



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# En oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for ivaretagelse av rødlistearter gjennom avsetting av nøkkelbiotoper basert på MiS

NIBIO RAPPORT | VOL. 4 | NR. 168 | 2018



Ivar Gjerde, Lise Tingstad og Hans H. Blom

Divisjon for skog og utmark/Avdeling for skoggenetikk og biomangfold

## TITTEL/TITLE

En oppdatering av kunnskapsgrunnlag for ivaretagelse av rødlistearter gjennom avsetting av nøkkelbiotoper basert på MiS

## FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Ivar Gjerde, Lise Tingstad og Hans H. Blom

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
21.12.2018	4/168/2018	Åpen	11087	18/00446
ISBN:	ISSN:		ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-02237-4	2464-1162		22	1

## OPPDRAUGSGIVER/EMPLOYER:

Skogtiltaksfondet

## KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Ivar Gjerde

## STIKKORD/KEYWORDS:

MiS, nøkkelbiotoper, rødlistearter, truede skogsarter

## FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Miljøregistreringer

## SAMMENDRAG/SUMMARY:

I rapporten oppsummerer vi resultater fra en gjennomgang av rødlistete skogsarter (rødliste for arter 2015) og deres tilknytning til livsmiljøer som registreres i MiS (Miljøregistrering i Skog) og hvilke deler av landet artene er registrert (MiS-regioner). Videre ser vi på tilfanget av observasjoner av truede skogsarter innen utvalgte grupper i perioden 2005 til 2015 med utgangspunkt i Artskart, og diskuterer forutsetningene for å fange opp truede arter i nøkkelbiotoper. Det ble bare funnet mindre endringer når det gjelder artenes fordeling på livsmiljø og region når vi sammenlignet rødlistearter fra 2015-rødlisten med rødlistearter fra 1998-rødlisten. Kartfestete forekomster av truede arter har økt eksponentielt de siste 10 årene, men utgjør uansett en svært liten del av faktiske forekomster. Generelt fraråder vi å bruke kjente forekomster av rødlistearter for prioritering av nøkkelbiotoper eller for dokumentasjon av disse, men det bør likevel påpekes at for ivaretagelse av truede arter som ikke tilhører lett avgrensable livsmiljøer, så vil en slik tilnærming være eneste mulighet.

## LAND/COUNTRY:

Norge

## GODKJENT /APPROVED

Tor Myking

NAVN/NAME

## PROSJEKTLÉDER /PROJECT LEADER

Ivar Gjerde

NAVN/NAME



**NIBIO**

NORSK INSTITUTT FOR  
BIOØKONOMI

# Forord

Norsk PEFC Skogstandard har kravpunkter om nøkkelbiotoper basert på MiS-registreringer, men også krav om hvordan kjente forekomster av truede arter skal håndteres i forbindelse med planlagt hogst. Når det gjelder rådgiving om hensyn til rødlistearter, er utfordringen at kunnskap om artenes habitatkrav er mangelfullt beskrevet eller vanskelig tilgjengelig. På bakgrunn av dette var det behov for et oppdatert kunnskapsgrunnlag om sjeldne og truede arters tilknytning til MiS-livsmiljøer og -regioner.

Prosjektet ble initiert av Norges Skogeierforbund og NORSKOG og finansiert gjennom Skogtiltaksfondet. Data om rødlisteartenes livsmiljø, utbredelse og antall kjente forekomster ble sammenstilt i mars-april 2018. Denne rapporten bygger på disse dataene og ble ferdigstilt i november 2018.

# Innhold

Forord .....	3
1 Innledning .....	5
2 Metoder .....	6
2.1 Datagrunnlag .....	6
2.2 Røddlistearter fordelt på MiS-livsmiljø .....	6
2.3 Røddlisteartenes fordeling på MiS-regioner .....	6
2.4 Utvikling av kartfeste observasjoner av truede arter .....	7
3 Resultater .....	8
3.1 Røddlistearter fordelt på MiS-livsmiljø .....	8
3.2 Andre livsmiljøer .....	9
3.3 Røddlisteartenes fordeling på MiS-regioner .....	10
3.4 Utvikling av kartfestete observasjoner av truede arter .....	12
4 Diskusjon .....	13
4.1 Fordeling av røddlistearter på livsmiljø .....	13
4.2 Fordeling av røddlistearter på regioner .....	13
4.3 Utviklingen av antall observasjoner av truede arter .....	14
4.4 Truede arter i nøkkelbiotoper .....	15
4.5 Oppsummering .....	16
Litteraturhenvisninger .....	17
Vedlegg 1 .....	19

# 1 Innledning

Miljøregistreringer i Skog (MiS) er et registreringsopplegg for kartlegging av arealer på bestandsnivå som er særlig viktige for artsmangfoldet i skog (Gjerde og Baumann 2002). Registreringene er basert på en forskningsbasert metode der både miljøgradienter og habitatmengder tas hensyn til (Gjerde mfl. 2007). Bruksområdet for registreringene har først og fremst vært skogbruksplanleggingen, der målet er å sette av viktige arealer for artsmangfoldet i områder der det drives skogbruk. Registreringene skal fange opp forekomster av 12 hovedtyper av livsmiljø (Baumann mfl. 2001), og registreringene benyttes som utgangspunkt for tiltak for å bevare et utvalg av arealer av disse livsmiljøene.

Da metoden for MiS ble utviklet (1997-2000) ble det lagt til grunn at livsmiljøer som er spesielt viktige arealer for nasjonalt sjeldne og truede skogsarter vil bidra mer effektivt til bevaring av artsmangfoldet i norsk skog enn andre arealer. Vi brukte derfor rødlisten fra 1998 (Direktoratet for Naturforvaltning 1999) og fordelte skoglevende rødlistearter på ulike habitattyper, samtidig som vi også benyttet geografisk informasjon om hvor artene var funnet for å si noe om hvilke deler av landet som var viktigst for de ulike artene. Dette resulterte i en inndeling i MiS-livsmiljøer og i MiS-regioner. Siden 1998 har rødlistene blitt revidert tre ganger, og fra og med rødlisten i 2006 ble det benyttet en ny standardisert tilnærming for vurdering av arter (Gärdenfors 2001, IUCN 2012). Dette har resultert i en hel del endringer i sammensetningen av rødlistene (Gjerde mfl. 2018). Det er derfor av interesse å undersøke i hvilken grad livsmiljøene og regionene har opprettholdt sin betydning for rødlistearter, og om det er behov for endringer i registreringsopplegget eller i regionale prioriteringer. En slik vurdering ble foretatt av Blom (2008) etter at en ny rødliste var publisert i 2006 (Kålås mfl. 2006). Denne gangen tar vi utgangspunkt i den hittil sist utgitte rødlisten for arter (Henriksen og Hilmo 2015), og diskuterer også utviklingen i lys av økende artsregistreringer og nyere forskningsresultater.

I de siste to tiårene har det vært gjennomført mange naturundersøkelser som har generert kartfestete observasjoner av arter, og dette har gitt mye ny informasjon om utbredelse og relativ abundans for rødlistete arter. Slike data har imidlertid også til en viss grad blitt benyttet til verdisetting og prioritering av arealer i forvaltningssammenheng. Dette er faglig sett mer problematisk (Gjerde og Sætersdal 2015, Sætersdal mfl. 2015, Gjerde mfl. 2018), samtidig som man i skogbrukets miljøarbeid må forholde seg til krav om hensyn til et økende antall kartfestete observasjoner av rødlistete arter.

Prosjektet hadde tre hovedmål: (1) Med utgangspunkt i Norsk rødliste for arter 2015, å fordele skogsartene innen utvalgte artsgrupper på MiS-livsmiljøer og MiS-regioner, for således å få en oppdatert oversikt over hvilke arter som potensielt kan fanges opp av nøkkelbiotoper basert på MiS i de ulike regionene, (2) undersøke registrerte funn i Artskart for truede skogsarter på tidspunktene for de tre siste utgivelsene av rødlisten (2006, 2010 og 2015), for å si noe om kjent omfang av slike forekomster og utviklingen over tid, og til slutt (3) diskutere forutsetningene for å fange opp truede arter i nøkkelbiotoper og hvordan dette kan dokumenteres.

## 2 Metoder

### 2.1 Datagrunnlag

Vi benyttet en datamatrix bestående av skogsarter oppført på Norsk rødliste for arter (Henriksen og Hilmo 2015), og skogsarter ble definert som alle arter som helt eller delvis har levested i skog (Tingstad mfl. 2017). Fra dette datasettet valgte vi ut organismegrupper som er relevante i forbindelse med bevaring av rødlistearter i nøkkelbiotoper: Karplanter, moser, sopp, lav, vedlevende biller, årevinger og nebbmunner. Vi sammenlignet fordelingen av alle rødlistearter (både truede arter og nær truede arter) i disse gruppene på livsmiljøer og MiS-regioner med tilsvarende fordelinger fra 2002 (henholdsvis Baumann mfl. 2001 og Blom mfl. 2002). Fordelingene fra 2001/2002 var basert på rødliste 1998, og gruppene som inngikk fra det materialet var karplanter, moser, sopp, makrolav, og biller (ikke bare vedlevende).

### 2.2 Rødlistearter fordelt på MiS-livsmiljø

Når vi vurderte de enkelte artene med hensyn på hvilke MiS-livsmiljøer som potensielt kan være levested for arten, så benyttet vi i hovedsak beskrivelsen av artenes habitater i dokumentasjonsgrunnlaget for rødlisten. Ut fra slik tekst var det mulig å plassere arter med tilknytning til ulike typer død ved, eldre suksesjoner av nordlige lauvtrær, gamle trær, hule lauvtrær, brent skog, kalkrike marktyper og edellauvskog, bergvegger, leirraviner og bekkekløfter. For MiS-livsmiljøene *Rikbarkstrær* og *Trær med hengelav* plasserte vi inn alle rødlistearter (i henhold til Rødliste for arter 2015) som definerer disse livsmiljøene: Rødlistete moser og lav i lungeneversamfunnet, og rødlistete hengelav. For *Rikbarkstrær* inkluderte vi også arter knyttet til spisslønn. Det ble ellers ikke gjort noe forsøk på å innplassere andre grupper knyttet til de to sistnevnte livsmiljøene, for eksempel insekter, på grunn av manglende informasjon og for lav presisjon i den informasjonen som var tilgjengelig. For en del arter var beskrivelsene av skogshabitater i rødlisten mangelfulle. Når dette skyltes manglende kunnskap, ble ikke artene plassert på livsmiljø. Når beskrivelsene var ufullstendige, ble noen arter likevel plassert på livsmiljøer basert på opplysninger om habitat fra andre kilder (oppslagsverk, artdatabanken.se). Det vil uansett være feilkilder forbundet med å benytte fritekster der artenes habitater ikke er klassifisert etter et felles system, men vi anser at fremgangsmåten var tilstrekkelig for vårt formål.

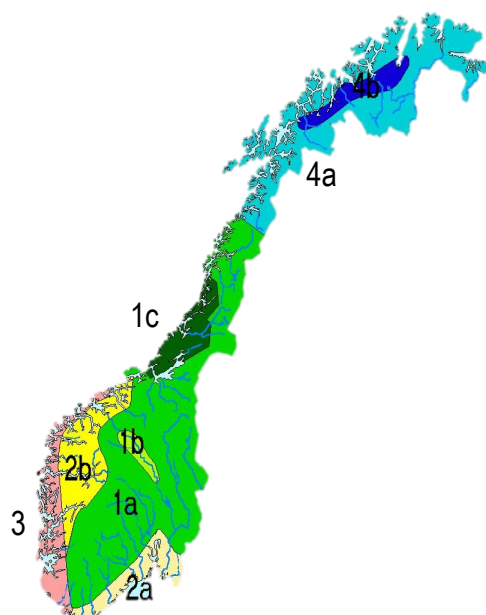
Alle arter som står oppført med skog som levested ble i utgangspunktet tatt med, men et fåtall arter ble likevel ekskludert fordi det under gjennomgangen ble klart at registrerte forekomster av artene var på arealer med trær som ikke dekkes av miljøregistreringer i skog (kulturlandskap, veikanter m.m.). Arter som det ikke var mulig å plassere på noen av MiS-livsmiljøene ble undersøkt for å se om de hadde fellestrekk i habitattilknytning som kunne peke på eventuelle andre avgrensede livsmiljøer med høy tetthet av rødlistearter.

### 2.3 Rødlisteartenes fordeling på MiS-regioner

MiS-regionene ble i sin tid basert på utbredelsen av skoglevende rødlistearter, og avgrensningen av regionene søkte skjønnsmessig å maksimere tettheten av arter som var «endemiske» i betydningen at de i Norge bare var registrert i den aktuelle regionen (Blom mfl. 2002). Disse artene blir heretter benevnt som «unike arter». Resultatet var 8 ulike regioner (Figur 1) der slektskapet mellom dem ble inkorporert i navn og nummerering: 1a (boreal hovedregion på Østlandet og indre deler av Trøndelag), 1b (kontinentale skoger i Gudbrandsdalen og sidedaler), 1c (fuktig kystgranskog i Trøndelag og

Nordland sør for Saltfjellet), 2a (Boreonemoral skog omkring Oslofjorden og vestover langs kysten til Lista), 2b (Boreonemoral skog i fjordstrøk på Vestlandet), 3 (vintermild og fuktig kystskog på ytre Vestlandet), 4a (Boreal hovedregion i Nord-Norge) og 4b (Boreal skog i elvedaler i Troms og Finnmark). Inndelingen avspeiler klimatiske gradienter i Norge med tanke på kombinasjoner av nedbør, sommertemperatur og vintertemperatur, som har stor betydning for utbredelsen av arter.

For vurdering av rødlistearter (rødliste for arter 2015), og deres utbredelse på MiS-regioner, ble det benyttet Artskart (www.artsdatabanken.no) med observasjoner uten tidsbegrensning bakover i tid. Alle regioner med observasjoner av artene ble notert, med unntak av regioner med bare 1-2 funn når arten totalt sett hadde mange registrerte forekomster.



Figur 1. MiS-regioner basert på geografiske forskjeller i sammensetning av rødlistearter, basert på rødliste 1998 (fra Gjerde og Baumann 2002).

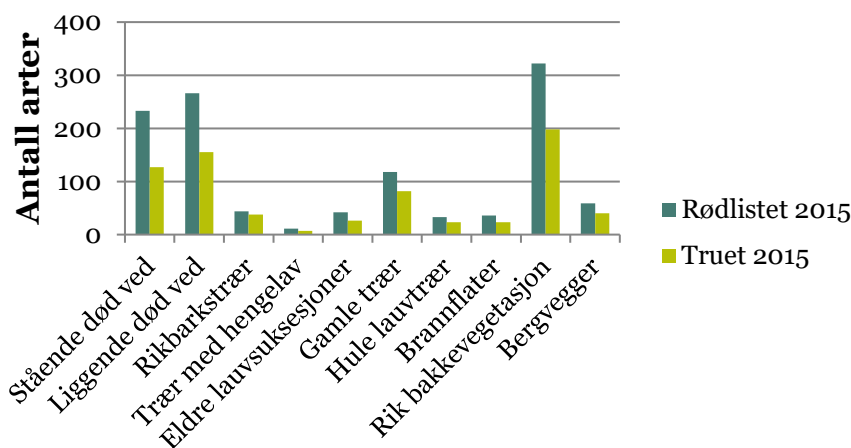
## 2.4 Utvikling av kartfeste observasjoner av truede arter

For denne delen benyttet vi observasjoner i Artsdatabankens Artskart for truede arter, altså i kategoriene VU (sårbar), EN (sterkt truet) og CR (kritisk truet) i følge rødlisten for arter 2015. For antallet akkumulerte observasjoner i 2006 avgrenset vi tidsrommet til perioden 1990-2005, da observasjoner før 1990 for en stor grad er samlet inn på en annen måte enn etter at artsregistreringer i skog fikk et betydelig oppsving på 1990-tallet. Videre talte vi opp antall nye observasjoner som kom til i perioden 2006 til 2010 og i perioden 2011-2015. Disse tallene gir altså (1) et startpunkt i antall observasjoner like før utgivelsen av rødliste 2006, (2) et tall for nye observasjoner mellom rødlistene i 2006 og 2010 og (3) og for nye observasjoner mellom rødliste 2010 og rødliste 2015.

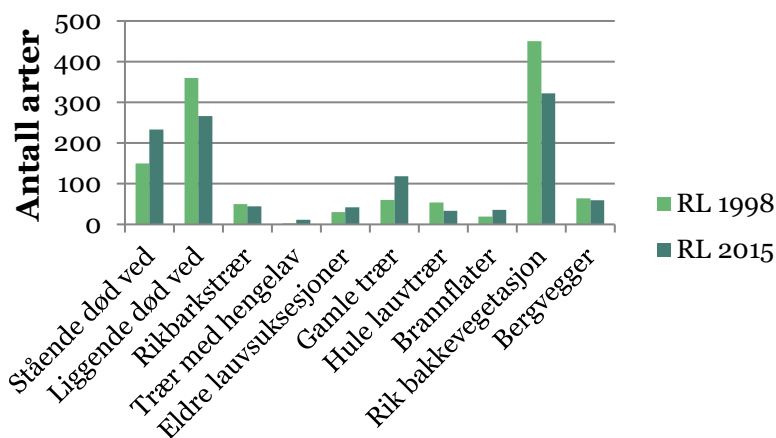
## 3 Resultater

### 3.1 Røddlistearter fordelt på MiS-livsmiljø

Utvalget av skogsarter på Rødliste 2015 utgjorde i alt 1068 arter, hvorav 651 var truede arter. Livsmiljøer som utmerket seg med spesielt høyt antall rødlistete arter var i avtagende rekkefølge: *Rik bakkevegetasjon*, *Liggende død ved*, *Stående død ved* og *Gamle trær*, både for truede arter og for røddlistearter generelt (Figur 2). Den samme rekkefølgen av livsmiljøer med hensyn til antall røddlistearter ble også funnet da rødlisteartene for 1998 ble fordelt på livsmiljøer (Figur 3). Til tross for en del forskjeller i utvalg av arter (nye grupper er vurdert for rødlisten, rødlistenes sammensetning er endret, og for biller har vi for 2018 bare tatt med vedlevende biller), så viser fordelingen på livsmiljøer de samme hovedmønstrene for 2015-listen som for 1998-listen. Figur 2 viser også at det er en tendens til at det for rødlisteartene er en høyere andel arter i truet-kategoriene i livsmiljøer basert på levende trær (særlig *Rikbarkstrær*, *Gamle trær* og *Hule lauvtrær*) enn for døde trær og bakkevegetasjon.



Figur 2. Fordeling av rødlistearter og truede arter på livsmiljøer etter rødliste 2015.



Figur 3. Fordeling av rødlistearter for rødliste 1998 og 2015.



For insektgruppene årevinger og nebbmunner og (og nødvendigvis for vedlevende biller) er det først og fremst livsmiljøene basert på død ved som er spesielt viktige (Tabell 1). For sopp er også død ved svært viktig, i tillegg til livsmiljøet *Rik Bakkevegetasjon*. For karplanter er *Rik bakkevegetasjon* det klart viktigste av livsmiljøene, mens for moser er det *Bergvegger* og *Bekkekløfter*, og for lav er det *Gamle trær* og *Rikbarkstrær* som har flest rødlistearter (Tabell 1).

Det var til sammen 179 av 1068 rødlistearter (17 %) som ikke kunne plasseres på bestemte MiS-livsmiljøer (Tabell 2, Vedlegg 1). For årevinger og nebbmunner gjaldt dette over halvparten av artene, men også for karplanter var andelen høy (Tabell 2). For de nevnte insektgruppene skyldes dette i stor grad mangelfulle opplysninger, mens for karplanter skyldes det hovedsakelig at de aktuelle artene gjerne forekommer på relativt fattige marktyper og dermed i liten grad fanges opp av livsmiljøet *Rik bakkevegetasjon*. Dette gjaldt også for enkelte lavarter med voksested på bakken.

**Tabell 1. Antall rødlistete 2015 og truede (parentes) skogsarter fordelt på artsgrupper og livsmiljøer.**

Livsmiljø	Moser	Lav	Karpl.	Sopp	Nebbm.	Årevinger	Biller*	Sum
Stående død ved	1(0)	21(11)	0	97(40)	3(2)	20(11)	91(63)	233(127)
Liggende død ved	6(3)	8(3)	0	183(103)	4(2)	16(8)	49(36)	266(155)
Rikbarkstrær	9(8)	33(26)	0	1(1)	0	0	1(1)	44(38)
Trær m hengelav	0	11(7)	0	0	0	0	0	11(7)
Eldre lauvsuks.	5(4)	8(6)	0	21(13)	2(0)	1(0)	5(3)	42(26)
Gamle trær	2(1)	64(49)	0	28(18)	1(0)	12(5)	11(9)	118(82)
Hule løvtrær	0	3(3)	0	10(6)	0	6(1)	14(8)	33(23)
Brannflater	0	2(2)	1(0)	19(9)	2(2)	2(2)	10(8)	36(23)
Rik bakkeveg.	12(4)	0	31(15)	268(173)	0	11(6)	0	322(198)
Bergvegger	25(14)	31(23)	3(3)	0	0	0	0	59(40)
Leirraviner	2(1)	12(8)	0	0	0	1(1)	0	15(10)
Bekkekløfter	15(9)	17(12)	5(2)	2(2)	0	0	0	39(25)

**Tabell 2. Antall rødlistearter 2015 (truede arter i parentes) som ikke kunne plasseres på livsmiljø, fordelt på artsgrupper og MiS-regioner.**

Artsgruppe	Antall	MiS-region							
		1a	1b	1c	2a	2b	3	4a	4b
Lav	21(16)	4	2	2	5	2	16	1	1
Moser	1(1)	1	0	1	0	1	0	0	0
Karplanter	19(9)	10	2	3	14	2	7	4	1
Sopp	63(34)	35	5	13	35	18	14	9	3
Årevinger	62(26)	42	0	12	30	3	4	4	0
Nebbmunn	13(6)	7	0	0	10	0	0	0	0
Biller*	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\*Bare vedlevende biller var inkludert og dermed var alle i utgangspunktet plassert på MiS- livsmiljø.

## 3.2 Andre livsmiljøer

Blom (2008) beskrev to livsmiljøer, med utgangspunkt i rødliste 2006, med potensial til relativt effektivt å kunne fange opp rødlistearter som ikke dekkes av de livsmiljøene som allerede inngår i MiS-registreringene. Det første livsmiljøet er voksested for en gruppe lav som hovedsakelig er knyttet til treslag som bjørk, rogn og hassel på ytre Vestlandet. Artene vokser først og fremst på trær med glatt bark i skogsmiljøer gjerne benevnt som «fattig boreonemoral regnskog» (Blom mfl. 2015). Som

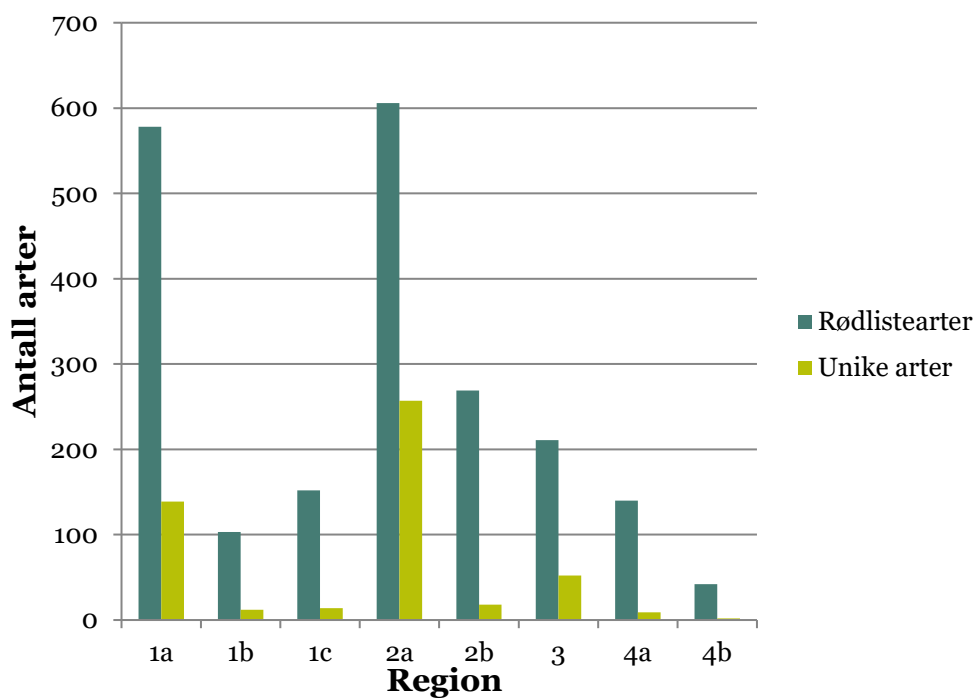
livsmiljø i MiS-terminologi kan habitatet beskrives som «fattigbark-fuktig» begrenset til MiS-region 3 (Ytre Vestlandet), altså kystnære områder der vintertemperaturene sjelden faller under null grader (Blom 2008). På grunnlag av beskrivelsene i rødlisten for 2015 fant vi 14 arter lav og mose som har en sterk tilknytning til dette livsmiljøet. Det andre livsmiljøet er benevnt som «sandfuruskog», vanligvis tørre og varme områder med rødlistearter særlig innen gruppene årevinger, biller, karplanter og sopp (Blom 2008, Brandrud og Bendiksen 2014). I MiS vil dette livsmiljøet kunne plasseres under «fattig bakkevegetasjon - tørr». Vi fant 12 arter (merk at bakkelevende biller ikke var inkludert) innen gruppene karplanter, sopp, årevinger og nebbmunner som var knyttet til sandfuruskog, og i tillegg fant vi 15 arter knyttet til «sandområder» (som ikke nødvendigvis er i sandfuruskog) (Vedlegg 1). Til sammen kunne vi da plassere 41 nye arter på livsmiljø.

De resterende rødlisteartene (ca 13%) var vanskelig å knytte til tilsvarende lett avgrensbare deler av skogen på en relevant skala, enten det nå skyldes utilstrekkelig kunnskap om habitatkrav, eller at artene opptrer som generalister i forhold til miljøgradienter eller forekomster av spesielle substrater (gamle trær, hule trær, døde trær med grove dimensjoner).

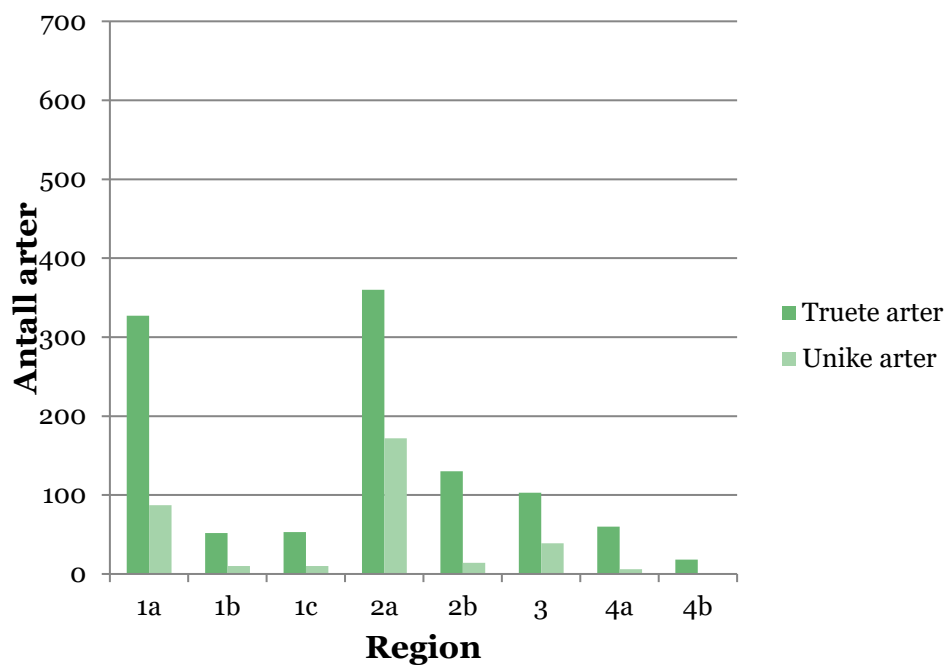
### 3.3 Rødlisteartenes fordeling på MiS-regioner

Det er store forskjeller i antall rødlistearter som er registrert i de ulike MiS-regionene (Figur 4). Noe av disse forskjellene skyldes ulik størrelse på regionene, men det er likevel klart at sommervarme områder på Østlandet og Sørlandet (region 1a og 2a) har svært mange rødlistearter sammenlignet med andre deler av landet. De samme regionene har også de klart største andelene av unike arter, arter som i Norge bare er funnet der (Figur 4). Region 3, ytre Vestlandet, har også en høy andel unike arter. Dette er i stor grad arter (særlig innen moser, lav og karplanter) som krever milde vintre og jevn fuktighet, forhold som normalt bare finnes i denne regionen, og ellers ikke i Fennoskandia. Tilsvarende tall for truete arter alene (Figur 5) viser samme mønstre som for alle rødlisteartene samlet, men viktigheten av region 1a, 2a og 3 for unike arter blir ytterligere forsterket. I region 2a utgjør de unike artene nærmere halvparten av de truete artene (Figur 5)

Ser vi på livsmiljøer og regioner som er særlig viktige for unike arter, så synes de ofte å være styrt av kombinasjoner av substrater og regionalt og lokalt klima. Noen har til felles at de er knyttet til geologiske og topografiske forhold i kombinasjon med klima (for eksempel fuktige *Bekkekløfter* i den ellers relativt tørre region 1b, *Leirraviner* i den nedbørsrike region 1c og *Bergvegger* i den nedbørsrike og vintermilde region 3), mens andre er knyttet til kalkrike og sommervarme livsmiljøer (for eksempel *Rik bakkevegetasjon* i region 2a), eller barskog rik på gamle og døde trær i de omfattende arealene med innlandsklima som utgjør boreal hovedregion (*Gamle trær* og *Liggende- og Stående død ved* i region 1a).



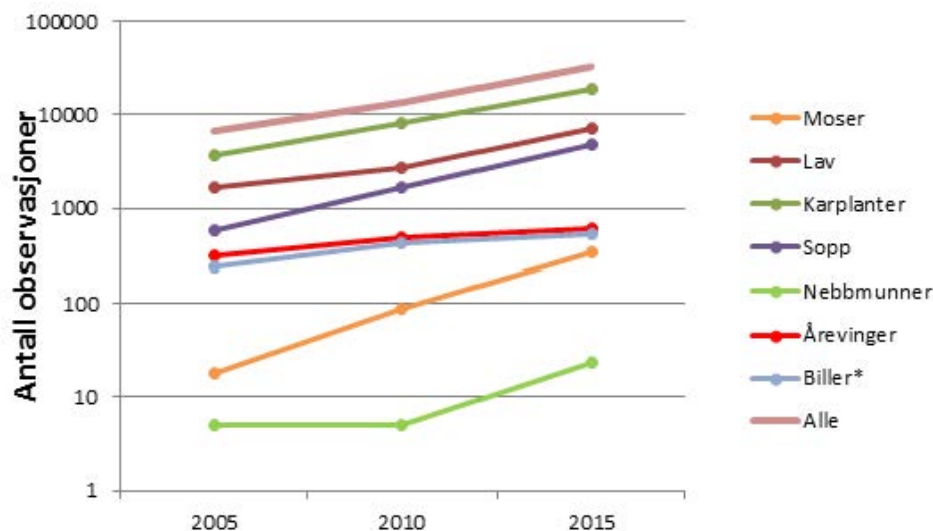
Figur 4. Antall rødlistearter 2015 fordelt på MiS-regioner, og tilsvarende for unike arter (arter som i Norge bare er funnet i den aktuelle regionen).



Figur 5. Antall truete arter 2015 fordelt på MiS-regioner, og tilsvarende for unike truete arter (arter som i Norge bare er funnet i den aktuelle regionen).

### 3.4 Utvikling av kartfestete observasjoner av truede arter

Det har vært en formidabel økning i observasjoner av truede arter de siste 15 årene. Karplanter topper statistikken for de gruppene vi har undersøkt, men det er også et stort observasjonstilfang for lav og sopp. Figur 6 viser endringene mellom tidspunktene for de tre siste rødlisteutgivelse. Det første punktet på kurven er et referansepunkt, mens de neste punktene angir mengden observasjoner som er kommet til henholdsvis mellom 2006 og 2010 rødlistene, og mellom 2010 og 2015 rødlistene. Den mer eller mindre lineære økningen i frekvensen av observasjoner (se øverste linje for alle arter samlet) ved bruk av logaritmisk skala innebærer at det ikke bare er en økning i registreringer per år, men at økningen er eksponentiell. Mellom 2005 og 2010 ble det lagt inn ca 13 tusen registreringer av truede skogsarter samlet for de undersøkte gruppene, mens i perioden mellom 2010 og 2015 økte antallet til 32 tusen. I 2015 var det samlet sett ca 52 tusen kartlagte forekomster av truede arter, med treslaget ask og alm på topp med til sammen ca 12 tusen forekomster.



Figur 6. Antall observasjoner av truede arter per 2005, nye kommet til i perioden mellom rødlistene 2006 og 2010 og i mellom rødlistene 2010-2015.

## 4 Diskusjon

### 4.1 Fordeling av rødlistearter på livsmiljø

De fleste (83%) av skogsartene i Norsk Rødliste for arter 2015 (Henriksen og Hilmo 2015) innen de undersøkte artsgruppene var mulig å plassere inn i det eksisterende settet med livsmiljøer i MiS. Med dette menes at ett eller flere av de 12 hovedtypene av livsmiljøer i MiS vurderes å ha en betydelig høyere sannsynlighet for å fange opp rødlistearter enn resterende arealer i eldre skog (se Gjerde mfl. 2007). I tillegg kom nye 4% som kunne plasseres på to andre avgrensbare livsmiljøer som ikke inngår i registreringene i dag. Fordelingen av artene på livsmiljøene viste relativt små endringer sammenlignet med rødliste 1998, som opprinnelig ble lagt til grunn for inndelingen av livsmiljøer i MiS. Denne robustheten i livsmiljøenes betydning over tid, til tross for betydelige endringer i rødlistenes sammensetning (Gjerde mfl. 2018), har trolig sammenheng med at livsmiljøene er basert på miljøgradienter og substrattyper. Artene som står på rødlisten byttes delvis ut over tid, mens livsmiljøene beholder sin betydning for sjeldne og truede arter samlet sett.

Antall rødlistearter knyttet til de ulike livsmiljøene styres av flere forhold. Tre viktige faktorer er (1) hvor mange arter i Norge som er knyttet til livsmiljøet (artsrikhet), (2) hvor mye som finnes i norsk skog av livsmiljøet slik det er definert (habitatmengde), og (3) hvor truet livsmiljøet vurderes å være (hvor stor andel artene i livsmiljøet som rødlistes). Således vil livsmiljøet med flest rødlistearter (*Rik bakkevegetasjon*) ha mange rødlistearter fordi disse skogmiljøene har et betydelig innslag av arter fra det de mer artsrike, nemorale skogtypene i Europa. Rike vegetasjonstyper viser seg i tillegg å ha en større andel sjeldne arter (Heegaard mfl. 2013). *Stående- og Liggende død ved* kan være eksempler på miljøer som vil gi mange rødlistearter, delvis på grunn av store habitatmengder samlet sett (83 millioner m<sup>3</sup>, Storaunet og Rolstad 2015), mens *Gamle trær* trolig er et godt eksempel på et livsmiljø som vurderes å være spesielt truet av skogbruk, og som det tar lang tid å erstatte.

Arter som ikke kunne plasseres på livsmiljø var typisk knyttet til bakken eller til treslag i vanlig forekommende vegetasjonstyper. Dette er ikke uventet da MiS-livsmiljøene er valgt ut og definert med det formål å fange opp en høy andel av rødlisteartene i skog på en relativt liten del av skogarealet. Ved for eksempel å prioritere de mest sommervarme og/eller produktive skogene så vil man velge ut arealer som ikke bare har mange arter totalt, men også mange sjeldne arter (Gjerde mfl. 2005, Hamalainen mfl. 2015). Har man tilgjengelig kunnskap om artenes økologi, vil det også være mulig å skille ut viktige områder fra tilsynelatende triviell skog, slik som spesielt fuktige utforminger av gran- og furuskog i ytre deler av Trøndelag, ytre Vestlandet og i Gudbrandsdalen. Det er langt mindre effektivt å forsøke å fange opp arter som ikke har en klar habitattilknytning på skogtype- eller bestandsnivå, eller som styres av forhold og faktorer som er vanskelig å registrere. Ny kunnskap kan imidlertid gjøre at arter som tidligere syntes å ha en uklar habitattilknytning likevel viser seg å kunne knyttes til bestemte typer skog.

### 4.2 Fordeling av rødlistearter på regioner

Kunnskap om artenes geografiske utbredelse er viktig for å kunne fange opp flest mulig av artene man ønsker å bevare gjennom å verne arealer. Dette gjelder også for arealer som settes av som nøkkelbiotoper i skog. Hvis målet kun er å fange opp arealer med høyest tetthet av rødlistearter («hotspots»), så vil nesten alle nøkkelbiotopene havne i boreonemoral skog i Sørøst-Norge. Hvis målet er å fange opp et størst mulig antall rødlistearter, så må utvelgelsen være komplementær (Sætersdal mfl. 1993, Sætersdal mfl. 2002). MiS er basert på komplementaritet på to arealnivåer: På bestandsnivå (inndeling av livsmiljøer basert på artssammensetning) og på regionsnivå (regioninndeling basert på artssammensetning). For begge nivåer er forekomster av unike rødlistearter lagt til grunn

(rødlistearter som bare finnes i livsmiljøet eller i regionen). I MiS kombineres denne komplementariteten med en hotspot-tilnærming, der det legges opp til å lokalisere arealer med høy tetthet av ressurser som er viktige for rødlistearter (Gjerde mfl. 2007).

Resultatene ved gjennomgang av rødliste 2015 gir ingen vesentlige endringer i fordelingen av rødlistearter på regioner, slik at behovet for å endre vektlegging av ulike regioner i liten grad er til stede. Ut fra kunnskapen om rødlistearternes fordeling på livsmiljøer og regioner vil det imidlertid være mulig å lage en komplementær strategi for prioritering av livsmiljøer i de ulike regionene, slik at flest mulig arter fanges opp (Gjerde mfl. 2002). Disse mulighetene er så langt i liten grad utnyttet i skogbruksplanleggingen, og en viktig årsak til dette er trolig at en høy andel (ca 80%) av det som blir registrert vanligvis også blir valgt ut, slik at det blir lite rom for å prioritere bestemte livsmiljøer fremfor andre. Når dette er tilfellet kan det være mer hensiktsmessig å foreta regionale prioriteringer ved å justere inngangsverdier for registrering av livsmiljøene regionalt, slik at det registreres mer av prioritere livsmiljøer og eventuelt tilsvarende mindre av nedprioriterte livsmiljøer.

Det er viktig å se antall rødlistearter og unike arter i forhold til regionenes størrelse. Sånn sett gir det mening at region 1b og 1c har betydelig færre rødlistearter, truede arter og unike arter enn den mye større regionen 1a. Region 2a bryter imidlertid klart med dette mønsteret. Den har et skogareal som er mye mindre enn skogarealet i region 1a, men har likevel flere rødlistearter og unike arter. Dette avviket må sees i sammenheng med en tydelig reduksjon i antall rødlistearter mot nord og vest (Kålås mfl. 2010), slik at de regionene som utmerker seg med flest rødlistearter er de mest sommervarme skogområdene i sørøst (2a og sørlige del av 1a) og til dels indre fjordstrøk på Vestlandet (2b).

### 4.3 Utviklingen av antall observasjoner av truede arter

I vår gjennomgang fant vi en eksponentiell økning i registrerte forekomster i Artskart. For gruppene vi undersøkte (karplanter, moser, sopp, lav, vedlevende biller, årevinger og nebbmunner) var det samlede antallet registreringer fra perioden 1990-2015 ca 52 000 observasjoner. Av disse er noen dupliseringer av tidligere registrerte lokaliteter for arter, og en del av de akkumulerte forekomstene eksisterer ikke lenger på grunn av påvirkninger eller naturlig dynamikk.

Observasjonene er et resultat av en betydelig leteinnsats de siste 10-årene i forbindelse med ulike befaringsoppdrag, forskningsprosjekter og et økende antall personer med artskunnskap og interesse for skognaturen. Kartdataene som genereres på denne måten gir verdifull kunnskap om artenes utbredelse og relative abundans. De er imidlertid lite egnet til å si noe om utviklingen av populasjoner av rødlistearter, fordi vi ikke har tall på leteinnsats og kompetanseendring (evne til å gjenkjenne arter). En eksponentiell økning i frekvensen av observasjoner kan derfor ikke tolkes som en økning i faktiske forekomster av truede arter, og en eventuell nedgang i observasjoner av enkeltarter kan heller ikke tolkes direkte som en tilbakegang i artenes populasjonsstørrelse. En samlet økning i registrerte forekomster vil imidlertid påvirke vår kunnskap om hvor artene kan finnes. Med et økende antall observasjoner må vi av statistiske årsaker også forvente at artene etter hvert vil bli påvist i nye regioner, skogtyper og livsmiljøer. Slike faktorer synes for eksempel å ha gjort seg gjeldene for de mange artene som rundt år 2000 bare var registrert i region 2a (se Blom mfl. 2002). I 2015 er nye unike arter registrert for denne regionen, men et større antall arter er ikke lenger unike fordi de nå også er registrert i andre regioner.

## 4.4 Truete arter i nøkkelbiotoper

Livsmiljøer som registreres i MiS skal per definisjon være viktige levesteder for rødlistearter. De ble prioritert ut fra kunnskap om rødlistearters miljøkrav, og definert ut fra kunnskap om arters forekomster i forhold til posisjoner i ulike miljøgradienter (Gjerde og Baumann 2002). Etter at livsmiljøene var definert og registreringsopplegget var utformet ble det foretatt en undersøkelse av rødlistearter (moser, makrolav og vedlevende poresopp) i utvalgte nøkkelbiotoper og resultatene derfra ble sammenlignet med tilfeldig utvalgte skogbestand i hogstklasse 4 og 5. Resultatene viste at det var omtrent fire ganger så høy tetthet av forekomster av rødlistearter (og truete arter) i nøkkelbiotopene som i tilfeldig valgte bestand med eldre skog (Gjerde mfl. 2007).

Forskningsresultatene viste imidlertid også et annet forhold, nemlig at forekomstene av rødlistearter var fordelt på en stor del av den eldre skogen, slik at en liten andel av skogen valgt ut som nøkkelbiotoper bare kan fange opp en begrenset del alle forekomstene av rødlistearter. Med en slik fordeling, og med en arealutvelgelse tilsvarende 5% av all eldre skog, anslo vi at maksimalt 20-25% av forekomstene av rødlistearter kunne fanges opp når alle forekomster er kjent (Gjerde mfl. 2004). Det er derfor viktig å ha klart for seg at de aller fleste forekomstene av rødlistearter vil måtte befinne seg utenfor de eksisterende nøkkelbiotopene, selv om alle forekomster måtte være kjent. I tillegg kommer det faktum at artenes forekomster viser romlig dynamikk over tid, selv i verneområder (Tingstad 2018). Dette betyr at selv om en art tilhører et bestemt livsmiljø, og at avsatte nøkkelbiotoper representerer potensielle levesteder for arten, så har vi ingen garanti for at arten på et gitt tidspunkt er representert i det totale settet av nøkkelbiotoper. Derfor kan ikke hensikten med livsmiljøer som settes av som nøkkelbiotoper (per definisjon en liten andel av skogen) være å fange opp alle rødlistearter, men å representere skog som over tid har en høyere tetthet av rødlistearter og dermed fanger opp flere arter enn tilsvarende areal av tilfeldig valgt eldre skog.

Har endringene i rødlistenes sammensetning mellom 1998 og 2015 påvirket hvor mye som fanges opp av rødlistearter i nøkkelbiotopene? Dette vil ikke minst avhenge av artenes romlige fordeling, og graden av konsentrasjoner av forekomster på bestandsnivå. Innen fire studieområder i boreal skog registrerte vi ubetydelige endringer i den generelle romlige fordelingen av rødlistearter i studieområdene, når vi byttet ut rødliste 1998 med rødliste 2015 (Gjerde mfl. 2018). Sammen med bare mindre endringer i de «nye» rødlistearternes fordeling på livsmiljøer, skulle dette tilsi at livsmiljøenes evne til å fange opp rødlistearter, inkludert truete arter, er mye den samme til tross for den utskiftningen av rødlistearter som finner sted over tid.

Selv med betydelig leteinnsats utgjør kjente forekomster av rødlistearter og truete arter bare en liten andel av faktiske forekomster. Vi estimerte frekvensen av truete rødlistearter etter 1998-listen til 0.07 forekomster per 50x50 m prøveflate i tilfeldig utvalgte skogbestand i hogstklasse 4 og 5. Hvis vi regner ca 4 millioner hektar slik skog i Norge tilsvarende dette i overkant av 1 million forekomster av truete arter med en observasjonsoppløsning på 0.25 hektar. Tallene er basert på registreringer av truete skogsarter innen gruppene karplanter, moser, makrolav og vedlevende poresopp i 9 prøvekommuner (Gjerde mfl. 2002). Hadde vi hatt muligheter for å registrere forekomster av de resterende truete skogsartene (truete arter innen våre grupper utgjør anslagsvis 15% av alle truete arter), så ville tallene vært betydelig høyere (Gjerde mfl. 2004). Hadde vi brukt 2015-rødlisten hadde sannsynligvis også observasjonsfrekvensen vært høyere, særlig innen makrolav og karplanter, fordi nyere rødlistearter inkluderer flere relativt vanlige arter som er vurdert som truet på grunn av tilbakegang (Tingstad 2018). En lav andel kartfestete forekomster av alle faktiske forekomster, og som i tillegg er dynamiske over tid, gir ikke et tilstrekkelig statistisk grunnlag for å benytte kjente forekomster til prioriteringer av arealer (Sætersdal mfl. 2015). Forholdene beskrevet ovenfor er grunnen til at MiS generelt er basert på registreringer av viktige og komplementære livsmiljøer for rødlistearter, og ikke fokuserer på kjente

forekomster av rødlistearter på et gitt tidspunkt. For rødlistearter som har en opptreden som ikke kan knyttes til definerte MiS-livsmiljøer har vi ikke denne muligheten, og da vil eneste muligheten være å bevare arealer med kjente forekomster. For arter som har små populasjonsendringer over tid (for eksempel noen karplanter) kan dette være et tiltak som fungerer.

I skogbrukets miljøarbeid legges det opp til at det i tillegg til registreringer av livsmiljøer også kan opprettes nøkkelbiotoper i områder med forekomster av truede arter. Akkumuleringen av registrerte observasjoner av truede arter tilsier at det etter hvert blir et meget høyt antall slike forekomster å forholde seg til forvaltningsmessig. På denne bakgrunnen kunne det i utgangspunktet vært interessant med kunnskap om hvor mange truede arter som er allerede registrert i eksisterende nøkkelbiotoper. Forholdene beskrevet ovenfor vil imidlertid svekke verdien også av en slik tilnærming. En opptelling basert på overlapp av forekomster av truede skogsarter og avsatte nøkkelbiotoper vil ha gitt en meget ufullstendig artsliste og tilhørende forekomsttall, fordi artsregistreringer som oftest ikke er gjennomført i nøkkelbiotopene. For et brukbart estimat av hvor stor andel av truede arter som er til stede i nøkkelbiotopene ville det være adskillig bedre å kombinere tallmateriale fra registrerte prøveflater med truede arters frekvensfordelinger og art-areal-forhold. Et slikt estimat kan fremskaffes, men ligger utenfor rammen av dette prosjektet.

Kartfestete observasjoner av truede arter kan (til tross for at de dekker bare en liten andel av faktiske forekomster) i teorien benyttes for å sammenligne tetthet av forekomster i ulike arealkategorier som for eksempel nøkkelbiotoper, reservater, nasjonalparker, villmarksområder, og annen skog. En slik fremgangsmåte krever imidlertid noenlunde lik leteinnsats på arealene som sammenlignes. Det er grunn til å tro at dette normalt ikke er tilfellet, og at det er store forskjeller på leteinnsats i ulike arealkategorier. Sammenligningene vil for eksempel ikke være fruktbare hvis noen arealer har fått sin status basert nettopp på grunnlag av funn av rødlistearter. Den mest hensiktsmessige fremgangsmåten vil igjen være å gjennomføre sammenlignbare registreringer på utvalgte arealer som grunnlag for estimater. En slik fremgangsmåte ble benyttet for sammenligning av funn av rødlistearter i utvalgte nøkkelbiotoper og reservater. Disse undersøkelsene viste for de undersøkte artsgruppene at tettheten av forekomster av rødlistearter i gjennomsnitt var ca 1 forekomst per 50x50 m prøveflate i både nøkkelbiotopene fra 9 prøvekommuner og for eldre skog i 6 reservater, og ca 0.3 forekomster per prøveflate av truede arter (Gjerde mfl. 2002, Gjerde mfl. 2004).

## 4.5 Oppsummering

Livsmiljøene i MiS-registreringene ble i sin tid basert blant annet på sjeldne og truede arters fordeling på substrater, miljøforhold og regioner, og med utgangspunkt i rødlisten fra 1998. Endringer i rødlistenes sammensetning fra 1998 til 2015 er betydelig, men gjennomgangen viste at endringene av artenes fordeling på livsmiljøer og regioner i liten grad er endret. Med et kraftig økende antall observasjoner av sjeldne og truede arter vil arter bli registrert i områder der de ikke er registrert tidligere. Av statistiske årsaker har derfor forskjellene mellom regionene når det gjelder unike arter blitt mindre etter hvert som artsobservasjonene har akkumulert. Det er tidligere dokumentert hvordan rødlistearter er fordelt i eldre skog, og i hvilken grad disse artene kan fanges opp i MiS-livsmiljøer satt av som nøkkelbiotoper. Endringer i rødlistenes sammensetning synes ikke i vesentlig grad å ha endret fordelingen av rødlisteartene i barskogslandskapene samlet sett. Det betyr at nøkkelbiotopenes evne til å fange opp rødlistearter (inkludert truede arter) sannsynligvis også har endret seg lite.



# Litteraturhenvisninger

- Baumann, C., Gjerde, I., Blom, H.H., Sætersdal, M., Nilsen, J.-E., Løken, B. & Ekanger, I. 2001. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Håndbok i registrering av livsmiljøer i skog. Hefte 2: Livsmiljøer i skog. Skogforsk og Landbruksdepartementet.
- Blom, H.H. 2008. Skoglevende rødlistearter og deres tilknytning til livsmiljø. Oppdragsrapport fra Skog og landskap 13/2008.
- Blom, H.H., Gaarder, G., Ihlen, P.G., Jordal, J.B. & Evju, M. 2015. Fattig boreonemoral regnskog – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1169.
- Blom, H.H., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2002. Regional fordeling av artsmangfold. Side 105-115 i: Gjerde, I & Baumann, C. (Red.). 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Brandrud, T.E. & Bendiksen, E. 2014. Sandfuruskog og sandfuruskogsopper. Viktige områder for biologisk mangfold. NINA Rapport 1042.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 511-516.
- Gjerde, I & Baumann, C. (Red.). 2002. Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Gjerde, I., Grytnes, J.-A., Heegaard, E., Sætersdal, M. & Tingstad, L. 2018. Red List updates and the robustness of sites selected for conservation of red-listed species. *Global Ecology and Conservation* 16: e00454.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2002. Prioritering og utvelgelse av livsmiljøer. Side 157-167 i: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- 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., 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. 2015. Dokumentasjon av miljøverdier I nøkkelbiotoper basert på MiS. NIBIO RAPPORT 1: 65.
- Heegaard, E., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2013. Contribution of rare and common species to richness patterns at local scales. *Ecography* 36: 937-946.
- Hämäläinen, A., Strengbom, J. & Ranius, T. 2018. Conservation value of low-productivity forests measured as the amount and diversity of dead wood and saproxylic beetles. *Ecological Applications* 28: 1011-1019.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.). 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.
- IUCN 2012. Guidelines for application of IUCN Red List criteria at national or regional levels. Gland, Sveits.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). 2006. Norsk rødliste for arter. Artsdatabanken, Trondheim.

- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport fra Skog og landskap 06/2015.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2002. Komplementære livsmiljøer. Side 120-128 i: Gjerde, I. & Baumann, C. (red.). Miljøregistrering i Skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Ås.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Heegaard, E. 2015. Verdsetting av arealer på liten skala: Arter eller miljøer? Side 16-18 i: Gjerde I.(red.). MiS 15 år – Resymé av fagforedrag på Lysaker 10. november 2015. NIBIO RAPPORT 1: 66.
- Sætersdal, M., Line, J.M. & Birks, H.J.B. 1993. How to maximize biological diversity in nature reserve selection: vascular plants and breeding birds in deciduous woodlands, western Norway. *Biological Conservation* 66: 131-138.
- Tingstad, L. 2018. National Red Lists in Fennoscandian conservation: how spatio-temporal dynamics of red-listed species and geographical scale matter for site selection and conservation priorities. PhD thesis, Universitetet i Bergen.

# Vedlegg 1.

Rødlistearter (2015 utgaven) som ikke kunne plasseres på eksisterende MiS-livsmiljøer, hvorav noen her er plassert på andre kjente livsmiljøer: «Fattig boreonemor regnskog» (Fattigbark-fuktig i region 3), «sandfuruskog» (Fattig bakke-tørr) og «sandområder».

Artsgruppe	Navn	Kategori	Fattigbark-fuktig	Fattig bakke- veg.-tørr	Sand-områder
Moser	<i>Sphagnum wulfianum</i>	VU			
Moser	<i>Ulotia calvescens</i>	DD	X		
Lav	<i>Arthonia cinnabarina</i>	VU	X		
Lav	<i>Arthonia elegans</i>	VU	X		
Lav	<i>Arthonia ilicina</i>	VU	X		
Lav	<i>Arthonia lirellans</i>	VU	X		
Lav	<i>Arthonia orbillifera</i>	VU	X		
Lav	<i>Arthonia stellaris</i>	VU	X		
Lav	<i>Biatora hypophaea</i>	NT			
Lav	<i>Biatora troendelagica</i>	CR			
Lav	<i>Buellia violaceofusca</i>	CR			
Lav	<i>Crutarndina petractoides</i>	EN	X		
Lav	<i>Graphis elegans</i>	VU	X		
Lav	<i>Hypotrachyna sinuosa</i>	EN			
Lav	<i>Opegrapha ochrocheila</i>	VU			
Lav	<i>Parmotrema chinense</i>	NT			
Lav	<i>Peltigera latiloba</i>	VU			
Lav	<i>Peltigera retifoveata</i>	CR			
Lav	<i>Pertusaria ophthalmiza=ultipunctata</i>	VU	X		
Lav	<i>Phlyctis agelaea</i>	VU			
Lav	<i>Pyrenula occidentalis</i>	NT	X		
Lav	<i>Usnea cornuta</i>	NT	X		
Lav	<i>Usnea flamma</i>	NT	X		
Lav	<i>Usnea fragilescens</i>	VU	X		
Lav	<i>Usnocetraria oakesiana</i>	CR			
Karplanter	<i>Botrychium multifidum</i>	VU			
Karplanter	<i>Campanula cervicaria</i>	NT			
Karplanter	<i>Carex disperma</i>	NT			
Karplanter	<i>Carex pallidula</i>	NT			X
Karplanter	<i>Chimaphila umbellata</i>	EN			
Karplanter	<i>Cirsium oleraceum</i>	NT			
Karplanter	<i>Crepis praemorsa</i>	NT			
Karplanter	<i>Diphasiastrum tristachyum</i>	EN			X
Karplanter	<i>Epipogium aphyllum</i>	VU			
Karplanter	<i>Galium sternerii</i>	NT			
Karplanter	<i>Glyceria lithuanica</i>	VU			
Karplanter	<i>Lamiastrum galeobdolon montanum</i>	CR			
Karplanter	<i>Lycopodium zeilleri</i>	VU			
Karplanter	<i>Rumex sanguineus</i>	CR			
Karplanter	<i>Sorbus lancifolia</i>	CR			
Karplanter	<i>Sorbus meinichii</i>	NT			
Karplanter	<i>Sorbus subarranensis</i>	NT			

Karplanter	<i>Vicia orobus</i>	NT	
Sopp	<i>Albatrellus subrubescens</i>	NT	X
Sopp	<i>Alpova diplophloeus</i>	NT	
Sopp	<i>Amanita friabilis</i>	VU	
Sopp	<i>Aureoboletus gentilis</i>	EN	
Sopp	<i>Camarophyllopsis schulzeri</i>	NT	
Sopp	<i>Camarophyllus lacmus</i>	NT	
Sopp	<i>Chamonixia caespitosa</i>	NT	
Sopp	<i>Clavaria amoenoides</i>	VU	
Sopp	<i>Clavaria flavipes</i>	VU	
Sopp	<i>Clitopilus paxilloides</i>	VU	
Sopp	<i>Coprinopsis picacea</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius areni-silvae</i>	NT <sup>e</sup>	X
Sopp	<i>Cortinarius argenteolilacinus</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius aurantiomarginatus</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius balteatoalbus</i>	EN	
Sopp	<i>Cortinarius barbatus</i>	NT <sup>e</sup>	
Sopp	<i>Cortinarius cagei</i>	NT	
Sopp	<i>Cortinarius cisticola</i>	EN	
Sopp	<i>Cortinarius fragrantior</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius humolens</i>	CR	
Sopp	<i>Cortinarius ionophyllus</i>	NT	
Sopp	<i>Cortinarius pinophilus</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius psammocephalus</i>	VU	
Sopp	<i>Cortinarius pseudorubricosus</i>	VU	X
Sopp	<i>Cortinarius vulpinus</i>	EN	
Sopp	<i>Echinoderma pseudoasperula</i>	NT	
Sopp	<i>Eichleriella leucophaea</i>	NT	
Sopp	<i>Elaphomyces maculatus</i>	VU	
Sopp	<i>Entoloma aprile</i>	NT	
Sopp	<i>Entoloma coeruleoflocculosum</i>	VU	
Sopp	<i>Entoloma pseudoparasiticum</i>	VU	
Sopp	<i>Eocronartium muscicola</i>	NT	
Sopp	<i>Hebeloma radicosum</i>	NT	
Sopp	<i>Hohenbuehelia longipes</i>	EN	
Sopp	<i>Hygrocybe nitrata</i>	NT	
Sopp	<i>Hygrocybe quieta</i>	NT	
Sopp	<i>Laccaria maritima</i>	EN	
Sopp	<i>Lactarius controversus</i>	VU	
Sopp	<i>Lycoperdon caudatum</i>	NT	
Sopp	<i>Melanophyllum eyrei</i>	VU	
Sopp	<i>Mutinus caninus</i>	VU	
Sopp	<i>Mycena alba</i>	NT	
Sopp	<i>Mycena clavularis</i>	NT	
Sopp	<i>Mycena fagetorum</i>	NT	
Sopp	<i>Mycena latifolia</i>	NT	
Sopp	<i>Mycena oregonensis</i>	NT	
Sopp	<i>Mycena pelianthina</i>	VU	
Sopp	<i>Mycena picta</i>	NT	
Sopp	<i>Myriosclerotinia luzulae</i>	NT	
Sopp	<i>Puccinia adoxae</i>	VU	

Sopp	<i>Puccinia blyttiana</i>	NT	
Sopp	<i>Ramaria bataillei</i>	EN	
Sopp	<i>Rhodocybe stangliana</i>	VU	
Sopp	<i>Russula melliolens</i>	NT	
Sopp	<i>Sarcosoma globosum</i>	EN	
Sopp	<i>Squamanita paradoxa</i>	EN	
Sopp	<i>Trichoglossum walteri</i>	VU	
Sopp	<i>Urocystis melicae</i>	NT	
Sopp	<i>Volvariella hypopithys</i>	NT	
Sopp	<i>Volvariella surrecta</i>	NT	
Sopp	<i>Xerocomus impolitus</i>	VU	
Årevinger	<i>Aclista evadne</i>	NT	
Årevinger	<i>Aglaostigma gibbosum</i>	VU	
Årevinger	<i>Ammophila campestris</i>	EN	X
Årevinger	<i>Ancistrocerus ichneumonideus</i>	NT	
Årevinger	<i>Anteon arcuatum</i>	NT	
Årevinger	<i>Anteon infectum</i>	NT	
Årevinger	<i>Arachnospila westerlundi</i>	VU	X
Årevinger	<i>Argogorytes fargeii</i>	NT	X
Årevinger	<i>Aplopus albifrons</i>	VU	
Årevinger	<i>Belomicrus borealis</i>	VU	X
Årevinger	<i>Caenolyda reticulata</i>	VU	
Årevinger	<i>Chrysis equestris</i>	EN	
Årevinger	<i>Chrysis fulgida</i>	NT	
Årevinger	<i>Cinetus antennatus</i>	NT	
Årevinger	<i>Cinetus breviflagellatus</i>	NT	
Årevinger	<i>Cladius grandis</i>	NT	
Årevinger	<i>Cladius ulmi</i>	NT	
Årevinger	<i>Coelioxys lanceolata</i>	EN	
Årevinger	<i>Crabro maeklini</i>	NT	X
Årevinger	<i>Crabro scutellatus</i>	VU	X
Årevinger	<i>Crossocerus palmipes</i>	NT	X
Årevinger	<i>Crossocerus styrius</i>	NT	
Årevinger	<i>Diodontus tristis</i>	VU	X
Årevinger	<i>Dipogon vechti</i>	EN	X
Årevinger	<i>Discoelius dufourii</i>	EN	
Årevinger	<i>Disogmus quinquedentatus</i>	NT	
Årevinger	<i>Dolerus genucinctus</i>	NT	
Årevinger	<i>Dolerus pratensis</i>	NT	
Årevinger	<i>Ectemnius guttatus</i>	NT	X
Årevinger	<i>Elampus constrictus</i>	NT	X
Årevinger	<i>Evagetes dubius</i>	VU	X
Årevinger	<i>Evagetes proximus</i>	NT	
Årevinger	<i>Fenusa ulmi</i>	NT	
Årevinger	<i>Homonotus sanguinolentus</i>	VU	X
Årevinger	<i>Inostemma hemicerum</i>	NT	
Årevinger	<i>Konowia megapolitana</i>	VU	
Årevinger	<i>Leptacis breisteini</i>	NT	
Årevinger	<i>Macrophya punctumalbum</i>	NT	
Årevinger	<i>Methocha articulata</i>	EN	X
Årevinger	<i>Mimumesa spooneri</i>	EN	X

Årevinger	<i>Miota avia</i>	NT	
Årevinger	<i>Miscophus concolor</i>	VU	X
Årevinger	<i>Mutilla europaea</i>	NT	
Årevinger	<i>Nematus salicis</i>	NT	
Årevinger	<i>Nomada flavopicta</i>	VU	X
Årevinger	<i>Pantoclis zorayda</i>	NT	
Årevinger	<i>Panurgus banksianus</i>	VU	X
Årevinger	<i>Polistes biglumis</i>	EN	
Årevinger	<i>Pseudomalus triangulifer</i>	NT	
Årevinger	<i>Psilus rufipes</i>	VU	
Årevinger	<i>Rhabdepyris myrmecophilus</i>	VU	X
Årevinger	<i>Sapyga clavicornis</i>	NT	
Årevinger	<i>Sphecodes gibbus</i>	NT	X
Årevinger	<i>Stenamma debile</i>	VU	
Årevinger	<i>Synacra incompleta</i>	NT	
Årevinger	<i>Tachysphex nitidus</i>	VU	X
Årevinger	<i>Telenomus aradi</i>	NT	
Årevinger	<i>Telenomus brevis</i>	NT	
Årevinger	<i>Telenomus punctiventris</i>	NT	
Årevinger	<i>Tomostethus nigrinus</i>	VU	
Årevinger	<i>Trichopria tenuicornis</i>	NT	
Årevinger	<i>Zygota caligula</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Arboridia erecta</i>	EN	
Nebbmunner	<i>Cacopsylla affinis</i>	VU	
Nebbmunner	<i>Cicadetta montana</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Closterotomus biclavatus</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Eupterycyba jucunda</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Ledra aurita</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Oncopsis appendiculata</i>	VU	
Nebbmunner	<i>Oxycarenus modestus</i>	NT	
Nebbmunner	<i>Perotettix orientalis</i>	VU	
Nebbmunner	<i>Philomyrmex insignis</i>	NT	X
Nebbmunner	<i>Platymetopius guttatus</i>	VU	
Nebbmunner	<i>Platymetopius undatus</i>	VU	
Nebbmunner	<i>Pseudoloxops coccineus</i>	NT	

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.