS-metodikken (Baumann m.fl. 2001, Gjerde m.fl. 2007) er det 12 ulike livsmiljøer, eller habitater, (for eksempel arealer rike på liggende død ved) som blir registrert. De registrerte miljøene innen hver type livsmiljø blir så rangert etter mengde habitat per dekar eller kvalitet på habitatene. Etter forhandlinger med skogeierne blir så fortrinnsvis de høyest rangerte lokalitetene innen hvert livsmiljø unntatt fra hogst og satt av som nøkkelbiotoper til beste for arter som er knyttet til disse livsmiljøene eller habitatene.

MiS-registreringene blir utført i forbindelse med skogbruksplanleggingen, og normalt på all produktiv skog som forventes å kunne bli avvirket innen de neste 15-20 årene. Et utvalg av MiS-livsmiljøer registreres også på Landsskogtakseringens prøveflater, og disse dataene gir viktig arealrepresentativ statistikk men lite informasjon om den romlige fordelingen på landskapsnivå. Resultatet av registreringene i skogbruksplanleggingen gir imidlertid en oversikt over den romlige fordelingen av viktige livsmiljøer på de produktive skogarealene på kommune- og eiendomsnivå. Denne kunnskapen om den romlige fordelingen av viktige livsmiljøer vil potensielt kunne gjøre det mulig å prioritere avvirkning i deler av landskapet der det er lav tetthet av viktige livsmiljøer, og likedan vil det kunne gjøre det mulig å prioritere hensyn til biologisk mangfold i form av for eksempel naturreservater i deler av landskapet der det er høy tetthet av livsmiljøer.

Å få kunnskap om romlig fordeling av livsmiljøer i relasjon til viktige landskapsvariabler vil også kunne hjelpe oss å gjøre forenklinger i registreringsmetodikken. En mulig tilnærming vil være å bare gjøre feltregistreringer der det er høy sannsynlighet for å finne MiS-livsmiljøer. Hvis det for eksempel skulle vise seg at livsmiljøene finnes konsentrert til arealer med høy bonitet så kan registreringene i større grad konsentreres til disse landskapsavsnittene. På den måten kan registrering på andre arealer som har lav tetthet av livsmiljøer reduseres eller sløyfes helt, forutsatt at arronderingen av arealene legger til rette for dette (Gjerde & Sætersdal 2017).

I dette prosjektet har vi undersøkt den romlige fordelingen av MiS-livsmiljøer slik de er registrert i til sammen 10 kommuner på Østlandet og Sørlandet. Først undersøkte vi i hvilken grad MiS-livsmiljøenes romlige fordeling er tilfeldig eller om de i større eller mindre grad fordeler seg klumpvis på landskapskala. Videre undersøkte vi hvordan livsmiljøene fordelte seg i forhold til fire landskapsvariabler. Disse er helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei (Sætersdal m.fl. 2016). Disse fire variablene er viktige variabler både med tanke på skogeiers rotnetto og på potensiell fordeling av arter og deres habitater. Resultatene fra denne undersøkelsen ble deretter brukt til å teste om vi med stor grad av sikkerhet kunne predikere fordelingen av MiS-livsmiljøer i 10 andre kommuner fra Østlandet og Sørlandet.

2 Metoder

For å undersøke fordelingen av MiS-livsmiljøer benyttet vi først data på registrerte MiS-miljøer fra 10 kommuner på Østlandet og Sørlandet. Disse kommunene var Aurskog-Høland, Ullensaker, Marnardal, Songdalen, Søgne, Etnedal, Sør-Aurdal, Tokke, Rendalen og Vinje (Vedlegg 1). I figur 1 er det vist et kartutsnitt fra Søgne kommune som viser fordeling av registrerte MiS-miljøer innen området. Totalt registrert areal med MiS-miljø i disse 10 kommunene utgjør ca 81 km² som tilsvarer ca 2.8 % av produktivt skogareal (Vedlegg 2). Resultatene fra analysene av fordeling av MiS-miljøene og modellene for forekomster av MiS-miljøer basert på viktige miljøvariabler ble så testet ut på et uavhengig datasett fra 10 andre kommuner på Østlandet og Sørlandet, heretter kalt valideringskommuner. Disse kommunene var Ål, Vegårshei, Åseral, Ringerike, Gol, Kongsvinger, Stor-Elvdal, Tinn, Valle og Notodden (Vedlegg 3 og 4).

Vi valgte fire miljøvariabler, som både reflekterer potensiell verdi av skogen for skogeier og er viktige for fordeling av arter. Disse fire variablene er helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei. Forekomst og fordeling av de ulike MiS-miljøtypene ble analysert i forhold til disse fire variablene, som var utgangspunktet for prediksjonsmodellene som ble testet ut i de 10 valideringskommunene (se Sætersdal m.fl. 2016 for en nærmere presentasjon av data og metodikk).

Vi brukte digitale kart for å undersøke fordelingen av MiS-livsmiljøene i relasjon til de fire landskapsvariablene, og alle GIS-analysene ble utført i ArcMap 10.0 (ESRI 2013). For hvert skogbestand og hvert MiS-livsmiljø beregnet vi en gjennomsnittlig verdi for helning, høyde over havet og bonitet. For landskapsvariablen avstand fra vei ble det definert et senterpunkt i hvert bestand eller hvert MiS-livsmiljø. Korteste avstand fra dette punktet til nærmeste vei ble benyttet som mål på avstand fra vei.

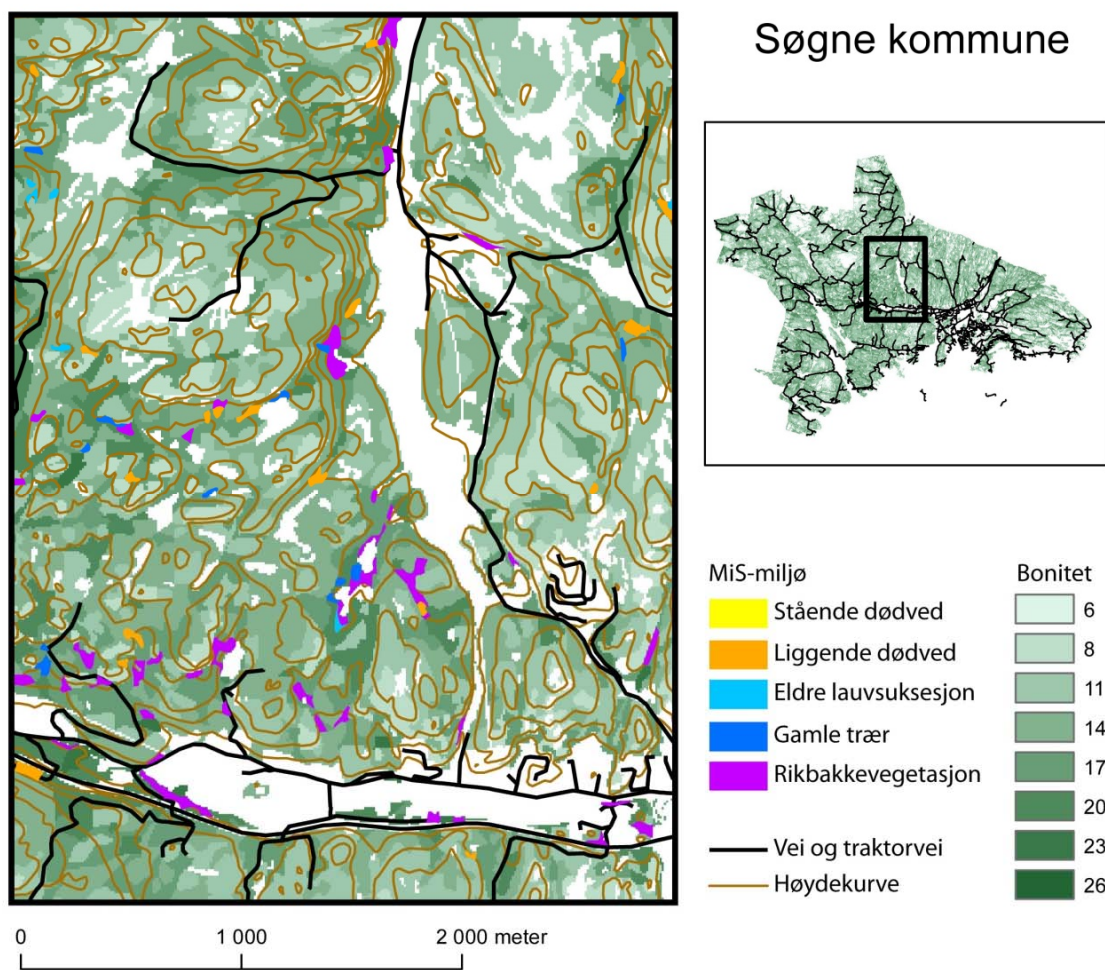
For å få en forståelse av den romlige fordelingen av MiS-miljøene benyttet vi indeksen Ripley's K. Den indikerer på hvilken skala MiS-miljøene opptrer aggregert, tilfeldig eller spredt. I våre tilfeller er MiS-miljøene bare kartlagt i hogstklassene 4 og 5, slik at det er en begrensning på den romlige fordelingen i de respektive kommunene. For å ta hensyn til dette sammenlignet vi observert Ripley's K med et like stort tilfeldig utvalg fra alle mulige punkt av hogstklasse 4 og 5. Vi simulerte 1000 tilfeldige punkt-svermer, og hvis den observerte Ripley's K avvok fra 97,5 prosentilen til de tilfeldige fordelte punktene så konkluderte vi med at MiS-miljøene hadde en romlig aggregering som avvok fra tilfeldig fordeling.

Videre beskrev vi det enkelte observerte MiS-miljø med hensyn til helning, bonitet, høyde over havet og avstand til nærmeste vei. Vi gjorde tilsvarende for de skogbestandene i de ulike kommune som er i hogstklassene 4 og 5. Disse skogbestandene gjør nytte som kontrast slik at vi kan avgjøre om MiS-miljø samlet eller enkeltvis avviker fra karakteristika til bestandene generelt. Statistisk løser vi dette ved en Generell Lineær Modell (GLM) separat for de fire karakteriserende variablene med tilhørende forutsetning; helning (Gamma-fordeling), bonitet (negative binomisk-fordeling), høyde over havet (Normal-fordeling) og avstand fra vei (Gamma-fordeling). Vi utnytter her *Integrated Nested Laplace* approksimasjoner og *Bayesian inference*, for å finne 97,5 % kredibilitets intervallet for avviket mellom de enkelte MiS-miljøene og skogbestandene generelt.

Vi ønsket en vurdering av evnen prediksjoner fra de forskjellige modellene har til å diskriminere mellom bestand i hogstklasse 4 og 5 og MiS-miljøene i de 10 valideringskommunene, dvs. kommuner som ikke har bidratt med data til genereringen av modellene. Basert på modellene predikerte vi sannsynligheten for at det enkelte bestand er et MiS-miljø eller ei. Vi sammenlignet disse prediksjonene med registrerte MiS-miljøer i plantakstene og vurderte i hvilken grad prediksjonene er riktige. Dette sammenfattes i parameteren AUC (Area Under Curve). Dersom vi får AUC verdier på 0,5 så betyr dette at de er like dårlige til å skille mellom bestand og MiS-miljøene som om vi bare skulle la slump styre resultatet. Vi karakteriserer AUC-intervallene; (0,5-0,6), (0,6-0,7), (0,7-0,8), (0,8-0,9) og (0,9-1,0) som henholdsvis fiasko, dårlig, akseptabelt, godt og svært godt. Vi viser AUC verdiene

sammenfattet for alle kommunene samt kommunene enkeltvis, både basert på modeller der alle MiS-miljøer er samlet og for modeller med fokus på spesifikke MiS-miljøer.

I tillegg til å vurdere evnen prediksjonene fra modellene har til å diskriminere riktig, så vi på hvor stort areal vi måtte søke over dersom vi skulle fange opp 80 % av MiS-miljøene, enten totalt for alle typer MiS-miljøer eller spesifikt for hver enkelt type miljø. Vi rangerte bestandene etter sannsynlighet for at det skulle være et MiS-miljø, med andre ord fra høy predikert verdi til lav. Vi talte opp suksessivt lavere sannsynlighet og stoppet når vi hadde fanget opp 80 % av de kjente MiS-miljøene, som vi anså for å være et godt resultat. Vi så da på hvor stor prosentandel dette utgjorde av det totale bestandsarealet for de enkelte kommunene.



Figur 1. Kartutsnitt fra Søgne kommune som viser registrerte MiS-miljøer innen området

3 Resultater

Klumping:

Det første spørsmålet vi stilte oss var om MiS-miljøene fordeler seg jevnt utover skogarealene eller om de er klumpvis fordelt til deler av skoglandskapene. MiS-miljøene vil naturligvis være begrenset til hogstklassene 4 og 5 fordi det er i disse hogstklassene at MiS-registreringene i all hovedsak blir utført. Derfor ble analysene av klumping begrenset til hogstklassene 4 og 5. Resultatene viser at der er høy grad av klumping innen hogstklassene 4 og 5. Videre at klumpingen er størst på korte avstander (0-1 km) og avtar på lengre avstander opp mot 8 km (Tabell 1).

Tabell 1. Klumping av de vanligste MiS-miljøene innen ulike avstandsklasser. Tallene viser andelen av de ti prøvekommunene der de ulike MiS-miljøene var mer klumpet fordelt enn tilfeldig forventet i følge Ripley's K analyse. Sum viser andelen klumpete MiS-miljøer for alle MiS-miljøene samlet for det aktuelle avstandsintervallet.

Fordeling av MiS-miljøer innen ulike avstandsklasser (km)								
	0-1.0	1.1-2.0	2.1-3.0	3.1-4.0	4.1-5.0	5.1-6.0	6.1-7.0	7.1-8.0
Liggende død ved	9/10	9/10	8/10	8/9	6/7	4/5	3/4	1/2
Eldre løvsuksesjon	10/10	9/10	7/10	7/9	5/8	3/3	2/2	2/2
Gamle trær	8/9	8/9	8/9	5/8	4/6	2/5	2/4	1/3
Rik bakkevegetasjon	10/10	9/10	8/10	7/9	6/8	4/6	¼	0/1
Rikbarks-trær	8/8	5/8	4/8	3/6	3/4	1/2	0/1	-
Sum	0.96	0.85	0.74	0.73	0.73	0.67	0.53	0.50

Helning:

Antall kommuner hvor de ulike MiS-miljøene forekommer i brattere terreng, flatere terreng eller i helninger som ikke er statistisk signifikant forskjellig fra all skog i hogstklassene 4 og 5 er vist i Tabell 2. Som vi ser er der ingen kommuner der noen av MiS-miljøene er signifikant overrepresentert i flatere terreng. Derimot ser vi at i 35 av 51 sammenligninger er ulike MiS-miljøer statistisk signifikant overrepresentert i brattere terreng, og 16 av 51 er ikke statistisk avvikende fra tilfeldig forventning. Miljøene Liggende død ved (9 av 10 kommuner), Gamle trær (7 av 9 kommuner) og Rik bakke (8 av 10 kommuner) viser seg å være særlig knyttet til bratt terreng.

I Figur 2 er andel areal av skog i hogstklassene 4-5 i ulike bratthetsklasser vist for henholdsvis all skog i hogstklasse 4-5, registrerte MiS-arealer og utvalgte MiS-arealer. Som vi ser er de registrerte MiS-miljøene overrepresentert i bratt terreng over 33 prosent helning. Videre er de utvalgte MiS-miljøene enda mer overrepresentert i de aller bratteste delene av skogen (over 50 prosent helning).

Bonitet:

Flere MiS-miljøer viser seg å være overrepresentert i skog på høyere bonitet. Særlig gjelder dette miljøene Liggende død ved, Eldre løvsuksesjon og Rik bakke (Tabell 2). Det var faktisk bare MiS-miljøet Gamle trær som ble funnet i lavere bonitet enn forventet (i fire av ni kommuner). Totalt var 38 av 51 sammenligninger overrepresentert på høyere bonitet.

Høyde over havet innen de enkelte kommunene:

Der var en klar tendens til at MiS-miljøene var overrepresentert i de lavereliggende områdene innen hver kommune (Tabell 2). I alt var 26 av 51 sammenligninger statistisk signifikant overrepresentert i lavere høyde over havet. Særlig gjaldt dette MiS-miljøene Liggende død ved (6 av 10 kommuner), Eldre løvsuksesjon (7 av 10 kommuner) og Rik bakke (7 av 10 kommuner). Det eneste MiS-miljøet som skilte seg ut var Gamle trær, som faktisk var statistisk signifikant overrepresentert høyere over havet i 4 av 9 kommuner.

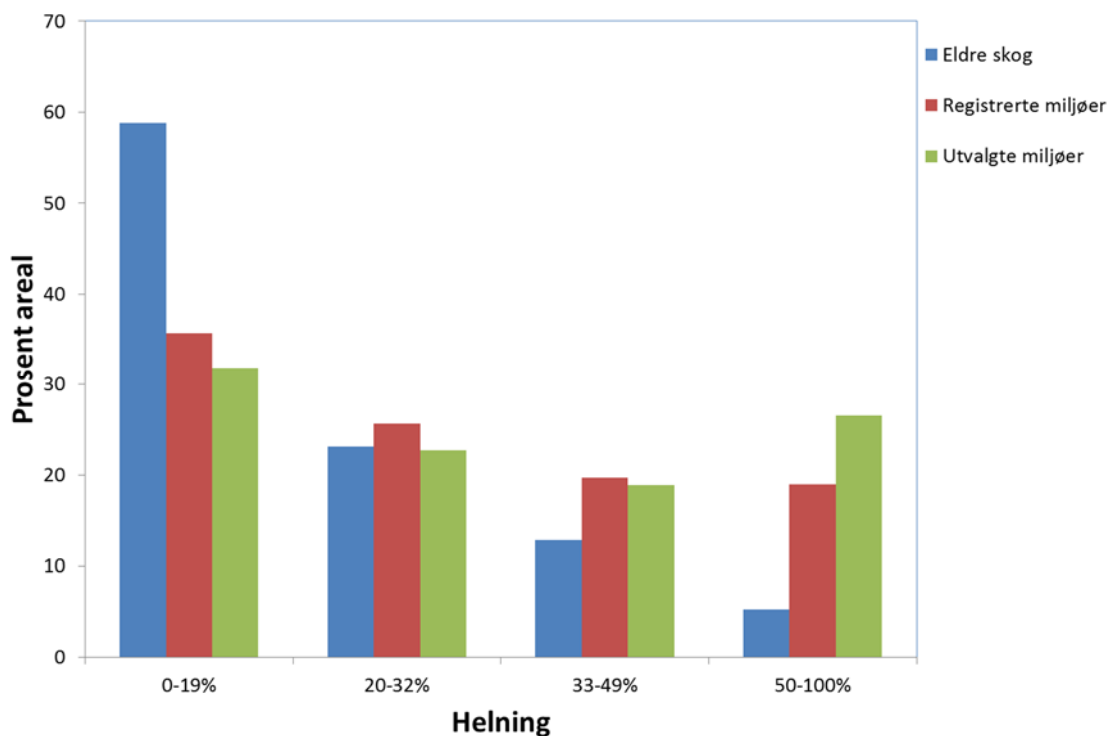
Avstand fra vei:

To MiS-miljøer viste seg å være overrepresentert lengre fra vei (Tabell 2). Dette var MiS-miljøene Liggende død ved i 6 av 10 kommuner, og Gamle trær i 6 av 9 kommuner. De andre miljøene viste enten ingen signifikante resultater eller en svak overrepresentasjon kortere fra vei enn forventet. Både Eldre løvsuksesjon og Rik bakke var eksempler på en slik overrepresentasjon kortere fra vei.

Tabell 2. Forskjeller i fordelingen av MiS-miljøer sammenlignet med alle skogbestand i hkl. 4 og 5, for variablene helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei. Tallene refererer til antall kommuner med statistiske signifikante resultater ($p < 0.05$), og uten signifikante forskjeller (NS) fra tilfeldig forventet (se Sætersdal m.fl. (2016) for statistisk test for hver kommune og hvert MiS-miljø).

MiS-miljø	Helling			Bonitet			Høyde over havet			Avstand fra vei		
	Flatere	NS	Brattere	Flatere	NS	Brattere	Flatere	NS	Brattere	Flatere	NS	Brattere
Stående død ved	0	3	1	0	3	1	0	3	1	0	3	1
Liggende død ved	0	1	9	0	1	9	6	3	1	1	3	6
Eldre løvsuksesjon	0	3	6	0	0	9	7	1	1	5	4	0
Trær med hengselav	0	3	0	0	3	0	0	3	0	0	1	2
Gamle trær	0	2	7	4	1	4	2	3	4	1	2	6
Rik bakkevegetasjon	0	2	8	0	1	9	7	3	0	5	4	1
Rikbarkstrær	0	2	4	0	2	4	3	3	0	1	5	0
Sum	0	16	35	4	9	38	26	18	7	13	22	16

NS = Ikke signifikant forskjellig fra tilfeldig fordeling.



Figur 2. Fordeling av eldre skog (h.kl. 4 og 5), registrerte MiS-miljøer og utvalgte MiS-miljøer i ulike helningsklasser.

Andel skog med MiS-miljøer:

For å få et inntrykk av hvor mye høyere tettheten av MiS-miljøer vil være i det bratteste terrenget, de høyeste bonitetene, de lavestliggende arealene og arealene lengst fra vei er det gjort en sammenligning med tettheten i eldre skog (hogstklasse 4 og 5). I tabell 3 er det vist hvor stor andel av den eldre skogen som er registrert som ulike MiS-miljøer. I tillegg er det vist andelen skog som er registrert som ulike MiS-miljøer i de 25 % bratteste arealene, 25 % laveste høyde over havet, 25 % høyeste bonitetene og 25 % lengst avstand fra vei. Som vi ser ligger tettheten i de 25 % bratteste arealene 2–3 ganger høyere enn for all eldre skog. MiS-miljøet Rik bark har den høyeste forskjellen med 3,02 ganger så høy tetthet i de 25 % bratteste arealene. Dette miljøet har også den største forskjellen i tetthet når det gjelder de lavestliggende arealene. Her er det 2,65 ganger så høy tetthet av Rik bark som i all eldre skog. MiS-miljøet Rik bakke har høyest forskjell (3,43 ganger så høy tetthet) i arealer med 25 % høyest bonitet. Når det gjelder de 25 % av arealet som ligger lengst fra vei så har MiS-miljøet Gamle trær 1,99 ganger så høy tetthet som i all skog samlet. Generelt ligger tettheten av de ulike miljøene 2 til 3 ganger høyere. Unntaket er avstand fra vei der bare Gamle trær er overrepresentert.

Tabell 3. Andelen skog (prosent) i hogstklassene 4 og 5 som er registrert som ulike MiS-miljøer, og andelen av de samme MiS-miljøene i de 25 % bratteste helningene, laveste høyder over havet, høyeste bonitet, og lengste avstand fra vei. Tallene i parentes uttrykker hvor mye høyere dekningsen er for de ulike MiS-miljøene i de 25 % i forhold til all skog i hogstklassene 4 og 5. Ligg dødved = *Liggende død ved*, Eldre løvsuks = *Eldre løvsuksesjon*, Gml trær = *Gamle trær* og Rik bakkeveg = *Rik bakkevegetasjon*.

MiS-miljø	All skog i hkl. 4 og 5	Størst helning	Laveste hoh	Høyest bonitet	Lengst avstand fra vei
Ligg dødved	0.85	2.01 (2.36)	1.43 (1.68)	2.08 (2.45)	0.88 (1.03)
Eldre løvsuks	0.31	0.66 (2.14)	0.64 (2.05)	0.91 (2.93)	0.20 (0.63)
Gml trær	1.42	2.50 (1.76)	0.87 (0.61)	1.08 (0.76)	2.83 (1.99)
Rik bakkeveg	1.19	3.19 (2.68)	3.12 (2.62)	4.08 (3.43)	0.56 (0.47)
Rikbarkstrær	0.12	0.36 (3.02)	0.32 (2.65)	0.35 (2.92)	0.08 (0.66)

Forutsi beliggenhet av forekomster av MiS-miljøer i andre kommuner:

Første skritt for å kunne predikere bestand med høy sannsynlighet for å inneholde MiS-miljøer var å finne gode prediksjonsmodeller basert på de fire landskapsvariablene fra de 10 prøvekommunene. Vi vil ikke gå i detalj om de modellene her. For den interesserte leser er resultatene fra modellseleksjonen presentert i vedlegg 1.

I tabell 4 er de utvalgte modellene presentert. Her gir vi en kort oppsummering av de utvalgte modellene for de ulike MiS-miljøene.

Alle MiS-miljøer samlet:

Den utvalgte modellen presentert i tabell 4 viser at det er høyere sannsynlighet for å finne MiS-miljøer på lengre avstander fra vei, i brattere terreng og ved høyere boniteter. Høyde over havet er i seg selv ikke signifikant, men der er en endring i effekten av bonitet med høyde over havet. Effekten av bonitet er sterkere i høyden innen hver kommune enn i lavereliggende områder. Den sterkeste effekten er av bonitet men den mest konsistente variabelen mellom kommunene, som har den laveste variansen, er avstand fra vei.

Liggende død ved:

For miljøet Liggende død ved ser vi at det ikke er noen direkte effekt av høyde over havet. Der er imidlertid en positiv effekt av bonitet, avstand fra vei og bratthet. Der er også en økende effekt av bonitet med både økende høyde over havet og avstand fra vei. Effekten av bratthet derimot reduseres med økende avstand fra vei. Den mest konsistente effekten mellom kommunene er avstand fra vei.

Eldre løvsuksesjon:

For dette miljøet ser vi at det først og fremst er variablene bonitet og bratthet som har signifikant positiv effekt. I tillegg øker effekten av bonitet med økende høyde over havet.

Rikbarkstrær:

For Rikbarkstrær er det en direkte positiv effekt av avstand fra vei, bonitet og bratthet. I tillegg er der en positiv interaksjon mellom bonitet og bratthet som antyder at effekten av bonitet øker i brattere terreng. Minst variasjon mellom kommunene finner vi for variabelen bratthet. Med andre ord er effekten av bratthet tilnærmet lik kommunene imellom.

Rik bakkevegetasjon:

Sannsynligheten for å finne skogbestand med MiS-miljøet Rik bakkevegetasjon øker med bonitet og bratthet. Høyde over havet og avstand fra vei har ingen signifikant effekt på forekomst av dette MiS-miljøet. Der er en svak interaksjon mellom avstand fra vei og høyde over havet.

Gamle trær:

Den beste modellen for Gamle trær viser at det er en effekt av avstand fra vei og bratthet. Imidlertid viser det seg at effekten av bratthet er knyttet til høyde over havet og bonitet. Med andre ord vil effekten av bratthet øke oppover i høyden og med økende bonitet.

Tabell 4. De utvalgte modellene for de ulike MiS-livsmiljøene basert på de fire variablene helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei.

		Estimate	Std.Error	z	Pr(> z)	Std.Dev
Alle MiS-miljøer	(Intercept)	-2.970	0.307	-9.685	0.000	0.942
	Hoh	0.097	0.271	0.357	0.721	0.821
	Avstand vei	0.361	0.030	12.121	0.000	0.079
	Bonitet	0.895	0.127	7.028	0.000	0.396
	Helning	0.458	0.063	7.231	0.000	0.189
	Hoh:Bonitet	0.169	0.026	6.620	0.000	
Liggende død ved	(Intercept)	-4.386	0.360	-12.193	0.000	1.077
	Hoh	-0.052	0.303	-0.173	0.863	0.884
	Avstand vei	0.724	0.052	14.016	0.000	0.100
	Bonitet	0.982	0.129	7.636	0.000	0.382
	Helning	0.512	0.064	8.051	0.000	0.178
	Hoh:Bonitet	0.459	0.053	8.713	0.000	
	Avstand vei:Bonitet	0.158	0.033	4.811	0.000	
	Avstand vei:Helning	-0.103	0.023	-4.453	0.000	
Eldre løvsuksesjon	(Intercept)	-5.129	0.371	-13.814	0.000	1.115
	Hoh	0.253	0.207	1.224	0.221	0.524
	Avstand vei	0.097	0.066	1.467	0.142	0.158
	Bonitet	1.290	0.096	13.429	0.000	0.228
	Helning	0.314	0.093	3.383	0.001	0.258
	Hoh:bonitet	0.398	0.068	5.827	0.000	
Rikbarkstrær	(Intercept)	-6.931	0.260	-26.655	0.000	0.575
	Hoh	-0.496	0.338	-1.470	0.142	0.844
	Avstand vei	0.211	0.118	1.791	0.073	0.179
	Bonitet	0.739	0.190	3.900	0.000	0.457
	Helning	0.547	0.054	10.153	0.000	0.002
	Avstand vei:Bonitet	0.123	0.057	2.172	0.030	
	Bonitet:Helning	0.121	0.037	3.314	0.001	
Rik bakke-vegetasjon	(Intercept)	-5.457	0.401	-13.619	0.000	1.193
	Hoh	-0.394	0.456	-0.864	0.388	1.375
	Avstand vei	0.013	0.032	0.411	0.681	0.000
	Bonitet	1.364	0.137	9.931	0.000	0.412
	Helning	0.318	0.095	3.357	0.001	0.278
	Hoh:Avstand vei	0.050	0.029	1.749	0.080	
	Hoh:Bonitet	0.251	0.048	5.173	0.000	
	Avstand vei:Bonitet	0.111	0.029	3.787	0.000	
Gamle trær	(Intercept)	-4.874	0.433	-11.264	0.000	1.300
	Hoh	0.493	0.351	1.403	0.161	1.031
	Avstand vei	0.482	0.039	12.213	0.000	0.064
	Bonitet	0.190	0.235	0.808	0.419	0.719
	Helning	0.414	0.103	4.034	0.000	0.297
	Hoh:Helning	0.237	0.055	4.290	0.000	
	Bonitet:Helning	0.117	0.029	4.002	0.000	

Prediksjoner basert på de generelle modellene:

I tabell 5 viser vi i hvilken grad de utvalgte modellene evner å predikere rett tilstedeværelse og fravær av MiS-miljøene i de 10 nye valideringskommunene. Som nevnt i metodekapittelet så er AUC-verdien 0,5 det samme som at modellen ikke predikerer bedre enn tilfeldig. Verdier over 0,5 betyr at modellen er bedre enn tilfeldig. Verdiene må imidlertid være høyere enn 0,8 for å representere gode prediksjoner.

Som vi ser er det betydelig variasjon fra kommune til kommune og fra MiS-livsmiljø til MiS-livsmiljø. Videre kan vi notere oss at ingen av gjennomsnittsverdiene for de ulike MiS-livsmiljøene er over 0,8. De beste modellene er prediksjonene av MiS-miljøet Rikbarkstrær. Her ligger gjennomsnittet på 0,779 for en modell basert på Rikbarkstrær i de 10 prøvekommunene. Mens gjennomsnittet for prediksjon av Rikbarkstrær for prediksjonsmodellene basert på alle MiS-livsmiljøer samlet i de 10 prøvekommunene ligger på 0,796. Det miljøet som predikeres dårligst er Gamle trær. Her ligger gjennomsnittet under 0,7, verdier som indikerer en dårlig prediksjonsevne.

Hvis vi ser på gjennomsnittet for hver enkelt kommune ser vi at Vegårdshei og Åseral kommer best ut med et gjennomsnitt som ligger over 0,8. Tre kommuner har et gjennomsnitt mellom 0,6 og 0,7 (altså dårlig prediksjonsevne). Disse kommunene er Gol, Kongsvinger og Stor-Elvdal. Generelt kan det se ut som om modellene for kommuner på Sørlandet og i Telemark gjør det bedre enn modellene for østlandskommunene.

En annen tilnærming for å belyse hvor gode prediksjonsmodellene er kan være å se på hvor stor andel av arealet med gammelskog som kan ekskluderes fra registreringene uten at det i nevneverdig grad går utover vår evne til å finne MiS-miljøene. Dette er vist i tabell 6. Her er minste prosentandel av arealet i hver kommune som vi må søke over for å finne 80 % av MiS-livsmiljøene vist. Som vi ser varierer arealet fra 23,68 % i Vegårdshei kommune til 72,96 % i Kongsvinger kommune.

Tabell 5. Viser AUC-verdiene (modellenes evne til å predikere forekomst av MiS-miljøer) sammenfattet for alle kommunene (Total) samt kommunene enkeltvis, både basert på modeller der alle MiS-miljøene er samlet og for modeller bare basert på spesifikke MiS-miljøer. AUC-verdier over 0,8 regnes for et godt resultat. Kommunenummer refererer til følgende kommuner: 402 = Kongsvinger, 430 = Stor-Elvdal, 605 = Ringerike, 617 = Gol, 619 = Ål, 807 = Notodden, 826 = Tinn, 912 = Vegårshei, 940 = Valle og 1026 = Åseral. Data mangler for Eldre løvsuksesjon i Vegårshei og Rikbarkstrær i Gol og Ål.

	Total	402	430	605	617	619	807	826	912	940	1026	Min.	Median	Mean	Max.	SD
Alle MiS-miljøer	0.652	0.581	0.577	0.625	0.671	0.745	0.607	0.629	0.878	0.766	0.832	0.577	0.650	0.691	0.878	0.107
Liggende død ved	0.714	0.662	0.686	0.729	0.660	0.788	0.733	0.745	0.875	0.749	0.847	0.660	0.739	0.748	0.875	0.072
Alle – ligg død ved	0.714	0.676	0.674	0.709	0.647	0.781	0.686	0.751	0.886	0.738	0.835	0.647	0.724	0.738	0.886	0.077
Eldre løvsuks	0.772	0.621	0.663	0.729	0.818	0.879	0.776	0.842		0.752	0.767	0.621	0.767	0.761	0.879	0.082
Alle – Eldre løvsuks	0.764	0.569	0.628	0.723	0.821	0.884	0.803	0.843		0.799	0.790	0.569	0.799	0.762	0.884	0.103
Rik bakkeveg	0.737	0.634	0.530	0.856	0.697	0.663	0.791	0.880	0.908	0.738	0.924	0.531	0.764	0.762	0.924	0.132
Alle – Rik bakkeveg	0.760	0.572	0.587	0.829	0.674	0.705	0.801	0.869	0.878	0.804	0.926	0.572	0.802	0.765	0.926	0.123
Gamle trær	0.708	0.595	0.743	0.707	0.616	0.692	0.711	0.675	0.716	0.805	0.725	0.595	0.709	0.699	0.805	0.060
Alle – Gamle trær	0.565	0.624	0.595	0.549	0.538	0.528	0.606	0.620	0.868	0.756	0.886	0.528	0.613	0.657	0.886	0.133
Rikbarkstrær	0.814	0.888	0.627	0.644			0.665	0.902	0.878	0.778	0.847	0.627	0.813	0.779	0.902	0.117
Alle - rikbarkstrær	0.809	0.891	0.686	0.667			0.727	0.867	0.885	0.798	0.846	0.667	0.822	0.796	0.891	0.091
Snitt	0.728	0.665	0.636	0.706	0.682	0.740	0.719	0.784	0.864	0.771	0.837					

Tabell 6. Andel areal (%) av hogstklasse 4 og 5 i valideringskommunene som må besøkes for å fange opp 80 % av MiS-miljøene, basert på prediksjonsmodellene fra prøvekommunene.

Kommune	Alle MiS-miljøer	Eldre løvsuks	Liggende død ved	Rik bakkeveg	Gamle trær	Rikbarks-trær
Alle	62.43	32.29	51.48	38.62	59.55	26.14
Kongsvinger	72.96	65.07	68.49	56.72	75.01	14.96
Stor-Elvdal	71.74	67.68	55.59	58.82	45.73	30.55
Ringerike	64.85	41.32	45.79	22.50	64.38	60.96
Gol	58.08	24.09	54.13	40.56	72.07	NA
Ål	43.48	13.92	33.77	36.49	55.53	NA
Notodden	65.36	33.88	42.45	30.11	58.16	39.22
Tinn	63.00	19.74	43.82	13.17	63.55	6.96
Vegårshei	23.68	NA	24.61	9.31	68.13	20.32
Valle	43.41	32.65	48.40	40.09	36.95	30.05
Åseral	29.75	26.86	29.01	4.91	58.86	19.04
Min	23.68	13.92	29.01	4.91	36.95	6.96
Snitt	54.43	35.75	45.23	31.94	59.81	27.58
Max	72.96	67.68	68.49	58.82	75.01	60.96

4 Diskusjon

Internasjonalt er studier på fordeling av arter et stort forskningsfelt (f.eks. Rosenzweig 1995). I MiS-prosjektet er det lagt ned et betydelig arbeid i å studere den romlige fordelingen av arter i norsk skog (f.eks. Gjerde m.fl. 2004; Sætersdal m.fl. 2005; Sætersdal & Gjerde 2011; Gjerde m.fl. 2012; Gjerde m.fl. 2015). Men det er samtidig forbløffende få studier som har analysert den romlige fordelingen av artenes habitater eller levesteder. Vi kjenner ikke til andre studier som har studert den romlige fordelingen av viktige habitater for rødlistearter i skog. MiS-miljøene er et sett av livsmiljøer som er plukket ut fordi de representerer levesteder for mange rødlistede arter i skog (Gjerde & Baumann 2002; Gjerde m.fl. 2007). De fleste av disse rødlisteartene er sopp og insekter og det er særdeles vanskelig å følge populasjonssvingningene til disse artene. Derfor vil det nest beste være å ha god forståelse av fordelingen av artenes habitater i tid og rom. På denne måten vil man i større grad kunne ha en velbegrunnet oppfatning av miljøtilstanden i skog, og dette studiet er et bidrag i den retning.

Det første vi dokumenterte var at MiS-miljøene ikke er tilfeldig fordelt innen skog i hogstklassene 4 og 5. Det er en klar klumping av MiS-miljøer på landskapsskala, og denne klumpingen er størst på avstander opp til noen få kilometer. For å forstå hvorfor det er slik undersøkte vi om forekomsten av MiS-miljøer kunne relateres til de fire landskapsvariablene helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei. Resultatene viser tydelig at de fleste MiS-miljøer er overrepresentert i bratt terreng, på høy bonitet og på lavere høyder over havet. Når det gjelder avstand fra vei er bildet annerledes. Her er det to livsmiljøer som skiller seg ut ved å være klart overrepresentert på lengre avstander fra vei, nemlig *Gamle trær* og *Liggende død ved*. I tillegg viser *Trær med hengelav* et lignende mønster, men her er tallene små og dermed mer usikre.

Generelt kan man si at det er to hovedfaktorer som bidrar til å forklare den romlige fordelingen av habitater på landskapsnivå. Det første er miljøfaktorer, og det andre er tidligere menneskelig påvirkning. Et landskaps historie reflekterer den menneskelige påvirkningen i tid og rom, og hvordan de to faktorene henger sammen.

Miljøfaktorer:

Alle MiS-miljøene som var overrepresentert i bratt terreng, med unntak av *Gamle trær*, var også overrepresentert på høy bonitet og ved lavere høyder over havet enn forventet. Det synes å være en mer generell sammenheng mellom disse variablene. For det første er det funnet at bratt terreng i gjennomsnitt har høyere produktivitet. Grant (2004) fant at næringsopptak og mineralisering var høyere i bratt terreng enn i flatere områder på grunn av lavere vanninnhold, høyere jordtemperatur og hurtigere oksygenopptak. For det andre vil sydlig eksponerte helninger i gjennomsnitt ha en høyere sommertemperatur enn flatere arealer og vil derfor også kunne ha en høyere tetthet av termofile plantearter som er typiske for MiS-miljøet *Rik bakkevegetasjon*.

Videre er det vel kjent at produktivitet (bonitet) øker med økende temperatur. Gjennomsnittlig julitemperatur i Fennoskandia synker med ca 0.57 grader Celsius per 100 meter stigning i høyde over havet (Laaksonen 1979). Derfor vil bonitet være negativt korrelert til høyde over havet.

Betydningen av høy bonitet er viktig. Ved høy bonitet vil ikke bare livsmiljøer som direkte krever relativ høy næringstilgang, som *Rik bakkevegetasjon* og *Eldre løvsuksesjon*, ha høyere tetthet, men også gammelskogshabitater som *Stående død ved* og *Liggende død ved*. Fordi bestand på høy bonitet (som oftest i lavereliggende strøk) har raskere vekst vil disse også produsere død ved raskere enn lavbonitetsbestand (vanligere i høyereliggende strøk). I tillegg til denne koblingen mellom helning, bonitet og høyde over havet, så vil det i bestand i bratt terreng oftere forekomme forstyrrelser som skred og steinsprang. Dette vil selvfølgelig øke nydannelse av liggende død ved og i sin tur nydannelse av MiS-miljøene *Eldre løvsuksesjon* og *Rikbarkstrær* på de litt rikere marktypene.

Skoghistorie

Resultatene som er presentert i dette studiet er utelukkende knyttet til hogstklassene 4 og 5. Det betyr at de registrerte MiS-miljøene i stor grad er knyttet til skog som ikke har vært utsatt for bestands-skogbruket. Denne skogen har imidlertid i tidligere tider vært sterkt utnyttet. Intensiv plukkhogst gjennom de siste århundrer resulterte i at skogen på begynnelsen av 1900-tallet var sterkt uthogget, og død ved og gamle trær nådde sannsynligvis et historisk minimum i begynnelsen av 1900-tallet (Stokland & Larsson 2011). På midten av 1900-tallet ble bestandsskogbruket innført og siden har mengden død ved og gamle trær vært økende fordi skogbestand som ikke har vært utsatt for flatehogst knapt har vært hogget i det hele tatt siden (Storaunet & Rolstad 2015). Et resultat av dette er at ulike bestand varierer med hensyn til når siste plukkhogst fant sted. Typisk varierer dette fra 50 til 150 år siden. På denne måten vil bestand som ikke har vært plukkhogd på mange år hatt bedre tid til å utvikle gammelskogsmiljøer som for eksempel død ved.

Resultatet som viser at *Liggende død ved* og *Gamle trær* er vanligere i bratt terreng kan muligens forklares med at det i gjennomsnitt er lengre siden siste plukkhogst i bratt og vanskelig terreng. Vi kjenner imidlertid ikke til noen studier som har sett på intensiteten av plukkhogst over tid i relasjon til landskapsvariabler som for eksempel bratt terreng. Det er derfor ikke mulig å konkludere på dette interessante spørsmålet nå.

Det er tre MiS-miljøer som er overrepresentert lengre fra vei enn forventet. Interessant nok er dette tre livsmiljøer som er best representert i gammel skog, nemlig *Liggende død ved*, *Trær med hengselav* og *Gamle trær*. Vår tolkning av dette er at det reflekterer variasjon i hogstintensitet og tid siden siste plukkhogst, som igjen reflekterer transportavstander for tømmeret.

Graden av menneskelig påvirkning vil på mange måter henge sammen med landskapsvariablene våre. Gårdsbruk er typisk lagt til dalbunner eller dalsider der produktiviteten er høy. I tidligere tider var slåtte- og beitepåvirkningen større enn i dag. Resultatet av dette er at store arealer med tidligere produktiv slåtte- og beitemark (særlig i tungdrevne bratte lier) har grodd til de siste 100 årene og utviklet seg til løvskogsbestand. Mange av disse vil i dag bli registrert som *Eldre løvsuksesjon*, *Rikbarkstrær* eller *Rik bakkevegetasjon*. De vil ofte ligge i bratt terreng, på høy bonitet og i nærhet til gårdsbrukene, altså lavere i terrenget enn tilfeldig.

Muligheten for å predikere forekomster av MiS-miljøer:

En viktig konklusjon vi kan trekke fra prediksjonsanalysen er at det er svært stor variasjon i prediksjonsevnen fra kommune til kommune og mellom ulike MiS-livsmiljø. Det betyr at vi ved å benytte våre variabler ikke kan vite på forhånd om prediksjonsmodellene vil fungere i en gitt kommune, og dette gjør det vanskelig å gi generelle anbefalinger. Imidlertid kan det synes som om MiS-arealer i kommuner på Sørlandet og i Telemark i gjennomsnitt predikeres vesentlig bedre enn kommuner på Østlandet. Kommunene med lavest prediksjonssuksess er Gol, Kongsvinger og Stor-Elvdal. Disse kommunene er karakterisert av forholdvis jevne landskapsformer, mindre innslag av næringsrik vegetasjon og større innslag av langlivet furu. På den andre siden har vi to kommuner på Sørlandet der gjennomsnittet for prediksjonssuksessen ligger over 0,8. Dette er kommunene Åseral og Vegårshei. Begge to er typiske sørlandskommuner med småkupert terreng på landskapsnivå med store forskjeller i morenedekke og i næringsrikhet, ofte relatert til beliggenhet i terrenget. Typisk er relativt næringsfattige åsrygger og næringsrike helninger og dalbunner.

Det samme mønsteret ser vi i tabell 6. Her ser vi at vi i kommunene Vegårshei og Åseral kan fange opp 80 % av MiS-miljøene ved bare å besøke henholdsvis 24 % og 30 % av arealet i hogstklassene 4 og 5. I Kongsvinger og Stor-Elvdal derimot må vi besøke over 70 % av eldre skog for å fange opp 80 % av MiS-miljøene. Med andre ord er det her liten muligheter for å kunne redusere arealet som skal registreres i felt.

Det vil være viktig i videre arbeid med disse problemstillingene å forfølge denne forskjellen mellom regioner og kommuner. Sannsynligvis er det muligheter for betydelige forbedringer i prediksjonssuksess gjennom å identifisere viktige forskjeller mellom landskap, med påfølgende økte muligheter for effektivisering i registreringsmetodikk.

En fordel med de fire variablene helning, bonitet, høyde over havet og avstand fra vei er at de kan registreres uten å være i felt. De eksisterer allerede som kartdata basert på flyfoto. Vi kunne nok ha forbedret modellene våre ved å innføre flere variabler. Det er imidlertid et poeng at prediksjonsmodellene skal være bygget på variabler som er lett tilgjengelige. I fremtiden vil dette kunne endre seg med utvikling av fjernmåling og eventuell innføring av NiN-kartlegging over store arealer. Det er heller ingen tvil om at mye feltarbeid vil kunne spares hvis en betydelig del av registreringene kan gjennomføres med fjernmåling kombinert med kontroller i felt. Det er imidlertid ikke alle MiS-miljøer som er åpenbart lette å registrere med fjernmåling hvis skogen er relativt tett. *Stående død ved, Liggende død ved, Trær med hengelav og Eldre løvsuksesjoner* hører til denne gruppen. Men her er det potensial for å utvikle egnet metodikk. Noen livsmiljøer vil uansett kreve at registreringene foretas i felt. Dette gjelder først og fremst *Rikbarkstrær, Gamle trær og Rik bakkevegetasjon*.

Ideen bak dette studiet er at hvis noen typer skog eller landskapsavsnitt gjennomgående har veldig få forekomster av MiS-miljøer så kan registreringene på disse arealene utelates uten at mengden registrerte livsmiljøer blir vesentlig redusert. Denne tanken lå også til grunn for Gjerde & Sætersdal (2017) som så på mulighetene for å redusere areal som skal undersøkes i felt i kyststrøk. En av konklusjonene var at å ekskludere miljøregistreringer i skog på lav bonitet i ytre kyststrøk på Vestlandet fanget opp 87 % av det totale MiS-areale på bare 52 % av det totale skogarealet. Med andre ord en betydelig innsparing. Det var imidlertid store regionale forskjeller, og i Trøndelag var det lite eller ingenting å hente i form av innsparinger på å ekskludere miljøregistreringer i skog på lav bonitet.

Behovet for effektiviseringer i MiS-registreringer må vurderes i lys av nyere politiske vedtak. Stortinget har vedtatt at det er behov for forbedrete ressursoversikter og økt omfang av vernetiltak i skog (Stortingsmelding 14 (2015-2016)). Samtidig sies det i innstilling til Stortinget fra næringskomiteen at flertallet anbefaler at det gjennomføres MiS-registreringer på hele skogarealet (Innst. 162 S (2016-2017)). Videre vil det etter hvert som nye skogbruksplaner skal utarbeides på arealer der MiS-registreringer er gjennomført de siste 15 årene være aktuelt med enten supplerende eller helt nye MiS-registreringer. Dette medfører at behovet for forenklinger og effektiviseringer i MiS-registreringer vil være aktuelt også fremover. Dette studiet må sees på som et første skritt i arbeidet med å utarbeide et forskningsbasert grunnlag for å innføre effektiviseringer i MiS-metodikken uten at dette i nevneverdig grad går ut over kvaliteten på registreringene. Resultatene er delvis positive med tanke på å utvikle modeller for hvor i landskapene det bør gjøres registreringer. Forutsetningene synes å være særlig gode i landskap med sterke gradienter i bonitet og helning. Det vil være naturlig i det videre arbeidet å avgrense regioner med lignende type landskapsutforminger, samt å vurdere hvordan fjernmåling kan hjelpe til med å nå målet om mer kostnadseffektive registreringer.

Litteraturreferanse

- Baumann, C., Gjerde, I., Sætersdal, M., Nilsen, J.E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Livsmiljøer. Håndbok i registreringer av livsmiljøer i skog. Hefte 1. Skogforsk og Landbruksdepartementet.
- ESRI. ArcMap: Release 10.0. Environmental Systems Research Institute: Redlands, CA, USA, 2013.
- Gelman, A., Carlin, J., Stern, H., Dunson, D., Vehtari, A. & Rubin, D. 2013. Bayesian Data Analysis, 3 rd ed.; Chapman & Hall, London, UK.
- Gjerde, I. & Baumann, C. 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk. Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H. H., & Storaunet, K. O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology*, 18, 1032-1042.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H. H. 2007. Complementary hotspot inventory – a method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biological Conservation* 137: 549-557.
- Gjerde, I., Blom, H.H., Lindblom, L., Sætersdal, M. and Schei, F.H. 2012. Community assembly in epiphytic lichens in early stages of colonization. *Ecology* 93: 749-759.
- Gjerde, I., Blom, H.H., Heegaard, E. and Sætersdal, M. 2015. Lichen colonization patterns show minor effects of dispersal distance at landscape scale. *Ecography* 38: 939-948.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2017. Muligheter for forenklet kartlegging av MiS-livsmiljøer i kyststrøk. NIBIO Rapport 3: 52.
- Grant, R. F. 2004. Modelling topographic effects on net ecosystem productivity of boreal black spruce forests. *Tree Physiology* 24, 1-18.
- Innst. 162 S (2016-2017) Innstilling til Stortinget fra næringskomiteen om verdier i vekst – konkurransedyktig skog- og trenæring. Stortingsmelding 6 (2016-2017).
- Laaksonen, K. 1979. Areal distribution of monthly mean air temperatures in Fennoscandia (1921-1950). *Fennia* 157: 89-124.
- Lindenmayer, D. B. & Franklin, J. F. 2002. *Conserving Forest Biodiversity*; Island Press, Washington DC, USA.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J.F., Löhmus, A., Baker, S. C., Bauhus, J., Beese, W., Brodie, A., Kiehl, B., Kouki, J., Pasture, G.M., et al. 2012. A major shift to the retention approach for forestry can help resolve some global forest sustainability issues. *Conservation Letters* 5: 421-431.
- Rosenzweig, M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. 436 s. Cambridge University Press, Cambridge.
- Stokland, J. N. & Larsson, K.-H. 2011. Legacies from natural forest dynamics: Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests. *Forest Ecology and Management* 261: 1707-1721.
- Storaunet, K. O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Oppdragsrapport fra Skog og Landskap 6/2015.
- Stortingsmelding 14 (2015-2016) Natur for livet – Norsk handlingsplan for naturmangfold.

- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H. H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122: 305-316.
- Sætersdal, M. & Gjerde, I. 2011. Selecting high-priority conservation areas using surrogate species – consistent with ecological theory? *Journal of Applied Ecology* 48: 1236-1240.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Heegaard, E., Schei, F. H. & Nilsen, J. E. Ø. 2016. History and productivity determine the spatial distribution og key habitats for biodiversity in Norwegian forest landscapes. *Forests* 7: 1-14.
- Vennesland, B., Hobbelstad, K., Bolkesjø, T., Baardsen, S., Lileng, J & Rolstad, J. 2006. Skogressursene i Norge 2006. Muligheter og aktuelle strategier for økt avvirkning, Viten fra Skog og Landskap 3/2006. 94 s.

Vedlegg

Vedlegg 1

Antall ulike MiS-miljøer i de 10 prøvekommunene. A-H = Aurskog-Høland, U = Ullensaker, M = Marnardal, So = Songdalen, Sø = Søgne, E = Etnedal, S-A = Sør-Aurdal, T = Tokke, R = Rendalen, V = Vinje.

MiS-miljø	Kommune									
	A-H	U	M	So	Sø	E	S-A	T	R	V
Stående død ved	7	3	7	4	0	18	84	2	56	13
Liggende død ved	145	22	261	102	185	92	458	442	197	167
Eldre løvsuksesjon	200	22	315	162	71	56	54	59	149	26
Trær med hengselav	1	0	3	0	0	21	299	4	16	3
Gamle trær	329	4	258	104	121	61	406	96	80	286
Hule løvtrær	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brannflater	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Rik bakkevegetasjon	251	33	318	273	396	337	140	729	109	87
Rikbarkstrær	0	0	200	77	33	21	16	57	8	12
Bergvegger	75	0	0	205	239	3	3	86	0	0
Leirraviner	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bekkekløfter	8	0	2	3	17	124	58	63	3	0

Vedlegg 2

Arealdata for de 10 prøvekommunene.

Kommune	Areal plan- område (km ²)	Areal MiS-miljø (km ²)	Antall MiS-miljø	Laveste høyde over havet	Høyeste høyde over havet
Aurskog-Høland	619	12	1023	111	391
Ullensaker	103	1	84	114	302
Marnardal	293	4	1364	17	502
Songdalen	152	5	930	0	405
Søgne	103	3	1068	0	263
Etnedal	259	5	733	213	1024
Sør-Aurdal	618	15	1518	153	1034
Tokke	280	15	1538	12	958
Rendalen	299	7	618	232	941
Vinje	208	14	594	183	968
Sum	2934	81	9470		

Vedlegg 3

Fordeling av MiS-miljøer i de 10 valideringskommunene. Vegå = Vegårdshei, Åser = Åseral, Ringe = Ringerike, Kongs = Kongsvinger, St-Elv = Stor-Elvdal, Not = Notodden.

MiS-miljø	Kommune									
	Ål	Vegå	Åser	Ringe	Gol	Kongs	St-Elv	Tinn	Valle	Not
Stående død ved	0	10	1	157	0	68	37	137	0	42
Liggende død ved	72	45	33	296	252	133	146	421	127	213
Eldre løvsuksesjon	84	0	87	156	99	235	61	68	57	210
Trær med hengelav	0	0	0	52	0	9	56	23	0	36
Gamle trær	53	55	10	404	59	65	220	551	28	461
Hule løvtrær	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brannflater	0	0	0	0	6	0	0	14	0	0
Rik bakke-vegetasjon	76	58	24	202	115	105	193	230	97	241
Rikbarkstrær	0	69	49	44	0	4	21	15	67	22
Bergvegger	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leirravin	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bekkekjøfter	0	0	0	41	13	3	37	69	39	38

Vedlegg 4

Arealdata for de 10 valideringskommunene.

Kommune	Areal plan- område (km ²)	Areal MiS-miljø (km ²)	Antall MiS-miljø	Laveste høyde over havet	Høyeste høyde over havet
Ål	163	3	285	283	1092
Vegårshei	119	4	237	68	503
Åseral	107	2	203	173	696
Ringerike	236	12	1352	101	931
Gol	206	4	538	180	1131
Kongsvinger	214	4	622	131	562
Stor-Elvdal	218	8	771	230	1006
Tinn	259	37	1528	175	1072
Valle	70	7	415	230	892
Notodden	332	18	1263	464	1013
Sum	1924	99	7214		

Vedlegg 5

Resultater fra modellseleksjonen.

		AUCcv	AICcv	AIC	BIC	WAIC
Alle miljøer	Intercept	0.7308	58708.44	53820.8	53974.6	53659.34
	-Avstand vei:Helning	0.731	58691.43	53819.4	53963.6	53657.94
	-Hoh:Helning	0.7322	58633.87	53819.2	53953.8	53659.44
	-Bonitet:Helning	0.7319	58612.1	53819.1	53944	53658.76
	-Avstand vei:Bonitet	0.7315	58696.49	53820.9	53936.2	53660.73
	-Hoh:Avstand vei	0.731	58666.95	53822.3	53928	53662.28
	-Hoh:Bonitet	0.742	58606.27	53865.3	53961.4	53708.7
	-Hoh	0.7397	57241.73	54180.1	54257	54067.53
Liggende	Intercept	0.7673	18258.49	17043.2	17195.9	
	-Hoh:Helning	0.7664	18256.08	17041.2	17184.4	
	-Hoh:Avstand vei	0.7658	18261.74	17039.3	1717	
	-Bonitet:Helning	0.7666	18228.74	17037	17161.6	
	-Avstand vei:Helning	0.7653	18230.41	17055	17169.5	
	-Avstand vei:Bonitet	0.7606	18328.95	1707.7	17175.7	
Eldre løvsuks	Intercept	0.7379	11706.34	10315.2	10467.8	
	-Avstand vei:Helning	0.7381	11703.62	10313.2	10456.2	
	-Bonitet:Helning	0.7388	11692.73	10311.3	10444.8	
	-Hoh:Avstand vei	0.739	11685.76	10311.2	10435.2	
	-Hoh:Helning	0.7398	11645.91	10312.5	10426.9	
	-Avstand vei:Bonitet	0.7438	11623.76	10317.2	10422.1	
	-Avstand vei	0.7338	11683.85	10332.6	10418.4	
	-Hoh:Bonitet	0.7001	11864.58	10361	10437.3	
Rikbarkstrær	Intercept	0.8376	4710.845	3996.8	4146.5	
	-Hoh:Avstand vei	0.839	4702.482	3995.5	4135.8	
	-Avstand vei:Helning	0.841	4692.969	2994.1	4125.1	
	-Hoh:Helning	0.8411	4685.038	3992.8	4114.4	
	-Hoh:Bonitet	0.8447	4611.272	3992.5	4104.7	
	-Avstand vei:Bonitet	0.8465	4595.204	3995.2	4098	
	-Hoh+Avstand vei:Bonitet	0.8329	4679.074	4055.2	4148.7	
Rik bakke	Intercept	0.786	23631.56	18641	18793.8	
	-Hoh:Helning	0.7861	23632.45	18639.4	18782.7	
	-Avstand vei:Helning	0.7862	23627.11	18637.8	18771.5	
	-Bonitet:Helning	0.787	23604.76	18637.5	18761.6	
	-Hoh:Avstand vei	0.7864	23646.26	18638.4	18753	
	-rand(Avstand vei)	0.7863	23655.72	18636.5	18741.6	
	+Hoh:Avstand vei	0.787	23602.76	18635.5	18750.1	
	+Bonitet:Helning	0.7862	23625.09	18635.8	18760	
Gml trær	Intercept	0.5757	18407.13	15544.6	15697.3	
	-Avstand vei:Bonitet	0.575	18431.27	15543.3	15686.2	
	-Hoh:Avstand vei	0.5786	18388.82	15546	15679.6	
	-Avstand vei:Helning	0.5801	18384.36	15546	15670	
	-Hoh:Bonitet	0.5916	18154.35	15547.5	15662	
	-Bonitet:Helning	0.5877	18163.65	15561.6	15666.6	
	-Hoh:Helning	0.6038	18027.72	15569.7	15665.1	
	-Bonitet	0.6234	17849.67	16082.2	16158.5	
	-Hoh	0.6626	17149.72	16251.1	16308.4	
	+Avstand vei:Helning	0.6613	17170.38	16247.2	16314	

Nøkkelord:	MiS-miljøer, prediksjonsmodeller, helning, bonitet, høyde over havet, avstand fra vei
Andre aktuelle publikasjoner fra prosjekt:	Sætersdal, M., Gjerde, I., Heegaard, E., Schei, F.H. & Nilsen, J. E. Ø. 2016. History and productivity determine the spatial distribution of key habitats for biodiversity in Norwegian forest landscapes. Forests 7,11, 14 pp.

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.