

1536

NINA Rapport

## Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer

Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk

Signe Nybø, Marianne Evju, Erik Framstad, Anders Lyngstad, Christian Pedersen, Hanne Sickel, Anne Sverdrup-Thygeson, Joachim Töpfer, Vigdis Vandvik, Liv Guri Velle og Per Arild Aarrestad



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer

Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk

Signe Nybø  
Marianne Evju  
Erik Framstad  
Anders Lyngstad  
Christian Pedersen  
Hanne Sickel  
Anne Sverdrup-Thygeson  
Joachim Töpper  
Vigdis Vandvik  
Liv Guri Velle  
Per Arild Aarrestad

Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Tøpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, august 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3274-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erlend Nilsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Svein Håkon Lorentsen (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1096 | 2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

© Odd Terje Sandlund

NØKKEWORD

- Norge,
- fjell, skog, våtmark, semi-naturlig mark
- indikatorer for økologisk tilstand
- referanse- og grenseverdier

KEY WORDS

Norway, alpine ecosystems, wetlands, semi-natural areas, ecological state, ecological condition, indicators, reference values

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**

Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**

Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**

Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)



## Sammendrag

Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.

Denne rapporten er et ledd i å utvikle et fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand. Hovedformålet med rapporten har vært å utvikle forslag til referanse- og grenseverdier for god tilstand for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk.

Etter at forslaget til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand ble slutført av Ekspertrådet sommeren 2017, har EU-kommisjonen kommet med forslag til et analytisk rammeverk for å kartlegge økosystemer og deres tilstand. Forslaget har store likheter med Ekspertrådets forslag, der DPSIR-rammeverket («drivers-, pressure-, state-, impact-, responses») legges til grunn for å velge indikatorer for henholdsvis påvirkninger («pressures») og økologisk tilstand («state»). EU-kommisjonen foreslår imidlertid å bruke indikatorenes verdi i 2010 som referanseverdi. Foreliggende rapport omtaler hvorfor vi mener dette er problematisk.

Ekspertrådets rapport la det konseptuelle grunnlaget for å fastsette referanse- og grenseverdier for god tilstand for den enkelte indikator. Denne rapporten omtaler hvordan vi har tilnærmet oss fastsetting av disse verdiene i praksis. Vi foreslår at den skalerte nedre grenseverdien for god tilstand er 0,6 for å harmonisere praksisen med vannforskriften. Vi har også pekt på faglige argumenter for å benytte denne grenseverdien. I de tilfellene der NiN-beskrivelsesvariabler inngår i indikatorsettet, er forslaget til referanse- og grenseverdier knyttet opp til skillet mellom ulike trinn i disse variablene.

Det er gjort et betydelig utviklingsarbeid knyttet til å utvikle referanse- og grenseverdier for et utvalg karplanteindekser. Resultatene foreligger i egen rapport, men hovedfunnene inngår i denne rapporten. Videre er det for semi-naturlig mark gjort en rekke dataanalyser for å vurdere referanse- og grenseverdier.

Noen indikatorer vil bli benyttet i flere hovedøkosystemer. Disse er omtalt i eget kapittel. Indikatorer knyttet til kun ett økosystem, er omtalt i egne kapitler. Vi har foreslått referanse- og grenseverdier for 6 indikatorer i fjell, 10 i skog, 2 i våtmark og 4 i semi-naturlig mark som vi mener er klare for uttesting i en pilot, dvs. indikatoren har relevante datakilder. Den begrensede mengden operasjonelle indikatorer skyldes mangel på overvåkingsdata, men også manglende forståelse av hva indikatorens verdi bør være i referansetilstanden. Hvis arealrepresentativ naturovervåking (ANO) blir etablert, vil man i tillegg få minst 14 indikatorer i fjell, 4 i skog, 6 i våtmark og 14 i semi-naturlig mark. Det er foreslått referanse- og grenseverdier for en del av disse indikatorene. For våtmark og semi-naturlig mark må man vurdere hvorvidt man får tilstrekkelig med lokaliteter, og dermed data, gjennom etablering av ANO. Dette fordi noen naturtyper i disse hovedøkosystemene har lav forekomst og lite areal. Indikatorer basert på andre datakilder kan også utvikles gjennom egne prosjekter. Disse er omtalt i rapporten. Det er bl.a. behov for egne utviklingsprosjekter der man vurderer potensialet til fjernmålingsdata. ANO vil kunne bli en viktig kilde til bakkesannheter for fjernmålingsdata.

De foreslåtte indikatorene, inklusive de som framkommer ved etablering av ANO, vil danne et godt utgangspunkt for videre arbeid. De foreslåtte indikatorene for fjell og skog (inkl. ANO) vil trolig være tilstrekkelig for å vurdere økologisk tilstand på en grov skala. For semi-naturlig mark og våtmark er datamangelen stor, og det kan bli utfordrende å fastsette økologisk tilstand også på grov skala. Som Ekspertrådets rapport påpekte, vil det være nødvendig å ta i bruk kostnadseffektive overvåkingsmetoder for å få et tilstrekkelig datagrunnlag, f.eks. LIDAR og annen fjernmåling.

Arbeidet med å utvikle referanse- og grenseverdier for indikatorer er faglig utfordrende. Verdiene som er foreslått i denne rapporten, må derfor sees på som et forslag som må testes og utvikles over tid i takt med økende kunnskap og bedre datasett. Man må også søke å utvikle flere relevante indikatorer i takt med ny kunnskap.

Neste steg i arbeidet med å utvikle fagsystemet vil være å teste de foreslåtte referanse- og grenseverdiene på datasett fra et pilotområde i henholdsvis arktisk, terrestrisk og marint miljø. Testene vil bli utført med reelle data, og indikatorverdier og beregningsmåter kan bli justert i henhold til ny kunnskap. I tillegg bør flere indikatorer utvikles til å bli operasjonelle. Dette er indikatorer der data finnes, eller som vil bli samlet inn gjennom ANO, men der man trenger utviklingsprosjekter for å kunne fastsette grense- og referanseverdier.

Signe Nybø, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, [signe.nybo@nina.no](mailto:signe.nybo@nina.no)  
Marianne Evju, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo, [marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)  
Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo, [erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)  
Anders Lyngstad, NTNU Vitenskapsmuseet, Erling Skakkes gate 47A, 7012 Trondheim, [anders.lyngstad@ntnu.no](mailto:anders.lyngstad@ntnu.no)  
Christian Pedersen, NIBIO, Avdeling Landskapsovervåking, Postboks 115, 1431 Ås, [christian.pedersen@nibio.no](mailto:christian.pedersen@nibio.no)  
Hanne Sickel, NIBIO, Avdeling Landskapsovervåking, Postboks 115, 1431 Ås, [hanne.sickel@nibio.no](mailto:hanne.sickel@nibio.no)  
Anne Sverdrup-Thygeson, NMBU, Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning, Postboks 5003 NMBU, 1432 Ås, [anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no](mailto:anne.sverdrup-thygeson@nmbu.no)  
Joachim Tøpper, NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen, [Joachim.Topper@nina.no](mailto:Joachim.Topper@nina.no)  
Vigdis Vandvik, Universitetet i Bergen, Biologisk institutt, Postboks 7803, 5020 Bergen, [vigdis.vandvik@uib.no](mailto:vigdis.vandvik@uib.no)  
Liv Guri Velle, Møreforskning Ålesund AS, Postboks 5075, 6021 Ålesund, [liv.guri.velle@moreforsk.no](mailto:liv.guri.velle@moreforsk.no)  
Per Arild Aarrestad, NINA, Thormøhlensgate 55, 5006 Bergen, [per.aarrestad@nina.no](mailto:per.aarrestad@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>6</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 EUs nye analytiske rammeverk for økologisk tilstand og FNs økosystemregnskap</b> ..	<b>11</b>
2.1 EUs analytiske rammeverk for vurdering av økologisk tilstand .....	11
2.2 Regnskap for naturkapital.....	12
<b>3 Metodikk for å fastsette referanse- og grenseverdier</b> .....	<b>14</b>
3.1 Fastsettelse av referanse- og grenseverdier for indikatorer .....	14
3.2 Skalering av indikatorenas tilstandsv verdier .....	16
<b>4 Indikatorer som er felles for flere økosystemer</b> .....	<b>18</b>
4.1 Inngrepsfri natur.....	18
4.2 Overskridelse av tålegrenser for nitrogen .....	19
4.3 Bestander av hekkende fugl.....	22
4.4 Sammensatte karplanteindekser .....	23
4.5 Dekningsgrad areal uten vedplanter .....	26
4.6 Areal uten fremmede arter med høy økologisk risiko .....	28
4.7 Grønning/NDVI-indeks .....	29
<b>5 Indikatorer spesifikke for fjell</b> .....	<b>30</b>
5.1 Bestandsstatus for fjellrev .....	33
5.2 Bestandsstatus for jerv .....	33
5.3 Bestandsstatus for villrein.....	34
5.4 Bestandsstatus for smågnagere.....	35
5.5 Overskridelse tålegrense nitrogen i fjell .....	35
5.6 Inngrepsfri natur i fjell .....	36
5.7 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO .....	36
5.8 Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles .....	38
<b>6 Indikatorer spesifikke for skog</b> .....	<b>40</b>
6.1 Blåbærdekning.....	43
6.2 Mengde av rogn, selje og osp (ROS) i produktiv skog.....	43
6.3 Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort).....	44
6.4 Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe).....	45
6.5 Mengde død ved totalt.....	47
6.6 Mengde grov død ved.....	49
6.7 Biologisk gammel skog.....	50
6.8 Arealandel gammel naturskog.....	52
6.9 Inngrepsfri natur i skog.....	52
6.10 Overskridelser tålegrenser nitrogen i skog.....	53
6.11 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO .....	53
6.12 Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles .....	54
<b>7 Indikatorer spesifikke for våtmark</b> .....	<b>55</b>
7.1 Inngrepsfri natur i våtmark.....	57
7.2 Overskridelse tålegrense nitrogen våtmark.....	58
7.3 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO .....	58



---

7.4	Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles .....	64
<b>8</b>	<b>Indikatorer spesifikke for semi-naturlig mark .....</b>	<b>65</b>
8.1	Humler i åpent lavland .....	69
8.2	Dagsommerfugler i åpent lavland.....	70
8.3	Antall beitemarker.....	70
8.4	Overskridelse av tålegrense for nitrogen.....	71
8.5	Indikatorer som kan bli operasjonelle, men som trenger data .....	73
<b>9</b>	<b>Generelt om kunnskapsgrunnlaget for vurdere økologisk tilstand.....</b>	<b>79</b>
9.1	Indikatorsettene for hvert økosystem .....	79
9.2	Fastsetting av referanse- og grenseverdier .....	80
9.3	Geografisk oppløsning av overvåkingsdata .....	81
<b>10</b>	<b>Videre arbeid med å operasjonalisere fagsystemet .....</b>	<b>83</b>
<b>11</b>	<b>Konklusjon .....</b>	<b>85</b>
<b>12</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>86</b>
	<b>Vedlegg 1: Tabeller med referanse- og grenseverdier for indikatorer .....</b>	<b>93</b>
	<b>Vedlegg 2: Datasett, referanse- og grenseverdier i semi-naturlig mark .....</b>	<b>100</b>
	<b>Vedlegg 3: Potensielle indikatorer i våtmark som trenger data utover ANO og/ eller ekstra utvikling .....</b>	<b>123</b>
	<b>Vedlegg 4. Syv egenskaper som karakteriserer økologisk tilstand .....</b>	<b>127</b>

## Forord

Miljødirektoratet har bedt NINA lede et arbeid med å videreutvikle et vitenskapelig basert system og metodikk for fastsetting av økologisk tilstand i arktisk tundra, fjell, skog, våtmark og semi-naturlig mark. Videreutviklingen skal baseres på forslaget fra Ekspertrådet sommeren 2017 (Nybø & Evju (red) 2017). Miljødirektoratet ønsker at prosjektet skal gjennomføres som et samarbeid mellom NINA og eksperter fra Ekspertrådet og andre relevante fagpersoner. Det utarbeides en egen rapport for arktisk tundra. Her rapporteres resultater for de øvrige terrestriske økosystemene på fastlandet. For marine områder gjennomføres et tilsvarende arbeid. Dette arbeidet er knyttet til overvåkingsgruppen for de marine forvaltningsplanene.

Det har vært etablert en koordinerende faggruppe på tvers av disse tre prosjektgruppene (arktisk, terrestrisk, marint). Den faglige tilnærmingen for å utvikle indikatorer viser seg å være noe forskjellig mellom de tre prosjektene. Generelt fokuserer marint og arktisk prosjekt på å utvikle grenseverdier for endringsrater over tid for indikatorer i større områder, men tilnærmingen kan også benyttes på ulike romlige skalaer. Det terrestriske prosjektet fokuserer på å foreslå absolutte grenseverdier for indikatorer (dvs. ikke endringsrater), og at disse skal kunne benyttes til å fastsette økologisk tilstand på ethvert areal av naturlige terrestriske økosystemer. De ulike tilnærmingene har bl.a. med ulike fagtradisjoner å gjøre. Forvaltningen ønsker et mest mulig enhetlig system på tvers av økosystemer. Den koordinerende FoU-gruppen foreslår derfor at man for de tre prosjektene tester ulike måter å gjøre en helhetlig vurdering av økologisk tilstand basert på flere indikatorer. Testen har som mål å komme fram til en felles tilnærming for vurdering av økologisk tilstand og om mulig en felles måte å framstille resultatene visuelt på. På denne måten vil framstillingen av vurderingen av økologisk tilstand bli enhetlig, noe som forhåpentligvis medfører at det blir enklere for brukerne å oppfatte resultatet av den samlede vurderingen. En uttesting av foreslåtte referanse- og grenseverdier for indikatorer klare til bruk (nåværende prosjekt) i et pilotområde med de dataene som der finnes, er neste fase i operasjonalisering av fagsystemet. Ekspertrådet har foreslått Trøndelag, Barentshavet, terrestrisk del av Svalbard, samt arktisk Finnmark som uttestingsområder. Pilotprosjektet skal også teste tre ulike metoder for helhetlig vurdering av økologisk tilstand.

Prosjektgruppen har bestått av medlemmer som representerte terrestriske økosystemer i Ekspertrådet (Evju, Framstad, Lyngstad, Sickel, Sverdrup-Thygeson, Vandvik). Pedersen, Tøpper, Velle og Aarrestad har bidratt i arbeidet med rapporten. Alle takkes for god og konstruktiv innsats. I tillegg har Erling Solberg, Bård Pedersen og Ole Gunnar Støen (alle NINA) bidratt med vurderinger.

Else Løbersli og Reidar Hindrum har vært ansvarlige for prosjektet i Miljødirektoratet, og vi takker dem for konstruktive diskusjoner med stor faglig innsikt.

Signe Nybø,

Prosjektleder  
August 2018

# 1 Innledning

Gjennom behandlingen av stortingsmeldingen «Natur for livet» vedtok Stortinget tre hovedmål for norsk politikk knyttet til forvaltning av naturmangfoldet (Meld. St. 14 2015-2016). Ett hovedmål var: «Økosystemene skal ha god tilstand og de skal levere viktige økosystemtjenester». De to andre hovedmålene var knyttet til trua natur og bevaring av et representativt utvalg av natur. Et ekspertråd ble satt ned for å utvikle et forslag til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand (Nybø & Evju (red) 2017). Ekspertrådet utarbeidet et forslag til hvordan man kan måle god økologisk tilstand ut fra naturfaglige kriterier. Neste steg er å utvikle forvaltningsmål for ulike økosystemer, dvs. hvilken tilstand eller kvalitet samfunnet ønsker at økosystemene skal ha. Forvaltningen har ansvaret for å utvikle disse. Når forvaltningsmålene er satt, skal den samlede virkemiddelbruken innrettes med sikte på å opprettholde ønsket tilstand (jf. forvaltningsmålene). Det skal settes inn tiltak for å forbedre tilstanden i områder der den ikke er god nok holdt opp mot fastsatte mål. Stortinget vedtok at fagsystemet skal være operativt i 2020.

Ekspertrådet for økologisk tilstand leverte forslag til et helhetlig system for fastsetting av økologisk tilstand sommeren 2017. Forslaget bygde på tidligere kunnskap og systemer for tilstandsvurderinger. Forslaget omfattet alle naturlige økosystemer, med unntak av de som omfattes av vannforskriften. Dette inkluderer marine områder, arktiske områder, skog, fjell, våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Rapporten inneholdt forslag til indikatorer som kan benyttes til å måle økologisk tilstand for de nevnte hovedøkossystemene, med unntak av naturlig åpne områder. For dette økosystemet vurderte Ekspertrådet at kunnskapsgrunnlaget ikke var tilstrekkelig til å foreslå gode indikatorer. Innenfor hvert hovedøkossystem ble det gjort en finere inndeling i nivå-2 enheter, totalt 17 enheter. Nivå-2 enhetene ble valgt med grunnlag i at de har a) forvaltningsmessig relevans, b) samme påvirkningsfaktorer er dominerende, og c) et felles sett av indikatorer kan brukes.

Ekspertrådet foreslo 336 indikatorer, der et utvalg av disse kan ha tilstrekkelig med data og kunnskap til å anses å være nær ved å kunne operasjonaliseres. Antallet indikatorer henger sammen med at det er behov for å kunne vurdere de sju iegenskapene som karakteriserer økologisk tilstand jamfør forslaget til fagsystem. Miljødirektoratet etablerte høsten 2017 tre prosjekter som skulle videreutvikle fagsystemet med sikte på operasjonalisering. Det marine prosjektet er tett knyttet opp mot utvikling av forvaltningsplan for Barentshavet. I tillegg ble det igangsatt et prosjekt for henholdsvis terrestriske økosystemer i Arktis (Svalbard og deler av Finnmark), samt ett prosjekt for terrestriske økosystemer i resten av landet. Formålet med prosjektet som rapporteres her, er å utvikle referanse- og grenseverdier for god tilstand for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk i ikke- arktiske terrestriske økosystemer, samt for et utvalg indikatorer som relativt enkelt kan operasjonaliseres, men som krever noe utviklingsarbeid. De marine og arktiske prosjektene skal også arbeide med å operasjonalisere referanse- og grenseverdier for ulike indikatorer.

Miljødirektoratet opprettet en FoU-koordinerende gruppe som skulle søke å få en enhetlig tilnærming på tvers av de tre prosjektene. Den koordinerende gruppen har identifisert at det er betydelige ulikheter i hvordan arbeidet med å fastsette referanse- og grenseverdier for indikatorer gjøres i de ulike prosjektene. Likevel mener FoU-gruppen at dette ikke nødvendigvis er problematisk, hvis metoden for helhetlige vurderinger og framstilling av økologisk tilstand fremstilles likt i alle økosystemer. Prosjektene har derfor lagt fram et forslag for forvaltningen der man tester tre ulike tilnærminger for aggregering av indikatorene som framkommer i nåværende prosjekt og identifiserer hvilken tilnærming som er best. Vurdering av en enhetlig framstilling/visualisering av økologisk tilstand i gjeldende areal/volum foreslås å inngå i dette prosjektet.

Høsten 2018 har Miljødirektoratet planlagt å teste ut referanse- og grenseverdier foreslått i de tre prosjektene, gjennom et prosjekt som skal søke å operasjonalisere fagsystemet i et konkret område. Den koordinerende FoU-gruppen har foreslått en felles rapport som omfatter resultatet

av dette, samt uttesting av aggregeringsmetode og visualisering av økologisk tilstand rapporteres samlet.

Operasjonalisering av fagsystemet for fastsetting av økologisk tilstand er tenkt å gjøres trinnvis:

1. Fastsette referanse- og grenseverdier for indikatorer
2. Teste de foreslåtte indikatorene og deres referanse- og grenseverdier i et pilotområde. Herunder inngår å samle inn data om indikatorene og deres tilstandsv verdier og vurdere disse tilstandsv verdiene i forhold til foreslåtte referanse- og grenseverdier
3. Gi en samlet vurdering av enkeltindikatorene for å fastsette økosystemets økologiske tilstand

I denne rapporten foreslås referanse- og grenseverdier for enkeltindikatorer som er klare eller nesten klare til bruk (punkt 1). Pilotprosjekt for uttesting av forslaget planlegges høsten 2018 (punkt 2). Pilotprosjektet skal videre teste tre ulike metoder for å få en samlet vurdering av økologisk tilstand basert på verdiene til enkeltindikatorene (punkt 3). Fastsetting av referanse- og grenseverdiene er en gjentakende prosess der verdiene må antas å bli riktigere etter hvert som kunnskapsgrunnlaget blir bedre. Pilotprosjektet kan også bidra til økt forståelse og kunnskap på dette punktet. Det er imidlertid ikke tvil om at mer forskning og overvåking er nødvendig for å få et fagsystem som fungerer godt nok. For enkelte økosystemer mangler data om viktige egenskaper som karakteriserer økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet.

## 2 EUs nye analytiske rammeverk for økologisk tilstand og FNs økosystemregnskap

I arbeidet med å utvikle et fagsystem for økologisk tilstand gikk Ekspertrådet gjennom eksisterende klassifiseringssystemer med relevans for utvikling av fagsystem for økologisk tilstand (Nybø & Evju (red.) 2017). Her ble også systemet for vurdering av god bevaringsstatus for Natura 2000-områder i EU vurdert, men det fantes på det tidspunktet ikke et fagsystem for å vurdere tilstanden i økosystemene utenfor verneområdene. Videre har FN utviklet et forslag til økosystemregnskap/ naturkapital (se kap. 2.2). Utformingen av regnskapet har i utgangspunktet liten betydning for hvordan man skal måle økologisk tilstand. Nedenfor beskriver vi hvordan fagsystemet for økologisk tilstand kan bidra til regnskapet når fagsystemet er implementert.

### 2.1 EUs analytiske rammeverk for vurdering av økologisk tilstand

I etterkant av Ekspertrådets forslag lanserte EU-kommisjonen et analytisk rammeverk for å kartlegge økosystemer og deres tilstand (Maes et al. 2018). Systemet er forankret i EUs [biodiversitetsstrategi mot 2020](#). Dette rammeverket presiserer at god økologisk tilstand er nødvendig for opprettholde økosystemenes kapasitet til å levere naturgoder, og anerkjenner samtidig at mer kunnskap er nødvendig for å forstå sammenhengene mellom tilstand og naturgoder. EU-kommisjonens forslag legger videre stor vekt på å illustrere forbindelsene mellom menneskeskapte påvirkninger, økosystemenes tilstand/kvalitet, naturgoder, og å knytte dette til overordnede nasjonale mål. Konkret inneholder rapporten forslag til indikatorer for økologisk tilstand samt indikatorer for menneskeskapte påvirkninger. Foreslåtte indikatorer bygger på etablert datainnsamling, men det påpekes også et behov for nye indikatorer som krever ny datainnsamling. Rammeverket foreslås å bli testet med reelle data i 2018 med sikte på å at man skal kunne gi helhetlige analyser av økosystemenes tilstand og deres evne til å levere økosystemtjenester i EU i 2019.

Ekspertrådets forslag til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand er i samsvar med EUs analytiske rammeverk, men med en vesentlig forskjell (se neste avsnitt). Begge systemene har lagt vekt på DPSIR-konseptet («drivers, pressure, state, impact and responses»), der indikatorer for biologiske egenskaper og fysisk-kjemiske forhold benyttes til å vurdere økologisk tilstand. Ekspertrådet har imidlertid gjort en grundigere jobb og definert sju egenskaper som karakteriserer økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet og dermed økologisk tilstand. Ekspertrådet har foreslått indikatorer for økologisk tilstand basert på disse egenskapene.

Indikatorer identifisert i EUs nye rammeverk er valgt ut fra en rekke kriterier, bl.a. relevans for økosystemenes tilstand, politiske beslutninger, samt behov knyttet til oppfølging av ulike direktiver. Indikatorene må kunne knyttes til arealenes kvalitet og dermed også være relevante for økosystemregnskap (se kap. 2.2).

EUs rammeverk foreslår å bruke indikatorenes verdi i 2010 som referanse for sine indikatorer. Fordelen med dette er at man kan vurdere utviklingen over tid og vurdere behovet for tiltak i et område. Dette gjør det enklere å sette referanseverdier. Trolig er referanseverdiene tenkt brukt til å vurdere utviklingen i hvert enkelt område. Imidlertid har denne tilnærmingen sine utfordringer hvis man skal sammenligne den økologiske tilstanden mellom ulike områder, se kulepunktene nedenfor. Ekspertrådet legger derimot opp til å bruke «intakt natur» som referansetilstand, i tråd med bl.a. [Vannforskriften](#) og Naturindeks (Pedersen & Nybø 2015).

Det er flere problemer knyttet til å bruke 2010 som referansetilstand, slik EUs forslag legger opp til:

- Konseptuelt vil tilstanden i akvatiske økosystemer bli vurdert i forhold til avvik fra naturtilstand, jamfør [EUs rammedirektiv for vann](#), mens øvrige økosystemer vil bli vurdert i forhold til avvik fra tilstanden i 2010. Følgelig vil ikke økologisk tilstand i alle naturlige økosystemer i et gitt område være sammenlignbare. Dette kan illustreres ved at en vannforekomst som er i dårlig tilstand i 2010 gitt Vannrammedirektivets tilnærming, ville vært i referansetilstanden gitt EUs analytiske rammeverk. Hvis man skulle vurdert alle økosystemene i et område i 2010, ville alle økosystemene være i referansetilstanden, unntatt vannforekomstene. Her kunne noen vannforekomster vært i svært dårlig tilstand, andre i god eller moderat tilstand.
- Økosystemer med ulik økologisk tilstand i 2010 vil, jamfør EUs forslag, bli vurdert å ha samme tilstand – referansetilstanden. Eksempelvis ville en drenert myr i 2010 ha samme økologisk tilstand som en intakt myr samme år. Hvordan kan man da ut fra opplysninger om økologisk tilstand kunne vurdere hvilken lokalitet som burde restaureres? Og hvordan kan man sammenligne tilstanden til semi-naturlig eng i f.eks. Romania og Tyskland, når verdien for økologisk tilstand ikke har den samme innholdsmessige betydningen i de to områdene, dvs. enga i Romania kunne vært i god hevd, mens enga i Tyskland nesten er gjengrodd, og likevel vurdert til å få samme økologiske tilstand? Dette gjør det vanskelig å prioritere restaureringstiltak dit det er størst behov. Den økologiske tilstanden i to ulike områder er ikke sammenlignbare da utgangspunktet (referansetilstanden) kan være forskjellig.
- Ett av formålene med å innføre et fagsystem for økologisk tilstand i Norge, er å effektivisere naturforvaltningen bl.a. for å prioritere mellom aktuelle restaureringstiltak (Meld. St. 14 2015-2016). Når man skal prioritere mellom ulike tiltak, er det nyttig å få en oversikt over den økologiske tilstanden i ulike områder. Hvis man benytter 2010 som referanseår, vil framstilling av økologisk tilstand representert med ulike farger vil ikke gi mening når man benytter et årstall som referanse. Samme fargenyansje ville i praksis bety helt forskjellig økologisk tilstand. For eksempel vil et svært fragmentert fjellområde i 2010 få samme økologisk tilstand som et intakt område samme år.

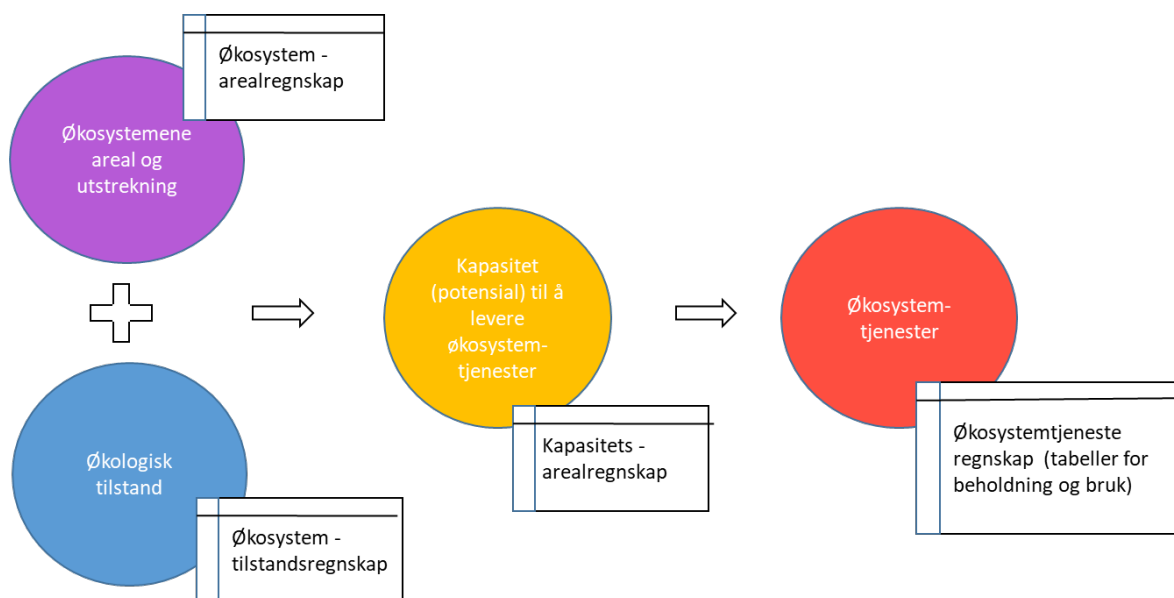
Vi anbefaler derfor ikke å endre definisjonen av referansetilstanden i det norske fagsystemet.

EUs analytiske rammeverk har noen pedagogiske figurer som illustrerer sammenhengen mellom påvirkninger, økologisk tilstand, naturgoder og nasjonale mål. Vi synes dette er illustrativt, og har derfor laget tilsvarende figurer for hvert hovedøkosystem som viser de viktigste sammenhengene mellom påvirkninger, økologisk tilstand, naturgoder og nasjonale mål. Figurene er utarbeidet etter mal fra EU-rapporten (se innledningene i Kap. 5-8).

## 2.2 Regnskap for naturkapital

Verdens statistikkbyråer har svært lite statistikk om biologisk mangfold. De har heller ikke hatt retningslinjer for hvordan man skal samle inn statistikk om økosystemenes tilstand. Nasjonale statistikker gir dermed ikke indikasjoner på om menneskene overforbruker økosystemtjenestene, med den konsekvensen at økosystemene ikke kan levere de tjenestene vi har behov for. FNs statistiske byrå har tatt konsekvensen av dette og lansert et system for økosystemregnskap (United Nations Statistics Division 2012). De har erkjent at manglende kunnskap om «naturkapitalen» (økosystemenes tilstand og areal) kan føre til at den forringes og at leveransen av naturgoder avtar. Statistikk er et viktig beslutningsverktøy for politikerne, og manglede statistikk utgjør dermed en risiko for at det ikke blir tatt beslutninger for å opprettholde økosystemenes evne til å levere naturgoder og dermed for menneskenes helse og velferd. NOU (2013) om naturens goder og tjenester understreket at det er viktig å inkludere naturens tilstand og kapasitet til å produsere naturgoder i nasjonalregnskapet. Gjennom behandlingen av stortingsmeldingen «Natur for livet» ble det vedtatt at regjeringen vil bidra til internasjonalt arbeid med å utvikle og teste miljøøkonomiske standarder under FNs statistiske kommisjon, og vurdere å innarbeide dette systemet i rapporterings- og regnskapssystemer (Meld. St. 14 2015-2016).

FNs forslag til økosystemregnskap (SEEA-EEA) (United Nations Statistics Division 2012) blir nå testet ut i ulike prosjekter. Økosystemregnskapet baseres på økosystemenes areal og tilstand, samt økosystemenes kapasitet til å levere naturgoder og hva som faktisk blir brukt (**Figur 1**). Både EUs analytiske rammeverk for fastsetting av økologisk tilstand og det norske forslaget til fagsystem vil kunne gi et grunnlag for å utvikle økosystemregnskap (Maes et al. 2018).



**Figur 1.** Plasseringen av økologisk tilstand (blå sirkel) i et naturkapitalregnskap. Økosystemenes areal og tilstand definerer den totale kapasiteten til å levere naturgoder. Denne kapasiteten kan generere en strøm av naturgoder. Hver av disse komponentene kan bli kvantifisert i en regnskapstabell som er koplet til andre tabeller (omarbeidet fra Maes et al. 2018).

### 3 Metodikk for å fastsette referanse- og grenseverdier

Naturmangfoldloven (NML) definerer økologisk tilstand som «*Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer*». Ekspertrådets forslag til definisjon av god økologisk tilstand bygger på dette og definerer god økologisk tilstand som at «*økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som intakte økosystemer*» (Nybø & Evju (red) 2017). Menneskelig påvirkning er derfor potensielt forenlig med god økologisk tilstand, men ikke i større omfang enn at struktur og funksjon fremdeles ligger nær referansetilstanden. Definisjonen for god økologisk tilstand innebærer at økosystemet enten er så robust at den menneskeskapte påvirkningen ikke endrer tilstanden vesentlig (resistens), eller ved at økosystemets egne interne prosesser lett kan gjenopprette denne tilstanden (resiliens).

Siden fagsystemet for fastsetting av økologisk tilstand skal være et forvaltningsverktøy, er det viktig å fokusere på at det skal være mulig å nå god økologisk tilstand hvis man gjør tilstrekkelig med tiltak for å forbedre en tilstand som ikke er god. Det er ikke gitt at tidligere tiders intakte natur kan gjenopprettes, og økosystemer slik de var rundt år 1000 eller 1700 er derfor bare delvis relevant for å kunne måle god økologisk tilstand. For eksempel opplevde vikingene mer varmekjær lauvskog, geirfugl og villsvin.

**Referansetilstanden** i fagsystemet konkretiseres ved at man har (se kap. 3.3 i Nybø & Evju 2017):

- Et artsmangfold i nær nåtid, der vi ser bort fra arter som er utdødd eller utryddet, og der arter som er innført før 1800 ansees som naturlig forekommende i tråd med definisjonen i fremmedartslista.
- Et klima i nær nåtid, definert som forrige normalperiode (1961–1990).
- Fravær av moderne og gjennomgripende menneskelige påvirkninger.

Følgelig er økosystemene i referansetilstanden slik de ville vært i nær nåtid uten store påvirkninger fra menneskeskapt aktivitet.

Ekspertrådets forståelse av hva som karakteriserer referansetilstanden, har store likheter med definisjonene av referansetilstanden i vannforskriften og i naturindeksen. Forvaltningen ønsker et mest mulig helhetlig system på tvers av ulike naturlige økosystemer. Slik referansetilstanden er definert i fagsystem for økologisk tilstand, legger det til rette for at forståelsen av økologisk tilstand kan bli lik i kystvann, brakkvann og ferskvann og øvrige økosystemer.

#### 3.1 Fastsettelse av referanse- og grenseverdier for indikatorer

Definisjonen av god økologisk tilstand fordrer at man har en konkret oppfatning av hva som karakteriserer referansetilstanden i ulike økosystemer siden god økologisk tilstand er definert ut fra avvik fra referansetilstanden. Ekspertrådets rapport gir beskrivelser av referansetilstanden for hvert økosystem (kapittel 4 i Nybø & Evju 2017)).

Hovedtilnærmingen for å fastsette grenseverdien for god økologisk tilstand for en indikator er at grenseverdien samsvarer med den normative beskrivelsen av god økologisk tilstand. Økosystemkapitlene i Forslaget til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand beskriver hva som karakteriserer avvik fra god tilstand. Grenseverdien for en indikator skal dermed ikke avvike vesentlig fra indikatorens verdi i referansetilstanden. Skaleringsfunksjonen åpner imidlertid for en fleksibel tilnærming, slik at man kan ha både større og mindre absolutte avvik fra referansetilstanden hvis kunnskapsgrunnet tilsier dette (se kap. 3.6 i Ekspertrådets rapport).



Referanseverdier fastsettes med bakgrunn i en konseptuell forståelse av hvordan aktuelle indikatorer arter seg i referansetilstanden. Ulike tilnæringer blir benyttet for å fastsette referanseverdiene, enten ved å analysere relevante data eller ved en gjennomgang av eksisterende litteratur. Kunnskapen blir brukt til å foreslå ekspertvurderte referanseverdier (**Figur 2**). **Boks 1** forklarer noen begreper brukt i denne rapporten.

**Boks 1 : Definisjoner av begreper brukt om ulike verdier en indikator kan ha.**

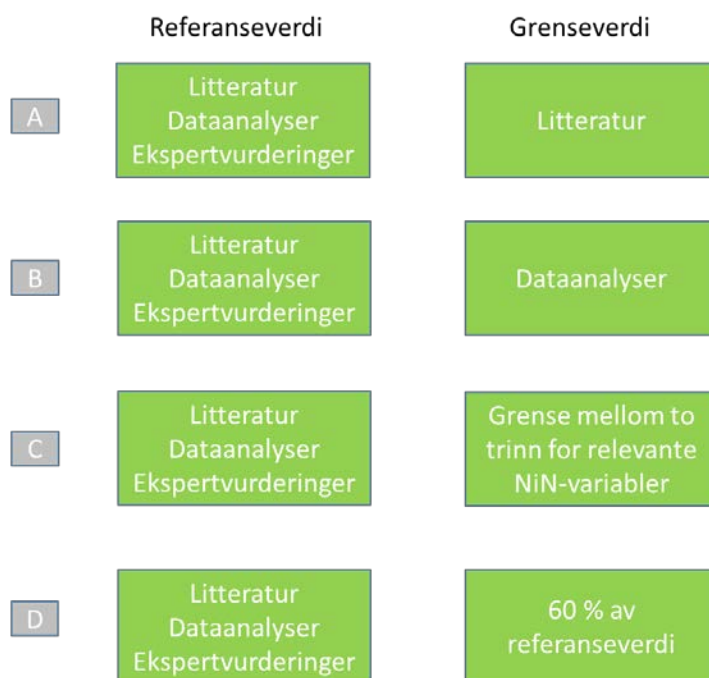
Referanseverdi: en indikators verdi i referansetilstanden

Grenseverdi: en verdi som karakteriserer nedre grense for når indikatoren kan sies å være i god tilstand

Tilstandsverdi: den observerte verdien til indikatoren

For å utvikle et første forslag til referanse- og grenseverdier for sammensatte karplanteindekser, har allerede innsamlede data blitt analysert for å foreslå referanseverdier for sammensatte karplanteindekser (Töpper et al. 2018). For de fleste indikatorer som er gjennomgått her, er det imidlertid ikke gjort nye beregninger av referanseverdier, men man har basert seg på analyser og modellberegninger gjort for indikatorer som inngår i naturindeksen (<http://www.naturindeks.no/Indicators/>). For enkelte indikatorer har vi basert oss på eksisterende litteratur og ekspertvurderinger for å foreslå referanseverdier. Ved eventuelle utviklingsprosjekter for nye indikatorer på et senere tidspunkt, vil modeller og/ eller GIS-analyser kunne være nyttige.

Grenseverdier for god økologisk tilstand for indikatorer finnes i liten grad i litteraturen, men for noen få skogindikatorer har vi brukt litteratur for å fastsette grenseverdi (**Figur 2**, A).



**Figur 2.** Skisse over ulike tilnæringer for å fastsette grenseverdier for god økologisk tilstand for ulike indikatorer.

Vi har gjennom egne dataanalyser foreslått grenseverdier for god tilstand for en del sammensatte karplanteindikatorer (B). Her har vi brukt tidligere innsamlede datasett fra Norge i kombinasjon med Natur i Norges (NiNs) generaliserte artslister. For enkelte variabler, som samsvarer med variabler som registreres i NiN-kartlegging, har vi tatt hensyn til trinninndelingen

for NiN-variabelen når vi har satt grenseverdi (C). Her har vi valgt å sette grensen mellom to trinnindeler som grenseverdi for god tilstand. Dette gjør at data fra relevante NiN-variabler som er kartlagt gjennom NiN-kartlegging, kan brukes til å vurdere økologisk tilstand for et område. Dette gjelder bl.a. variablene for deknning av ulike vegetasjonssjikt. For eksempel vil tresjiktdeknning i NiN registreres med variabelen 1AG-A-0 på en trinn delt skala fra 0 til 8, der hvert trinn representerer et spenn i dekningsverdier. Trinn 4 representerer 12,5-25 % tresjiktdeknning og trinn 5 25-50 %. Ved å sette en grenseverdi som innebærer en tresjiktdeknning på maksimum 25 %, som er grensen mellom to trinn, sikrer vi at data fra NiN-kartlegging kan bli direkte anvendt i vurdering av økologisk tilstand. Indikatoren defineres som «% areal uten tredekning i seminaturlig mark» og måles med NiN-variabelen 1AG-A-0. Ergo blir 75 % areal uten tredekning i semi-naturlig mark grenseverdien for god økologisk tilstand, der NiN-trinnene 1-4 for 1AG-A-0 representerer minst god økologisk tilstand. For de fleste indikatorene har vi foreslått en grenseverdi som er 60 % av referanseverdien (D), dvs. 0,6 ettersom referanseverdien settes til 1, se neste delkapittel.

Referanse- og grenseverdier bør med jevne mellomrom vurderes og eventuelt justeres etter hvert som vi får et bedre kunnskapsgrunnlag. Prosjektgruppen mener imidlertid at tilnærmingen er forsvarlig ut fra nåværende kunnskap.

### 3.2 Skalering av indikatorenes tilstandsverdier

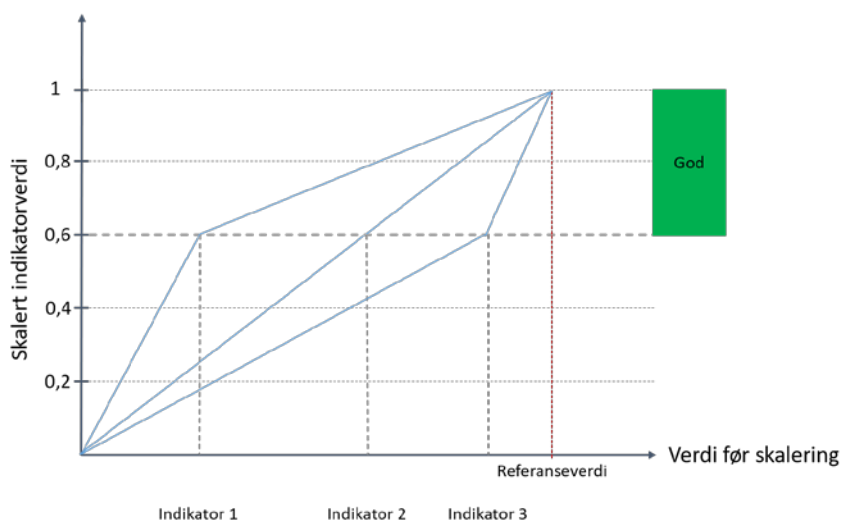
Skalering (standardisering) av verdiene til indikatorene som inngår i fagsystemet for økologisk tilstand gjør det mulig å sammenligne tilstanden målt ved ulike indikatorer på tvers av måleskalaer, på samme måte som i vannforskriften, naturindeks og f.eks. internasjonalt arbeid som vurderer tilstanden i ulike havområder. Skalering av tilstandsverdier er nødvendig dersom flere indikatorer skal sammenstilles til en indeks, enten én indeks for økologisk tilstand i et økosystem eller som egne indekser for hver av de sju egenskapene for god økologisk tilstand. Behovet for skalering, men også utfordringer med skaleringer, er detaljert beskrevet i Ekspertrådets rapport i kap. 3.6 (Nybø & Evju (red) 2017).

Vi har i tråd med vannforskriften og naturindeksen foreslått at tilstandsverdiene skaleres slik at 1 reflekterer indikatorens verdi i referansetilstanden, mens 0 reflekterer fravær av indikatoren. Dette gjelder indikatorer som øker i mengde når den økologiske tilstanden blir bedre (positiv indikator). I forslaget til fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand ble det foreslått at den skalerte verdien for god økologisk tilstand skulle være 0,8. Vi foreslår her en revidert tilnærming der den skalerte grenseverdien for god tilstand 0,6. Bakgrunnen for dette er at vi ønsker å harmonisere tilnærmingen mellom vannforskriften og forslaget til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand.

Endringsforslaget støtter seg også på faglitteratur om effektene av habitattap og fragmentering, som anses som den største trusselen mot det biologiske mangfoldet i Norge (Framstad 2015, Henriksen & Hilmo 2015). Flere studier tyder på at når bare 20-40 % av opprinnelig habitatareal gjenstår, får vi ofte en større nedgang i forekomst av habitattilknyttede arter enn habitattapet alene skulle tilsi (Andrén 1994, Ochoa-Quintero et al. 2015, Schmidt & Roland 2006, With & Crist 1995). Følgelig kan det argumenteres for at når mindre enn 40 % av habitatet gjenstår, representerer det et økosystem i dårlig tilstand. Med dette som bakteppe og ønsket om å harmonisere den skalerte grenseverdien for god økologisk tilstand med vannforskriften, foreslår vi her at nedre grenseverdi for god tilstand skal ligge på 60 % av referanseverdien, dvs. 0,6. Vi er klar over at dette er en teknisk vurdering, men i og med at dose-respons- funksjoner mellom økologisk tilstand og tilstandsverdier ikke er kjent, er dette en forenklet tilnærming. I prinsippet kan det være ulike ikke-lineære sammenhenger mellom målte tilstandsverdier og den skalerte verdien. Ekspertrådets rapport utdyper problemstillingen (Nybø & Evju (red) 2017).

Forslag til revidert skaleringsfunksjon med grenseverdi på 0,6 er vist i **Figur 3**. Det antas en lineær sammenheng mellom fravær av indikatoren (= 0) og opp til grenseverdien for god

økologisk tilstand, og lineær sammenheng mellom indikatoren og økologisk tilstand fra grenseverdi til referanseverdi. Skaleringsfunksjonen åpner for at disse to linjene ikke har samme stigningstall. Skaleringsfunksjonen er dermed fleksibel. For eksempel hvis kunnskapsgrunnlaget for indikator nr. 3 viser at indikatorens grenseverdi ved god økologisk tilstand er høyere enn 60 % av referanseverdien, settes likevel den skalerte grenseverdien til 0,6. **Dette innebærer at alle grenseverdier for god økologisk tilstand gis en skalert verdi 0,6.** I de tilfellene der man kun kjenner referanseverdien, settes grenseverdien for god tilstand til 0,6. Det presiseres at ved økt kunnskap vil absolutte referanse- og grenseverdier for de enkelte indikatorene kunne bli endret.



**Figur 3.** God økologisk tilstand vurderes ut fra kunnskap om indikatorens referanseverdi og grenseverdi (verdi ved god økologisk tilstand). Indikatoren skaleres slik at referanseverdi settes lik 1, grenseverdi settes til 0,6 og fravær av indikatoren til 0. I eksempelet er sammenheng mellom ikke-skalert og skalert tilstandsverdi gitt for tre indikatorer med lik verdi i referansetilstand (stiplet rød linje), men ulik verdi ved god økologisk tilstand (stiplede grå linjer). Indikator 2 representerer en indikator med en kjent lineær dose-respons sammenheng. Indikator 2 reflekterer også hvordan grenseverdien settes for indikatorer der kun referanseverdien er kjent, dvs. 60 % av referanseverdien.

For indikatorer som øker i verdi når tilstanden blir dårligere, kan ikke denne skaleringsfunksjonen benyttes. Disse indikatorene benevnes negative indikatorer. Foreliggende rapport har noen negative indikatorer: overskridelse tålegrenser nitrogen og tykkelse strøsjikt i semi-naturlig mark. Ekspertrådets rapport foreslo ikke hvordan man kan skalere slike indikatorer. I naturindeksen er det utviklet en egen skaleringsmodell for slike indikatorer. Man kan også lage en invers indikator, eller «snu» den slik at indikatoren baseres på fravær av indikatoren i referansetilstanden, mens den ved god tilstand finnes i moderate mengder.

## 4 Indikatorer som er felles for flere økosystemer

Alle indikatorene som foreslås innlemmet i fagsystem for økologisk tilstand kan relateres til egenskapene som beskriver økosystemenes struktur, produktivitet og funksjon, og vil dermed gi viktige bidrag til å vurdere økosystemets tilstand. Flere av de foreslåtte indikatorene er felles for flere økosystemer. Disse beskrives nedenfor.

I dette kapitlet omtaler vi også indikatorer som per 2018 mangler data, men som gjennom etablering av arealrepresentativ naturovervåking (ANO) ville kunne få data eller utviklingsprosjekter for å fastsette referanse- og grenseverdier. I forslaget til ANO inngår registreringer av karplanter, naturtyper jf. NiN, samt dekningsgrad av ulike vegetasjonssjikt (Evju et al. 2018). Dette gir et datasett som kan benyttes til å utarbeide indikatorer for enkeltarter (f.eks. blåbær), sammensatte karplanteindekser og dekningsgrad for ulike vegetasjonssjikt. Følgelig vil resultater fra ANO gi grunnlag for å utforme en rekke indikatorer for økologisk tilstand.

I dette kapitlet beskriver vi hvorfor indikatorene er viktige når man skal vurdere økologisk tilstand, mens de enkelte økosystemkapitlene omtaler referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand for hvert økosystem. Disse verdiene er i regelen forskjellig fra økosystem til økosystem, mens variabelen (måleenheten) er den samme. Oversikt over konkrete verdier er gitt i **Vedlegg 1**.

### 4.1 Inngrepsfri natur

Indikatoren er i all hovedsak påvirket av omfang og plassering av ulike tekniske inngrep som offentlige og private veier, kraftlinjer, dammer og bygninger. Indikatoren er foreslått benyttet for fjell, skog og våtmark.

Inngrepsfri natur er definert som områder som ligger fra 1 til 5 kilometer eller mer (i luftlinje) unna tyngre tekniske inngrep som veier, jernbanelinjer, vassdragsinngrep og større kraftlinjer ([www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no), [www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)). Større sammenhengende naturområder er viktige som leveområder og forflytningskorridorer for arter, særlig de som er tilpasset store arealer med natur i eller nær naturtilstand, samt arter som er særlig sårbare for kanteffekter eller andre forstyrrelser. Inngrepsfri natur har også betydning for naturens evne til å tilpasse seg klimaendringer, bl.a. ved at fravær av teknisk infrastruktur ikke skaper ekstra barrierer for arters forflytning til områder med mer egnet klima. Informasjon om utviklingen av inngrepsfrie områder er således med på å gi informasjon om tilstanden i norsk natur. De fleste tyngre inngrepene i naturen er irreversible, slik at verdien for naturmangfold med tilhørende naturgoder vanskelig kan gjenskapes. Større sammenhengende naturområder er også viktige som turområder, for landskapskvaliteter, landskapsvariasjon og for naturopplevelse.

#### Indikatorens tilstandsverdi

Arealbruksindikatoren «Inngrepsfrie naturområder i Norge» (INON) ble etablert av Direktoratet for naturforvaltning (nå Miljødirektoratet) tidlig på 1990-tallet og viser utviklingstrekk og status for større sammenhengende naturområder med et urørt preg i Norge. Ved å registrere tyngre tekniske inngrep kan man utlede informasjon om områdenes inngrepsstatus, fragmentering og arealutvikling. Vi har her valgt å bruke arealer som ligger minst 1 km fra tyngre tekniske inngrep. Indikatoren er positiv, dvs. at jo større andel av et areal som er uten inngrep, dess bedre er den økologisk tilstanden til økosystemet.

Som tilstandsverdi for inngrepsfri natur benyttes arealet (km<sup>2</sup>) som ligger minst 1 km fra tyngre tekniske inngrep.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdien skal gjenspeile en natur i god økologisk tilstand fri for alle større tekniske inngrep, dvs. at referanseverdien for et område blir det totale arealet (100 %) som hovedøkosystemet dekker i området.

Det er vanskelig å anslå hvor stor påvirkning fra tekniske inngrep man kan ha i et økosystem slik at det fremdeles kan sies å være i god økologisk tilstand. Ulike studier tilsier at fragmentering som reduserer opprinnelig habitatareal ned til 20-40 %, vil ha en større negativ effekt på berørte arter enn habitatreduksjonen alene skulle tilsi (se kap. 3.2). Grenseverdien for god tilstand kan settes ved en arealandel for inngrepsfrie områder på 60 % av totalt areal av økosystemet i området som vurderes.

## 4.2 Overskridelse av tålegrenser for nitrogen

Tilførsel av nitrogen gir endringer i artssammensetning og mengde av ulike plantearter. Disse vegetasjonsendringene kan videre medvirke til endringer i andre arter og økologiske funksjoner. Tilført nitrogen påvirker også ulike økosystemfunksjoner som kretsløpene for nitrogen og karbon, og ammoniakk og nitrogenoksider som kan føre til forsuring. Nitrogentilførsel påvirker således primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. Indikatoren er en negativ indikator, dvs. at jo høyere verdier, jo dårligere økologisk tilstand. Datagrunnlaget for indikatoren er godt.

Indikatoren «Overskridelser av tålegrenser for nitrogen» måler ikke faktiske endringer i økologisk tilstand i felt i det området som skal vurderes, men gir indikasjoner på om man har slike endringer, ettersom tålegrensene er satt basert på erfaringer fra felteksperimentene (se under). Vi ser derfor behovet for at fagsystemet inkluderer indikatorer basert på feltregistreringer som viser om økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet er endret, i tillegg til denne indikatoren. Her er sammensatte karplanteindekser og indikatorer basert på utvalgte enkeltarter spesielt relevante.

### Nitrogen som påvirkningsfaktor

Nitrogen (N) er det begrensende næringsstoff for plantevekst i mange naturlige og semi-naturlige terrestriske økosystemer, særlig gjelder dette under oligotrofe og mesotrofe forhold. Økt N-avsetning resulterer i økt tilgjengelighet av uorganisk N i øvre jordlag. I Norge vil N-forbindelser i stor grad bli tatt opp av vegetasjonen, fordi vegetasjonstypene for en stor del har en underoptimal tilgang på N (Stuanes & Abrahamsen 1996). Karplanter tar opp tilført N fra jord via røtter og mykorrhiza og benytter det som byggemateriale i celleproduksjonen. Dette fører til økt vekst og økt strøproduksjon, noe som igjen gir økt mineralisering (nedbrytning av organisk materiale til N-forbindelser som blir tilgjengelige for planter), næringsopptak og planteproduktivitet (Achermann & Bobbink 2003, Bobbink & Hetteling 2011). Økt N-tilgang gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon, endringer i konkurranseforhold mellom planter og endringer av artssammensetningen av plantesamfunn mot mer N-krevende vegetasjon dominert av urter og gras. Rasktvoksende og N-elskende planter som gras og enkelte urter vil "skygge ut" karakteristiske arter i næringsfattige og middels næringsrike (oligotrofe og mesotrofe) habitater, særlig de artene som har lav dekning, noe som igjen fører til en reduksjon i artsdiversitet (Bobbink & Hetteling 2011, Bobbink et al. 2010). Naturtyper som fra før er tilpasset et lavt N-nivå, er mest utsatt for påvirkninger fra N-gjødsling.

I Norge er nitrogenavsetningen hovedsakelig knyttet til langtransportert luftforurensing i form av ammoniakk og nitrogenoksider både via våtavsetning ved nedbør (regn, tåkepartikler og snø) og ved tørravsetning (aerosoler og gasser). Den totale N-avsetningen fra atmosfæren regnes som summen av tørravsetning og våtavsetning (Knudsen et al. 2002) og er grunnlaget for å vurdere effekter av nitrogenavsetning på naturtyper.

Skogbruket gjødsler enkelte arealer med nitrogen for å øke skogproduksjonen. Myndighetene gir dessuten nå støtte til N-gjødsling av skogsystemer i Norge for å øke biomasseproduksjonen av trær. Dette begrunnes som et klimatiltak ved at slik gjødsling gir større opptak av CO<sub>2</sub> og økt karbonlagring i norske skoger. N-gjødslingen vil føre til de samme effektene som nitrogen fra langtransportert forurensing (Aarrestad et al. 2013). I områder der det foregår aktiv N-gjødsling, bør derfor denne tilførselen av nitrogen inngå i den totale belastningen på økosystemet.

### Nitrogentålegrense for naturtyper

Tålegrenser for atmosfærisk tilførsel av forurensende stoffer til et økosystem er definert av Nilsson & Grennfeldt (1988) som:

*“Et kvantitativt mål for tilførsel av forurensninger som, ut fra dagens viten, ikke fører til skadelige effekter på følsomme komponenter i økosystemet, slik som reduserte fiskebestander/fiskedød, skogskader og endringer i artssammensetning og mengde av arter.”*

Denne grensen for hvor mye nitrogen et område kan motta før det eventuelt endrer karakter (empirisk N-tålegrense), avhenger sterkt av jordsmonnsegenskaper, hva slags vegetasjon som finnes i området og klima. Derfor er tålegrensene relatert til vegetasjonstyper eller naturtyper som baseres på klassifikasjon av vegetasjon. Tålegrensene for slike naturtyper er empiriske, dvs. at de fastsettes på bakgrunn av observerte endringer i økosystemet ved hjelp av eksperimentelle data, feltobservasjoner og dynamiske økosystemmodeller (Achermann & Bobbink 2003, Bobbink & Hettelingh 2011, Bobbink et al. 1996, Grennfelt & Thörnelöf 1992). Tålegrensene oppgis i kg N/ha per år eller mg N/m<sup>2</sup> per år.

**Nedre og øvre tålegrense.** Tålegrensene for N for ulike økosystemer er fastsatt med en nedre og en øvre grense da det innen de analyserte økosystemene er reelle variasjoner knyttet til eksperimentelle behandlinger, usikkerhet i avsetningsverdier, variasjoner i økosystemenes nærings- og klimaforhold og ulik kulturpåvirkning. For eksempel er tålegrensen for nedbørsmyr satt til 5-10 kg N/ha per år. Generelt har naturtyper med lite næringskrevende vegetasjon lavere tålegrense enn de med mer næringskrevende vegetasjon. Ut fra kunnskapsnivået blir tålegrensene angitt som enten pålitelige, ganske pålitelige eller mer usikre ekspertvurderinger.

Tålegrensene i Norge antas hovedsakelig å ligge i nedre del av skalaen da jordsmonnet i geologisk tid regnes å være relativt ungt, samtidig som store deler av Norge har relativt mye næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn. Vegetasjonen er også tilpasset lave N-bakgrunnsverdier og relativt kort vekstsesong sammenlignet med mer sørlige naturtyper i Europa. I dette arbeidet vil vi derfor benytte de nedre tålegrenseverdiene for ulike naturtyper som utgangspunkt for grenseverdier for god økologisk tilstand.

For Norge er tålegrensene anslått på basis av de samme empiriske grenseverdier for ulike vegetasjonstyper som benyttes ellers i Europa (Bobbink & Hettelingh 2011, Bruteig & Aarrestad 2004, CLRTAP 2004). Tålegrensene for ulike vegetasjonstyper/naturtyper i Norge og overskridelser av disse for ulike områder (Austnes et al. 2018) er fastsatt ved hjelp av satellitt-basert vegetasjonskart (Johansen 2009), der de norske vegetasjonstypene er tilpasset EUNIS habitatklasser (<http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>), se **Figur 4**. Tålegrensene for ulike vegetasjonstyper/naturtyper er i denne rapporten nærmere beskrevet under hvert økosystem; fjell, skog og våtmark.

### Indikator: Overskridelse av N-tålegrense

Tilstandsverdien for det aktuelle vurderingsområdet er total tilført N summert for delområdene der verdien skal beregnes:  $\sum I_j \times A_j$  (målt i kg N/år), summert for ulike delarealer der tålegrensen og N-tilførselen er den samme innen hvert delareal  $j$ . Her er  $I_j$ , tilførsel av N (kg N/ha per år) og  $A_j$  er arealet (ha) for delareal  $j$ . Dess høyere nedfall, dess større mulighet er det for endringer i økosystemet og dermed en dårligere tilstand. *Indikatoren er således negativ, der økte tilstandsverdier tilsier redusert økologisk tilstand.*

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Storparten av dagens nitrogenavsetning skyldes langtransportert nitrogen fra Europa fra industri og landbruk. I tillegg kommer N-gjødsling av skog. I førindustriell tid var trolig avsetninger av langtransportert nitrogen svært lav i Norge, det var ingen direkte N-gjødsling av skog og ingen N-tålegrenser for naturtyper var således overskredet.

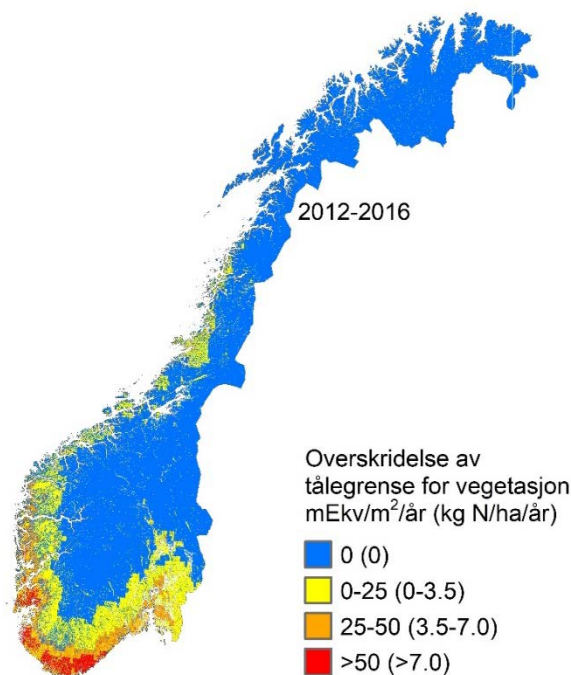
*Referanseverdien* til indikatoren tar utgangspunkt i at det ikke ble tilført noe N utenfra økosystemet, og settes til 0 kg N/år. Referanseverdien for området blir  $\sum_j x \times A_j = 0$  for alle delarealer.

*Grenseverdien for god økologisk tilstand* er at tilførsel av nitrogen er lik tålegrensen for naturtypen. Den totale tålegrensen for naturtypen i området (som kan bestå av delarealer med ulik størrelse og ulikt N-nedfall) blir:  $\sum T_j \times A_j$  (målt i kg N/år). Her er  $T_j$  tålegrensen (kg N/ha per år) for naturtypen innen et gitt delareal  $j$  for hele området som skal vurderes. En hovednaturtype kan ha ulike tålegrenser for ulike grunntyper eller andre utforminger.

### Nåværende og fremtidige datakilder

Beregninger av nitrogennedfall (våtavsetning og tørravsetning) utføres på bakgrunn av årlige målte verdier fra norske målestasjoner kombinert med kjemisk transportmodellering ved bruk av EMEP-modellen (Simpson et al. 2012). Data for nitrogenavsetning i Norge i perioden 2012-2016 finnes i Aas et al. (2017) i et rutenett på 50 km x 50 km, mens data for overskridelser for vegetasjonstyper finnes tilgjengelig for et 30 m x 30 m rutenett, se Austnes et al. (2018) og **Figur 4**. Datakildene for N-avsetning er basert på statlige måleprogrammer, og overskridelser av tålegrenser for natur rapporteres jevnlig inn til EU-systemet av NIVA og NINA. Slike data vil derfor alltid være tilgjengelige.

Data fra pågående nitrogengjødsling av skog som klimatiltak sammenstilles av Landbruksdirektoratet. Skogsgjødsling i regi av private skogeiere uten offentlig tilskudd kan være vanskelig å få oversikt over.



**Figur 4.** Områder med overskredet N-tålegrense i Norge basert på N-avsetning i perioden 2012-2016. Fra Austnes et al. (2018).

### 4.3 Bestander av hekkende fugl

Fugl er blant de artsgruppene vi har mest kunnskap om, både når det gjelder økologi, utbredelse og forekomst. De representerer et vidt spenn av økologiske tilpasninger og ulike trofiske nivåer, de finnes i alle aktuelle økosystemer, og de utgjør en viktig del av det biologiske mangfoldet. Enkelte fuglearter har også viktige funksjonelle roller i økosystemet, som f.eks. hakkespette som produserer reirhull som også brukes av mange andre arter. Artsmangfoldet og mengden av ulike fuglearter er viktige for ulike egenskaper ved økosystemene.

Siden fuglene er bevegelige og varmblodige har de gode muligheter til å oppsøke lokale miljøforhold som er egnet for dem. Ulike påvirkningsfaktorer vil oftest ha indirekte effekter, via endringer i næringstilgang, habitat eller eksponering for rovdyr. Dette gjelder særlig endringer i arealbruk eller klima, mens miljøgifter, fremmede arter og høsting vil kunne ha direkte effekter på artenes tetthet.

De ulike artene kan i noen grad tilordnes ulike hovedøkosystemer, for eksempel til tresatte eller åpne arealer, tilgang til vann for næringssøk. Ofte vil imidlertid artenes habitatkrav i ulike deler av livssyklus omfatte flere økosystemer. Mange norske hekkfugler er dessuten trekkfugler som oppholder seg i Norge kun i hekkesesong eller sommeren. Av den grunn er det bare deler av deres livssyklus som blir påvirket av de økologiske forholdene på hekkelokalitetene. Artenes bestandsutvikling vil være et resultat av påvirkningene individene er utsatt for gjennom hele sin livssyklus.

Datagrunnlaget for hekkende fugl registrert gjennom den arealrepresentative overvåkingen i TOV-E, er særlig velegnet til bruk i vurdering av økologisk tilstand (Kålås et al. 2017). Disse dataene kan gi statistiske estimater for bestandstetthet av 25-50 vanlige arter, avhengig av hvor store regioner som estimatene skal gjelde for. Dersom man slår sammen bestandstall for flere arter til en indeks, kan flere arter inkluderes. I 130 av flatene i overvåkingsprogrammet for jordbrukslandskapet (3Q) registreres også tetthet av hekkende fugl (se **Vedlegg 2**). I tillegg finnes overvåkingsdata fra ulike lokaliteter i regi av TOV eller andre langtidsstudier, men disse kan ikke uten videre representere tilstanden utenfor de enkelte overvåkingsområdene. Et stort datamateriale på fugl finnes dessuten i Artskart/GBIF, men disse dataene er ikke arealrepresentative eller standardisert mht. registreringsinnsats, slik at bruk for vurdering av økologisk tilstand krever modellering basert på ulike forutsetninger.

#### Indikatorens tilstandsverdi

For arter som har nær tilknytning til intakte økosystemer, vil bestandsendringer kunne ses som en refleksjon av økosystemets tilstand. Dette vil i hovedsak være arter som kan defineres som habitatspesialister i det aktuelle økosystemet. Arter som er habitatgeneralister vil kunne vise bestandsøkning selv om økosystemets tilstand ikke utvikler seg mot en bedre tilstand (vurdert ut fra andre kriterier). Generelt økt arts mangfold av fuglearter er dermed ikke egnet som indikator for god økologisk tilstand. Det er følgelig viktig å velge arter der bestandene har en klar og positiv sammenheng med den økologiske tilstand i det aktuelle økosystemet.

Med utgangspunkt i estimater for bestandstetthet av enkeltarter fra TOV-E kan vi avlede ulike samleindikatorer, f.eks. samlet bestandstetthet av hekkende fugler knyttet til skog eller fjell. Dessuten kan bestandstetthet for utvalgte arter brukes som individuelle indikatorer. I begge tilfeller vil måleenheten kunne være antall par per km<sup>2</sup>, eventuelt et gjennomsnitt av bestandstettheten for flere arter.

#### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Siden fugl har varierte muligheter for tilpasning til ulike miljøforhold, er det vanskelig å fastslå hvilke bestandsnivåer av ulike arter som vil karakterisere økosystemer i referansetilstanden eller økosystemer i god tilstand. Dermed kreves et betydelig utviklingsarbeid før referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand kan fastsettes for ulike økosystemer. Slikt utviklingsarbeid bør trolig bygge på en vurdering av omfang og kvalitet på tilgjengelig habitat i



referansetilstanden og realistiske nivåer for rekruttering og dødelighet. Der vi har data for fuglebestander fra økosystemer med lite påvirkning fra nyere menneskelige aktiviteter og klimaendringer, f.eks. fra før ca. 1980 i enkelte fjellområder eller Arktis, kan det være mulig å bruke slike data som grunnlag for å vurdere bestandsverdier under en tenkt referansetilstand. For trekkfugl må det gjøres vurderinger av hvordan forhold i overvintringsområdene påvirker bestandsutviklingen av hekkefugl i Norge.

#### 4.4 Sammensatte karplanteindekser

Forekomst og mengde av karplanter har betydning for en naturtypes primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. Karplanter er følsomme for en rekke menneskeskapt påvirkninger, deriblant forurensning (særlig nitrogentilførsel), klimaendringer og arealbruksendringer. Karplanter er også enkle å observere og identifisere i felt, noe som gjør dem kostnadseffektive i praktisk bruk. Sammensatte karplanteindekser kan benyttes til å indikere ulike påvirkninger og naturtypenes tilstand, jamfør viktige egenskaper for økologisk tilstand.

For artsgrupper med flere arter, slik som karplanter, kan informasjon om mange arter kombineres for å utvikle indikatorer for økologisk tilstand. Indikatorer basert på data fra flere arter eller hele artssammensetningen kan være både mer robuste, mer generelle og enklere å vurdere enn indikatorer basert på data fra enkeltarter eller enkeltbestander. Dette gjør seg særlig gjeldende når flere arter samlet bidrar til en økologisk funksjon, eller når flere arter responderer likt på en påvirkning, eller når det ikke finnes en enkelt eller et fåtall arter som i seg selv er gode indikatorer; det vil si at de både er sensitive for en påvirkning og samtidig har en høy sannsynlighet for å være til stede eller ikke, eller opptre på en bestemt måte, avhengig av om systemet er i god økologisk tilstand. Det er imidlertid flere utfordringer med slike sammensatte indikatorer der flere arter inngår. Hvilke arter eller artsgrupper skal de baseres på, hvordan kan man fastsette indikatorverdien til alle de involverte artene, hvordan skal artene sammenveies for å gi gode samlede indikatorer, hvordan skal man fastsette grenseverdier, og hvilke aspekter av god økologisk tilstand kan indikatoren si noe om?

##### Ellenberg's indikatorverdier

Et interessant startpunkt for å illustrere og utforske disse problemstillingene er Ellenberg's indikatorverdier – som er erfaringsbaserte indikatorverdier for hvordan høyere planter responderer på miljøfaktorene temperatur (T), lys (L), pH (R), fuktighet (F), nitrogentilgang (N) og saltinnhold (S) i jorda (Ellenberg et al. 1991). For hver av disse miljøfaktorene reflekterer en arts Ellenbergverdi dens optimum langs en ni-punkts skala der 1 er lave verdier og 9 er høye verdier for den aktuelle miljøfaktoren. Ellenbergverdiene ble opprinnelig utviklet for høyere planter i Sentral-Europa basert på deres realiserte utbredelser langs miljøgradienter, og de har senere blitt modifisert for forskjellige regioner i Europa (Diekmann 2003, Ewald 2003, Hill et al. 1999) og også utviklet for moser (Hill et al. 2007) og lav (Wirth 1991). En arts Ellenbergverdi reflekterer optimumet til artens realiserte økologiske nisje og er altså et estimat basert på artens dose-responskurver knyttet til ulike miljøvariabler.

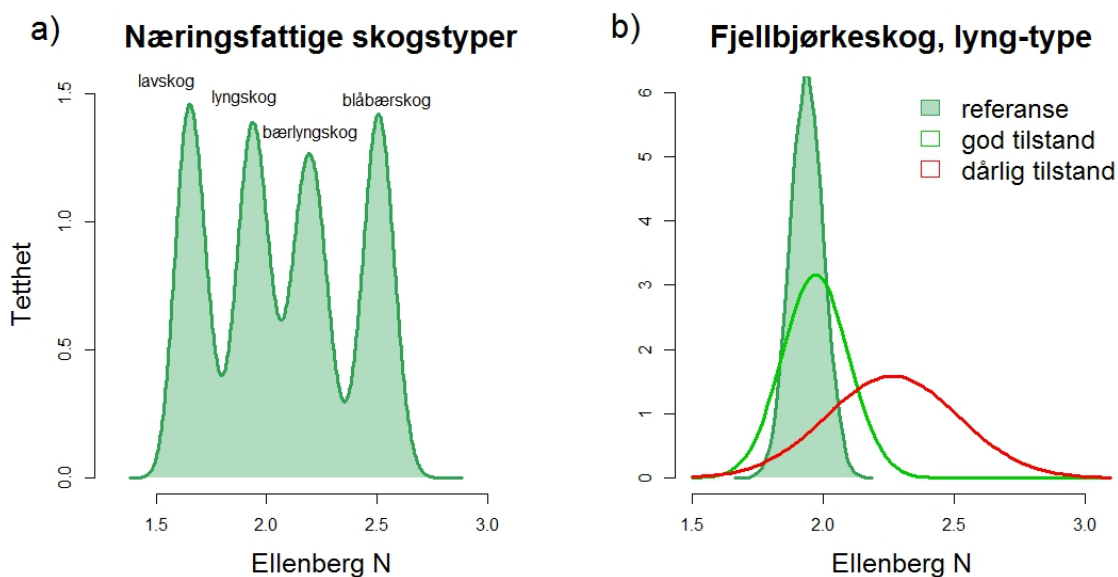
Ellenbergverdier kan beregnes for hele plantesamfunn som én veid gjennomsnittlig verdi eller fordeling, basert på de tilstedeværende artenes Ellenbergverdi og artenes relative mengdeforhold. Slike veide gjennomsnitt kan være gode indikatorer på de lokale miljøforholdene vegetasjonen opplever. Ellenbergverdier for plantesamfunn er vist å være sensitive for miljøvariasjon (Diekmann 2003) og samtidig robuste ovenfor utelatelse av sjeldne arter (Ewald 2003). Datasett over forekomst og mengde av karplanter kan på denne måten gi indikatorer som har utsagnskraft både om tilstand og endringer i temperatur, fuktighet, forsuring, nitrogennedfall og saltpåvirkning. Bruk av Ellenbergverdier kan derfor være en enkel, kostnadseffektiv, og mer følsom måte å overvåke natur på, sammenlignet for eksempel med å måle miljøendringer direkte, eller å overvåke endringer i utvalgte enkeltarter. Ellenbergverdier må valideres for de hovedøkosystemtypene og nivå-2-enheten de skal brukes for (Diekmann et al. 2015).

For å illustrere hvordan sammensatte karplanteindikatorer kan benyttes til å utvikle indikatorer for økologisk tilstand for ulike naturtyper i Norge, har vi utredet hvordan man kan fastsette referanse- og grenseverdier for slike indikatorer i et utvalg naturtyper. Dette omtales i detalj i Tøpper et al. (2018).

### Et eksempel

For å beregne referanseverdier brukte vi Natur i Norge (NiN 2.1) sine generaliserte artsdataalister. Dette er lister som beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype og naturtypenivå i referansetilstanden. Listene er satt sammen av fageksperter; se beskrivelser av disse generaliserte artslistene i Halvorsen et al. (2015). Vi brukte disse listene til å generere en forventet indikatorfordeling for hver enkelt karplanteindikator og naturtype, se nedenfor for beskrivelse av metodikken. I **Figur 5a** ser vi en slik fordeling av Ellenberg-N indikatorverdier i naturtyper i referansetilstanden for næringsfattig skogmark (NiN-grunntyper T4-C1 blåbærskog, T4-C5 bærlyngskog, T4-C9 lyngskog, T4-C13 lavskog). Figuren viser at hver av disse grunntypene har en relativt distinkt optimumsverdi for Ellenberg-N, og at de fire skogstypene er forskjellige fra hverandre. Dette stemmer med det vi vet om disse skogstypenes økologi, men det betyr også at det ikke er mulig å definere en samlet referanseverdi og grenseverdier for næringsfattig skogmark.

I **Figur 5b** har vi undersøkt NiN-typen 'lyngskog' for seg selv (T4-C9): her ser vi at fordelingen av Ellenberg-N i referansetilstanden har en relativt smal fordeling, noe som gjør at Ellenberg-N er en god kandidat til å kunne fungere som en indikator på god økologisk tilstand for naturtypen på dette NiN-nivået. I **Figur 5b** har vi også plottet fordelingen av Ellenberg-N for to feltdatasett; en fjellbjørkeskog av typen lyngskog ekspertvurdert til å være i god økologisk tilstand, og den samme fjellbjørkeskogen etter at den har gjennomgått en tilstandsendring (endring mot dårligere økologisk tilstand) i forbindelse med et bjørkemålerangrep. Vi ser at datasettet i god tilstand sammenfaller bedre med referansefordelingen enn datasettet i dårlig tilstand.



**Figur 5.** (a) Illustrerer det multimodale Ellenberg-N-rommet rundt fire næringsfattige bjørkeskogstyper. Skogstypene er oppgitt etter terminologi i NiN. (b) viser et eksempel på to fattige fjellbjørkeskoger («lyngtype»), i respektiv god og dårlig økologisk tilstand, sammenlignet med en referansetilstand som her er en næringsfattig lyngskog. Årsaken til den dårlige tilstanden var flere bjørkemålerangrep som økte dødeligheten i skogen, og dermed også førte til økte nitrogenverdier i jorda, noe som resulterte i en endring til et plantesamfunn med høyere verdier for Ellenberg-N.

### Indikatorens tilstandsverdi (Ellenberg)

For arbeidet med økologisk tilstand fokuseres det på karplanter da disse er lettere å artsbestemme enn moser, og det finnes tilstrekkelig med eksperter til å gjennomføre overvåking. Töpfer et al. (2018) har også undersøkt en indeks knyttet til tungmetaller. Denne indeksen er basert på moser og ikke tatt med i oversikten nedenfor. I tillegg har de også undersøkt lavindekser.

*Tilstandsverdi:* For en gitt observasjonsflate (f.eks. 1 × 1 m) lages et veid gjennomsnitt for den gitte Ellenbergindikatoren. Det veide gjennomsnittet lages ved å multiplisere for hver art dens mengde med dens tilstandsverdi, summere disse tallene og dele på den totale mengden av arter i observasjonsflaten (se formel). Tilstandsverdien for et større område beregnes som gjennomsnittet av verdiene for alle observasjonsflatene.

$$\text{Tilstandsverdi for en observasjonsflate} = \frac{\sum_{i=1}^j (E_j \times M_j)}{\sum_{i=1}^j M_j}$$

$M_j$ : Mengde art  $j$

$E_j$ : Ellenbergverdi art  $j$ ,

se Töpfer et al. (2018)

### Referanseverdi

En naturtypes referanseverdi for en gitt Ellenbergindikator må bestemmes ut fra artssammensetningen slik vi forventer at denne skal være i referansetilstanden. Dette er mer detaljert beskrevet i Töpfer et al. (2018). De generaliserte artsdatalistene fra 'Natur i Norge' (Halvorsen et al. 2015) ble benyttet direkte som grunnlagsdata for å 'definere' referanse- og grenseverdiene basert på tilstandsverdiene for lys (L), fuktighet (F), reaksjon[pH] (R), nitrogen (N), og salt (S) (Hill et al. 1999 for karplanter og Hill et al. 2007 for moser). Vi genererte forventede fordelinger av Ellenbergverdiene for hver naturtype gjennom å ta tilfeldig uttrekk med gjentak (10.000 ganger) fra de generaliserte artslistene (referansetilstanden). Denne fordelingen kaller vi referansefordelingen. **Vi definerer her referanseverdien som medianen i referansefordelingen.**

### Grenseverdi for god økologisk tilstand

Neste trinn i prosessen er å fastsette grenseverdier for god økologisk tilstand for disse indikatorene. Töpfer et al. (2018) utforsket to hovedmåter å gjøre dette på;

1. ved hjelp av å teste om et empirisk datasett faller innenfor eller utenfor et konfidensintervall for referansefordelingen, eller
2. ved å beregne prosent overlapp mellom fordelingen til et empirisk datasett og referansefordelingen.

Töpfer et al. (2018) beregnet grenseverdier for god økologisk tilstand for fire utvalgte naturtyper: kystlynghei, næringsfattig skogmark, strandeng og semi-naturlig eng. Grenseverdiene for god økologisk tilstand ble definert som et 95 % konfidensintervall rundt fordelingen av referanseverdiene. Grenseverdien for god økologisk tilstand er dermed overskredet dersom medianen av den empiriske fordelingen faller utenfor dette 95 % konfidensintervallet. Ligger verdiene til en gitt lokalitet av denne naturtypen innenfor grensen, konkluderer vi at plantesamfunnet er i god økologisk tilstand (grønn kurve, **Figur 5b**). Faller verdiene utenfor, er tilstanden moderat eller dårlig/ svært dårlig (rød kurve, **Figur 5b**). I **Tabell 1** gir vi eksempler på grenseverdier basert på den første tilnærmingen (se Töpfer et al. (2018) for detaljer og flere eksempler). Vi understreker at dette må regnes som et første utkast, og at alle disse stegene bør testes og eventuelt justeres ved hjelp av empiriske data.

**Tabell 1.** Illustrasjon av hypotetiske grenseverdier (nedre og øvre) for god økologisk tilstand langs Ellenberg-lys (L), -fuktighet (F), -reaksjon pH (R), -nitrogen (N) og -salinitet (S) i plantesamfunn tilhørende naturtypene kystlynghei, lyngskog, strandeng og semi-naturlig eng. Grenseverdier er her satt som 95 % konfidensintervallet til den abundans-veide fordelingen av Ellenberg indikatorverdier for hver av hoved- eller grunntypene i eksemplet, basert på de standardiserte artsdatalistene fra NiN. Dette betyr at hvis Ellenbergverdiene ligger innenfor nedre (n) og øvre (ø) grense gitt i tabellen nedenfor, er lokaliteten i god økologisk tilstand for denne indikatoren. Disse grenseverdiene bør testes empirisk og kan tilpasses etter ulike vurderinger, jf. diskusjonen i rapporten. For kystlynghei, strandeng og semi-naturlig eng er grenseverdiene beregnet på hovedtypenivå i NiN2.1, mens de ligger på grunntypenivået for lyngskog. Fet type: Avstanden mellom nedre og øvre grense er sannsynligvis tilstrekkelig liten til at denne Ellenbergindikatoren vil kunne fungere godt for denne naturtypen.

Indikator Naturtype / NiN-nivå	Ellenberg-L		Ellenberg-F		Ellenberg-R		Ellenberg-N		Ellenberg-S		
	n	ø	n	ø	n	ø	n	ø	n	ø	
Kystlynghei / hovedtype	grenseverdi	<b>6,01</b>	<b>7,05</b>	4,80	6,53	2,70	4,70	<b>2,10</b>	<b>2,98</b>	<b>0,00</b>	<b>0,16</b>
	ref. verdi	6,67		5,6		3,44		2,54		0,04	
Lyngskog / grunntype	grenseverdi	<b>6,13</b>	<b>6,41</b>	<b>5,41</b>	<b>5,66</b>	<b>2,38</b>	<b>2,65</b>	<b>1,82</b>	<b>2,06</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>
	ref. verdi	6,27		5,54		2,52		1,94		0,00	
Semi-naturlig strandeng / hovedtype	grenseverdi	<b>7,21</b>	<b>8,50</b>	5,52	8,00	6,20	8,00	4,70	6,18	0,58	5,60
	ref. verdi	7,77		6,55		6,69		5,31		1,92	
Semi-naturlig eng / hovedtype	grenseverdi	<b>6,45</b>	<b>7,23</b>	4,69	8,18	4,15	6,36	3,26	6,17	<b>0,02</b>	<b>0,24</b>
	ref. verdi	6,84		5,56		5,79		4,11		0,09	

### Evaluering og videre utviklingsbehov

Gjennom forarbeidet med Ellenbergs indikatorverdier som indikatorer for økologisk tilstand, ser vi at tilnærmingen ser ut til å kunne fungere (Töpfer et al. 2018). Det er likevel noen utfordringer knyttet til metodikken: i) Det finnes påfallende få feltdatasett fra natur i «dårlig tilstand», noe som gjør det vanskelig å validere metodikken, og som gjør at vi ikke kan sette empiriske grenseverdier for god tilstand. Vi brukte for eksempel 95 % konfidensintervall i forarbeidet, noe som gir en relativt liberal definisjon av god økologisk tilstand. ii) De generaliserte artsdatalistene er ikke oppdaterte i dagens naturtypeinndeling i NiN2.1. iii) Grenseverdier bør utvikles på riktig naturtypenivå i hvert enkelt tilfelle (se **Figur 5** og **Tabell 1**). iv) Vi trenger sannsynligvis regionaliserte artslister, i hvert fall for noen naturtyper og indikatorer.

## 4.5 Dekningsgrad areal uten vedplanter

Dekning av ulike vegetasjonssjikt og grupper av plantearter reflekterer viktige økologiske egenskaper i hovedøkosystemene. Opphør av hevd, klimaendringer og drenering er påvirkninger som ofte gir seg utslag i mer vedplanter, og økt dekning er da et uttrykk for dårligere økologisk tilstand. Indikatorene foreslås benyttet for hovedøkosystemene fjell, våtmark og semi-naturlig mark. Vedplanter i felt-, busk- og tresjikt er variabler som er relativt enkle å registrere, og anvendes ofte i vegetasjonsanalyser.

For eksisterende datasett varierer det om mengde av vedplanter angis ved høyde, dekning eller frekvens, men dekning synes å være vanligst brukt. En større utfordring med eksisterende datasett er at det varierer hvordan sjiktene er definert, slik at det kan være vanskelig å sammenligne eller kombinere informasjon fra ulike kilder. Strand & Bentzen (2017) definerer f.eks. busksjikt som forvedede vekster (unntatt røsslyng, blåbær og blokkebær) med høyde 0,3-2,5 m, og tresjikt som forvedede vekster > 2,5 m. I vegetasjonskartlegginger på myr er busksjiktet definert som vedplanter med høyde 0,3-2 m, og tresjikt som vedplanter > 2 m (se f.eks. Moen & Kjølvik (1981)). I NiN 2 defineres busker som vedplanter med høyde 0,8-2 (-5) m, og trær som vedplanter som er > 5 m (eller potensielt kan bli det), eller som på grunn av miljøforholdene blir mellom 2 og 5 m høye (Halvorsen & Bratli 2017). Total tresjiktdeknning (1AG-A-0) og total

busksjiktdekning (1AG-B) er egne variabler i NiN 2. I foreliggende rapport anvender vi de samme definisjonene av sjikthøyder som NiN 2, se under.

Et viktig framtidig datagrunnlag for disse indikatorene kan være Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Førsteutkastet av feltprotokollen for ANO foreslår følgende registreringer:

1. Dekning av vedplanter i feltsjikt, dvs. alle vedplanter < 0,8 m.
  - a. For semi-naturlig mark registreres denne variabelen bare på semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng, og alle vedplanter inngår i dekningsgraden (se kap. 5.4.9).
  - b. For våtmark estimeres en samlet dekningsgrad av vedplanter med unntak av lyngvekster (lyngfamilien, kreklingsfamilien) samt eventuelle andre krypende eller tuedannende og lavvokste vedplanter (eks. musøre, linnea).
  - c. I fjell benyttes samme tilnærming som for våtmark, men om mulig lages separat dekningsgrad for vier-arter og for dvergbjørk.
2. Dekning av vedplanter i busksjikt, dvs. forvedede planter mellom 0,8 og 2 m høyde
3. Dekning av vedplanter i tresjikt, dvs. forvedede planter > 2 m høyde.

Disse registreringene vil bli testet ut i 250 m<sup>2</sup>-flater i ANO-pilot høsten 2018. Registrering av busk- og tresjikt er i samsvar med instruks i NiN.

#### **Indikatorens tilstandsverdi**

Arealandel (%) uten dekning av vedplanter i henholdsvis felt-, busk- og tresjikt. Indikatorene er positive, det vil si at jo høyere tilstandsverdien er, jo bedre er den økologiske tilstanden.

#### **Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand**

Både referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for dekningsgrad areal uten vedplanter i ulike sjikt vil variere mellom ulike økosystemer, og også for ulike nivå 2-enheter innenfor økosystemene. Dette skyldes at økosystemene har ulike egenskaper. Grunnlaget for fastsettelse av referanse- og grenseverdier diskuteres nærmere i de ulike økosystemkapitlene. For dekning av vedplanter i busk- og tresjikt, som tilsvarende NiN-beskrivelsesvariabler, vil referanse- og grenseverdier være i samsvar med trinndelingen av variablene i NiN, jf. kap. 3.1. Det er forsøkt å fastsette referanse- og grenseverdier for enheter innen våtmark og semi-naturlig mark. Referanseverdiene som foreslås varierer mellom 87,5 % og 100 %, mens grenseverdiene varierer mellom 75 % og 90 %.

#### **Nåværende og fremtidige datakilder**

Dekning av busker og trær kan registreres både i felt og gjennom fjernmåling, indikatorene trenger ikke være artsavhengige, og tolkingen er lite påvirket av bioklimatisk region. Flybildetolking har vært svært vanlig å bruke ved registrering av busk- og tresjikt, og er en godt egnet, kostnadseffektiv metode. I tiden framover kan LiDAR-målinger gi særlig godt grunnlag for en enda enklere oversikt over busk- og tresjikt for større områder, og LiDAR-data har allerede blitt anvendt i slik sammenheng (Luscombe et al. 2015, Paal et al. 2016). Når det etter hvert blir tilgjengelig LiDAR-skanninger for flere tidspunkt, kan det utvikles metodikk for å estimere endringer i busk- og tresjikt. Eventuell ANO, med registrering av karplanter i punkter for arealrepresentativ overvåking, vil dessuten være en svært sentral datakilde for de tre indikatorene.

## 4.6 Areal uten fremmede arter med høy økologisk risiko

Fremmede arter er arter som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde. Disse artene er spredt til nye områder bevisst eller ubevisst ved hjelp av menneskers aktivitet. I Norge defineres arter som var etablert i norsk natur før år 1800 som stedegne, mens arter som har ankommet senere regnes som fremmede. Artsdatabanken har ansvar for å vurdere økologisk risiko knyttet til fremmede arter i norsk natur. Den siste Fremmedartslista vurderte risiko for 1473 arter for Fastlands-Norge med havområder, hvorav 283 arter er såkalte [dørstokkarter](#), dvs. arter som kan etablere seg i Norge i løpet av 50 år. Av de 1473 vurderte fremmede artene ble 70 % vurdert til å representere økologisk risiko; 127 (9 %) arter ble vurdert å representere svært høy risiko, 106 (7 %) høy risiko, 103 (7 %) potensielt høy risiko og 703 (48 %) lav risiko (Artsdatabanken 2018). De resterende 434 artene ble ikke vurdert til å utgjøre noen kjent risiko for naturmangfoldet. Det er viktig å ikke avskrive arter i denne siste kategorien, siden de kan medføre en potensiell risiko for naturmangfoldet i Norge på lang sikt.

Risikokategori bestemmes av sammenhengen mellom invasjonspotensial og økologisk effekt (Artsdatabanken 2018). Mange av de fremmede artene, totalt 374, er vurdert til å kunne opprettholde levedyktige bestander her i landet i  $\geq 650$  år (A-kriteriet), og 170 arter har en ekspansjonshastighet som er større enn 500 m per år (delkategori 4, B-kriteriet). Fremmede arter koloniserer mange ulike naturtyper, men estimatene viser at de i de fleste tilfeller dekker en liten andel av naturtypens areal. Bare 8 arter har et forekomstareal som utgjør, eller som kan komme til å utgjøre  $\geq 5$  % av minst en naturtype i løpet av 50 år. De fremmede artene påvirker norsk natur på forskjellige måter. Totalt er 154 arter vurdert til enten reelt eller potensielt å ha en negativ effekt på stedegne truede arter eller nøkkelarter (D-kriteriet). Videre er 221 arter vurdert å kunne ha en negativ effekt på øvrige stedegne arter i Norge (E-kriteriet), 96 vil potensielt kunne forårsake en tilstandsendring i en eller flere rødlistede naturtyper i Norge (F-kriteriet), flere fremmede arter kan overføre gener til stedegne arter (H-kriteriet), og 18 arter er angitt å ha et potensiale for å kunne overføre parasitter og/eller sykdomsorganismer til stedegne organismer.

Blant de fremmede artene som ble vurdert utgjør karplanter den største gruppa, med 893 arter (61 %) hvorav 574 utgjør en risiko for norsk natur, mens de tilsvarende tallene er 111 (103) for insekter, 79 (71) for sopp, og 8 (7) for pattedyr (Artsdatabanken 2018).

### Indikatorens tilstandsverdi

Fremmede arter utgjør generelt en trussel mot biologisk mangfold og økosystemer, og selv om artenes risiko varierer betydelig, kan det være vanskelig å avgjøre hvilke arter som vil utgjøre den største risikoen i fremtiden. Videre er det også slik at det er enklere å kontrollere artenes spredning til norsk natur i en tidlig fase. Dette taler for å inkludere så mange fremmede arter som mulig i en indikator, det vil si at man kunne tenkes å inkludere alle arter, uansett risikokategori. Samtidig er det slik at ikke alle fremmede arter har negativ påvirkning. Vi fokuserer derfor på de artene som vi vet utgjør en trussel mot stedegent biologisk mangfold. En indikator med et lavere antall med arter som man har god kunnskap om vil også sikre bedre datagrunnlag og potensielt færre feilkilder. Vi velger derfor å inkludere alle karplantearter som av eksperter er blitt vurdert til å utgjøre en risiko, nærmere bestemt tilstedeværelse av arter i kategoriene «potensielt høy risiko», «høy risiko», og «svært høy risiko». Indikatoren fokuserer på karplanter fordi en stor andel av fremmede plantearter er karplanter og er lette å identifisere. Videre vil fremmede karplanter bli dokumentert gjennom ANO.

**Indikatorens tilstandsverdi:** % areal/ observasjonspunkter uten fremmede karplantearter i risikoklassene «potensielt høy risiko», «høy risiko», og «svært høy risiko», jfr. Artsdatabanken (2018). Indikatoren er positiv, dvs. jo høyere verdi, jo bedre økologisk tilstand.

Indikatoren er foreslått brukt i alle hovedøkosystemer.

### **Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand**

Referansetilstanden innebærer fullstendig fravær av fremmede karplantearter i kategoriene «potensielt høy risiko», «høy risiko», og «svært høy risiko». På tvers av flere observasjonspunkter kvantifiseres referanseverdien som % observasjonspunkter eller areal med fravær av disse artene. Referanseverdien er 100 % arealandel uten fremmede arter.

God økologisk tilstand innebærer at karplantearter i kategoriene «potensielt høy risiko», «høy risiko», og «svært høy risiko» bare er tilstede på en liten del av arealet eller antall observasjonspunkter. Grenseverdien for god økologisk tilstand settes til 90 % arealandel uten fremmede arter.

### **Nåværende og fremtidige datakilder**

NiN-beskrivelsesvariabelen «Fremmedartsinnslag» registreres rutinemessig i NiN-kartlegging, og denne kan dermed utgjøre et relevant datagrunnlag for indikatoren. Eventuell ANO, med registrering av karplanter i punkter for arealrepresentativ overvåking, vil dessuten være en svært sentral datakilde for denne indikatoren.

## **4.7 Grønning/NDVI-indeks**

NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) er en indeks som viser fotosyntetisk aktivitet (grønning), og er en av de mest brukte vegetasjonsindeksene. Den har bla. vært mye brukt til vegetasjonskartlegginger og grønninganalyser på Svalbard (Johansen et al. 2012, Johansen & Tømmervik 2014, Vanderpuye et al. 2002, Vickers et al. 2016). Indeksen er basert på at forskjellige overflater reflekterer ulike typer lys forskjellig. Fotosyntetisk aktiv vegetasjon absorberer rødt lys, mens mye av det nær-infrarøde lyset reflekteres. Vegetasjon som er død eller stresset, reflekterer mer rødt lys og mindre nær-infrarødt lys. Ulike typer vegetasjon reflekterer lys forskjellig, og ikke-vegeterte overflater viser en mye jevnere refleksjon over hele lysspekteret. Indeksen varierer mellom -1 og +1. Høye verdier viser generelt relativt tett vegetasjonsdekke med sunn helsetilstand (stor fotosynteseaktivitet).

Problemet med å benytte NDVI som en indeks for å måle økologisk tilstand er at de målte verdiene er helt avhengig av når på året målingene tas. Hvis man skal overvåke vegetasjonens sunnhetstilstand, må målingene utføres på samme areal og til samme tid i vekstsesongen. Trolig er det også forskjeller innen en og samme naturtype i ulike deler av landet, med stor geografisk og klimatisk avstand. Det er behov for et utviklingsprosjekt for å foreslå grense- og referanseverdier.

NDVI-indeksen representerer først og fremst de økologiske egenskapene primærproduksjon og biomasse i trofiske nivåer. NDVI-indeksen er tenkt brukt for økosystemene fjell, skog og våtmark. For fjell kan denne indeksen benyttes til å vurdere om fjellet har gjennomgått en endring i økologisk tilstand knyttet til bla. gjengroing, arealendringer av naturtyper og tilbakegang av lavdekke mm.

Indeksen for et gitt areal kan beregnes fra satellittdata, flyfoto eller ved målinger på bakkenivå, alt etter på hvilket skalanivå man ønsker å analysere. Målinger på bakkenivå er særdeles effektive og raske å utføre. Man kan således få store datasett på kort tid. Dessuten pågår det en rivende utvikling av nye instrumenter og dataprogramvarer for å måle planters og vegetasjonsdekkets helsetilstand.

## 5 Indikatorer spesifikke for fjell

### Økologi og areal

Hovedøkosystemet fjell er definert til områdene over den klimatiske skoggrensa og sør for den lav-arktiske sone i Finnmark, dvs. det som tilhører den alpine sone (Bakkestuen et al. 2008, Bakkestuen et al. 2009). Fjellet dekker ifølge Bakkestuen et al. (2008) ca. 102 400 km<sup>2</sup> og utgjør ca. 34 % av det totale fastlandsarealet. Det strekker seg fra Setesdalsheiene i sør til fjellområdene i Finnmark. Mye av dette arealet er dekket av grus, stein, blokkmark eller nakent fjell med til dels svært sparsomt vegetasjonsdekke. De lavereliggende delene av fjellet med dypere løsmasser består imidlertid av større arealer med sammenhengende vegetasjon. Fjellet viser stor variasjon i arter og naturtyper, knyttet til ulike klima-, topografi- og berggrunnsforhold, der temperatur, vind, snøforhold og frost har stor betydning for artenes livsbetingelser. De mest utbredte vegetasjonskledde naturtypene er rabber, lesider, heier og snøleier.

### Påvirkninger

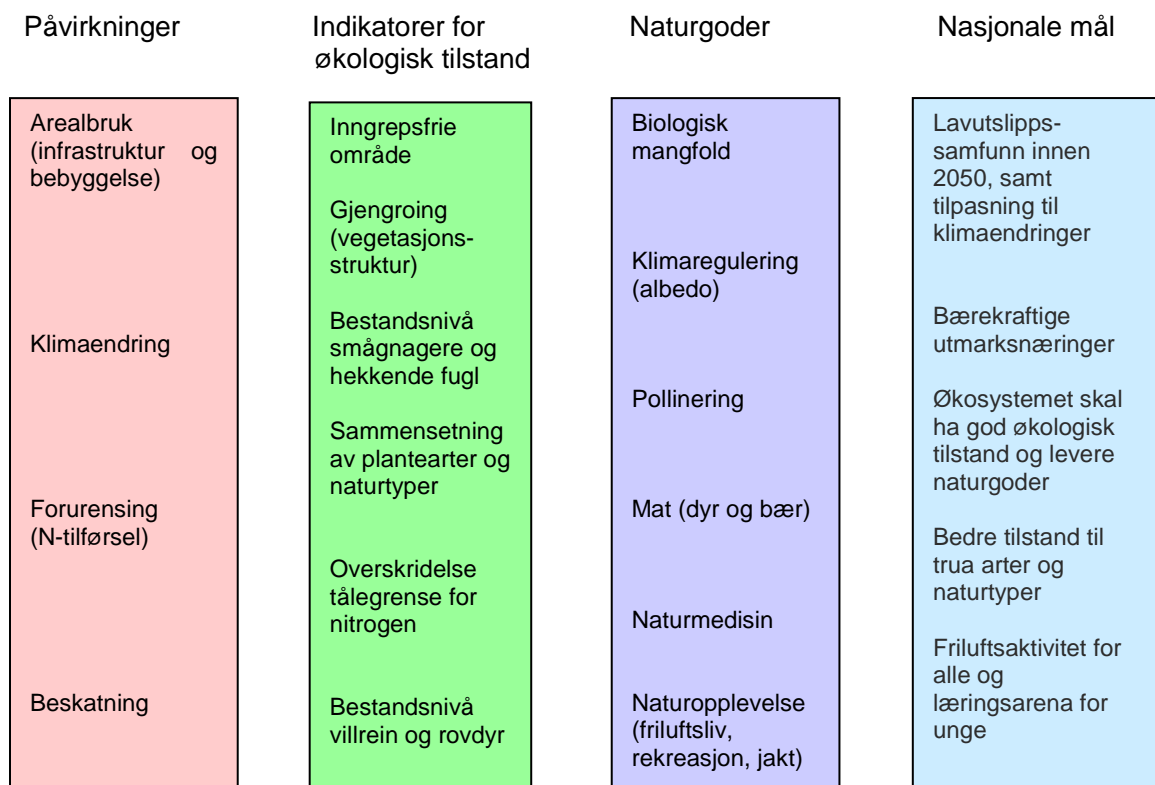
Fjelløkosystemet påvirkes også av menneskeskapte forstyrrelser og endringsprosesser som arealbruk og fragmentering, beskatning, forurensing og ikke minst klimaendringer (**Figur 6**). Med varmere klima er det vist at nye arter inntar fjelltopper i hele verden (Steinbauer et al. 2018), og det er antatt at vegetasjonssoner og arter her til lands vil forflytte seg oppover i høyden og mot nord i Nord-Norge. For flere fjellarter kan dette føre til en dramatisk tilbakegang. Lavdominerte naturtyper vil avta i omfang, og vegetasjonen i fjellet vil generelt bli mer frodig med mer urte- og grasdominans (Forsgren et al. 2015). Tidspunkt for snøsmelting og lengden på vekstsesongen vil også endre seg med et endret klima. Dette kan igjen påvirke bestandsdynamikken hos mange arter, inkludert invertebrater, planter, pattedyr og fugl.

Endrede snøforhold, med økte innslag av mildvær og isdannelse om vinteren, gir dårligere forhold for smågnagere under snøen, noe som kan føre til mindre regulære smågnagersykluser. Dette kan ha følger for hele økosystemet, med stor betydning for blant annet ryer og en rekke andre fuglearter i fjellet, samt fjellrev og rovfugler. Høy nitrogenavsetning over tålegrensen for naturtypene i fjellet kan medføre økt vekst og dominans av graminider, med tap av annet artsmangfold. Også fjellets naturgoder vil bli betydelig påvirket med implikasjoner for samfunnets mål for naturen (**Figur 6**).

### Naturgoder

Tilstandsendringene i fjellet knyttet til menneskelig påvirkning vil kunne påvirke naturgodene som fjellet gir oss. Dette gjelder for regulerende tjenester som temperaturregulering (albedo), erosjons- og naturskadebeskyttelse, pollinering; forsynende tjenester som mat, naturmedisin og legemidler, samt opplevelse- og kunnskapstjenester som rekreasjon, friluftsliv, turisme, kunnskap og læring og naturarv (NOU 2013).





**Figur 6.** Søylene indikerer hva som er de antatt viktigste negative påvirkningsfaktorene på fjelløkosystemet, grupper med indikatorer som kan si noe om den økologiske tilstanden, de viktigste naturgodene (økosystemtjenester), samt nasjonale mål for fjelløkosystemet. For fjell er endret arealbruk, inkl. fragmentering og klimaendringer de viktigste påvirkningsfaktorene. Nasjonale mål er hentet fra miljøstatus.no, men forkortet. I tillegg nevnes omtale av bærekraftige utmarksnæringer.

I dette kapitlet omtaler vi indikatorer som anses for å være nær klare for bruk for fjelløkosystemet, og som dermed kan inngå i en eventuell uttesting av det foreslåtte fagsystemet (**Tabell 2**). For disse indikatorene antas det at indikatorenes tilstandsverdi kan vurderes på en grov skala gitt eksisterende data. Forslag til indikatorenes referanse- og grenseverdi er gitt i **Vedlegg 1**.

**Tabell 2** inneholder i tillegg en oversikt over indikatorer som er foreslått avledet fra data samlet inn gjennom arealrepresentativ naturovervåking (ANO) (Evju et al. 2018). Det skal være relativt enkelt å ta i bruk disse indikatorene når ny overvåking er på plass. Disse indikatorene er inkludert i tabellen for å få en samlet oversikt over indikatorer som kan inngå i en uttesting av fagsystemet hvis ANO kommer blir etablert.

De foreslåtte indikatorene, der det eksisterer data (**Tabell 2**), representerer alle de syv egenskapene for god økologisk tilstand, dvs. for primærproduksjon, biomasse i trofiske nivåer, funksjonelle grupper, funksjonelt viktige arter og strukturer, landskapsøkologiske mønstre, biologisk mangfold og abiotiske forhold. ANO-variablene vil imidlertid gi en mer utfyllende informasjon om alle disse egenskapene.

**Tabell 3.** Indikatorer for økologisk tilstand som anses å kunne testes i en pilot der fjelløkosystemer inngår. For eksisterende data: Ja indikerer data fra pågående overvåking, ANO - data om indikatoren kan ekstraheres fra planlagt arealrepresentativ naturovervåking. Kun indikatorer som har ja i kolonnene for både Foreslåtte referanse- og grenseverdier og Eksisterende data kan testes ut med eksisterende data. Indikatorer som krever etablering av ANO er kort omtalt i kapitlet nedenfor. Høyre kolonne henviser til hvilken økologisk egenskap indikatoren er knyttet til; Pr- Primærproduksjon, Ma-fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå, Fu-funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, Vi: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, La- landskapsøkologiske mønstre, Bi- biologisk mangfold, Ab- abiotiske faktorer. Detaljert beskrivelse av egenskapene finnes i vedlegg 4

Indikatorer for økosystemtilstand i fjell		Foreslått referanse- og grenseverdi	Eksisterende data	Økologisk egenskap
<b>Arter og bestander</b>				
	Fjellrev	Ja	Ja	Ma, Bi, Fu
	Jerv	Ja	Ja	Ma, Bi, Fu
	Villrein	Ja	Ja	Ma, Bi, Fu
	Smågnagere	Ja	Ja	Ma, Bi, Fu, Vi
	Bestandsstatus hekkende fugl i fjellet		Ja	Bi
	Blåbær		ANO	Vi
	Dvergbjørk		ANO	Vi
	Issoleie		ANO	Bi
	Areal uten fremmede arter	Ja	ANO	Bi
<b>Artssammensetning</b>				
	Ellenberg lys		ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg pH		ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg Nitrogen		ANO	Pr, Fu, Ab,
	Dahls 'r'		ANO	Pr, Fu, Ab,
<b>Struktur relatert til naturtype</b>	Dekning av tresjikt		ANO	Pr, Vi
	Dekning av busksjikt		ANO	Pr, Vi
	Dekning av urter		ANO	Pr, Vi
	Dekning av graminider		ANO	Pr, Vi
	Dekning av moser		ANO	Pr, Vi
	Dekning av lav		ANO	Pr, Vi
<b>Annet</b>	Overskridelse av tålegrense for nitrogen	Ja	Ja	Pr, Fu, Ab
	Grønning/NDVI-indeks		Ja	Pr
	Snømengde		Ja	Ab
	Inngrepsfrie områder i fjell	Ja	Ja	La

## 5.1 Bestandsstatus for fjellrev

Den kritisk truede fjellreven anses å reflektere økosystemets tilstand der den har sin naturlige utbredelse. Den er følsom for klimaendring ved at fjellrevens reproduksjon er tett knyttet til smånagerdynamikken. Den er ellers også indirekte påvirket av forvaltningen av hjortevilt, tamrein og rovvilt, samt utbredelse av moderne infrastruktur og menneskets bruk av landskapet.

### Indikatorens tilstandsverdi

Det foreslås å benytte samme tilstandsverdi som i naturindeksen, dvs. antall reproduserende individer av fjellrev i de ulike kommunene der den har sin naturlige utbredelse. Datagrunnlaget hentes fra overvåkingsprogrammet på fjellrev som utføres av NINA ([www.rovbase.no](http://www.rovbase.no)). Indikatoren er positiv, dvs. økt verdi reflekterer en bedre tilstand. NINA utfører for tiden et prosjekt sammen med Universitetet i Stockholm for å forbedre metodikken for bestandsestimering av fjellrev. Når den nye metodikken og bestandsestimeringene blir ferdig, anbefales tilstandsverdien å følge de nye retningslinjene.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdien er forsøkt satt i tråd med definisjonen av intakt fjellnatur (Nybø & Evju 2017), og vi har benyttet referanseverdi slik den er beregnet i naturindeks. I naturindeksen har man benyttet kunnskap om tilgjengelig fjellhabitat og fjellrevens territoriestedrelser. Territoriestedrelsen varierer markant med produktivitet og tilgang til byttedyr. Der det er stabil tilgang på byttedyr, kan territoriet være under 10 km<sup>2</sup>. I høyfjellet er tilbudet av byttedyr mer marginalt og varierer mellom år. Det er dokumentert territorier på 50-100 km<sup>2</sup>. I beregningen av referanseverdien har man benyttet arealstatistikk og tatt hensyn til at territoriestedrelsen øker med høyde over havet pga. minkende tilgang på byttedyr. På grunn av at fjellrevens territoriestedrelse varierer i fjellet, varierer også referanseverdien i ulike regioner i Norge.

Grenseverdien settes til 60% av referanseverdien.

## 5.2 Bestandsstatus for jerv

Jerv er et rovdyr på toppen av næringskjeden. Arten lever både i skogen og i hele fjellet. I Norge finner vi i dag jerv først og fremst i fjellområdene langs grensen mot Sverige og Finland, fra Hedmark og nordover. Den lever også i sentrale fjellstrøk i Sør-Norge, konsentrert rundt Snøhetta på Dovrefjell.

Den representerer de samme egenskapene for økologisk tilstand som fjellrev, og er også påvirket av beskatning regulert av nasjonale bestandsmål, i tillegg til arealbruk og klima.

### Indikatorens tilstandsverdi

Det foreslås å benytte samme tilstandsverdi som i naturindeksen, dvs. antall årlige ynglinger på rovviltregionnivå. Datagrunnlaget hentes fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt ([www.rovbase.no](http://www.rovbase.no)). Tallene er basert på minimumstillinger, og det er ved innlegging av data lagt inn en liten usikkerhet, men usikkerheten betraktes som meget lav. Indikatoren er positiv, dvs. økt verdi reflekterer bedre tilstand.

### Referansetilstand og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referansetilstanden i naturindeks for jerv er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter, og varierer således regionalt. Grenseverdien settes til 60 % av referanseverdien.

## 5.3 Bestandsstatus for villrein

Villreinen er en art tilpasset et liv i høyfjellet og i Arktis (Svalbardrein). I dag finnes villrein på fastlandet bare i Sør-Norge, og stammen er inndelt i 23 mer eller mindre separate forvaltningsområder. Norge er det eneste landet i Europa (ved siden av Russland som har en liten stamme på Kolahalvøya) som har rester etter den opprinnelig ville fjellrein.

I områder der villrein har sin utbredelse, reflekterer indikatoren økosystemets tilstand innen funksjonelt viktige arter og strukturer og biologisk mangfold. Bestandsnivå av villrein kan sammen med bestandsnivå av andre arter, indikere om det er skjedd en forskyvning av biomasse i trofiske nivåer.

Villreinen i Norge forvaltes gjennom ulike offentlige og private organ, slik som villreinnemder og villreinutvalg, og bestandens størrelse reguleres ved bruk av jakt. Jerv, bjørn, ulv, gaupe og kongeørn er naturlige predatorer på villrein, men en regner med at disse har beskjeden eller liten innvirkning på dagens villreinstammer. I tillegg til beskatning er arealbruk i fjellet en viktig påvirkningsfaktor. Reinsdyr er også plaget av insekter og parasitter. Klimaet har også stor betydning for arten. Milde vintre kan føre til nedising av beiteområdene med tap av lavdekke, mens varme somre fører til økt insektstress. Nedsmelting av is- og snøbreer i fjellet er uheldig for villrein da dette er viktige områder hvor dyrene kan avkjøle seg og komme seg vekk fra insekter. Bestanden av villrein påvirkes hovedsakelig av jakt, klimaendringer og arealinngrep.

### Indikaotrens tilstandsverdi

I første omgang foreslås det å benytte samme tilstandsverdi som i naturindeksen, dvs. antall villrein i vinterbestanden/km<sup>2</sup> villreinareal i de respektive kommunene der villreinen har sin naturlige utbredelse. Beregningene er basert på vintertellinger som gjennomføres tilnærmet årlig i alle områder. Villreinbestandene har siden 1970-tallet vært overvåket og forvaltet som biologiske enheter. For å ta hensyn til dette har en brukt arealet som hver kommune har i de respektive områdene som grunnlag for beregningene. I tilfeller hvor en kommune har areal i to ulike villreinområder, er indeksen et vektet gjennomsnitt som uttrykker gjennomsnittstettheten i det samlede villreinarealet i kommunene. Indikatoren er positiv, dvs. at økt verdi vil tilsi en positiv utvikling av tilstanden i fjell.

Det er utviklet nye modeller for bestandsvurdering av villrein basert på å kombinere tall fra jakt og tellinger. Disse modellene må sammen med arbeidet med kvalitetsnorm for villrein vurderes brukt når fagsystemet skal testes.

Det er imidlertid behov for å utrede videre om og hvordan den tiltagende fragmenteringen av fjellandskapet og reduksjon av tradisjonelle trekkruiter mellom villreinens ulike funksjonsområder skal inngå i målingene av villreinens tilstand, og hvordan dette aspektet av villreinens tilstand skal uttrykkes i referanseverdiene. Utviklingsarbeidet bør fokusere på hvordan tilstanden skal måles i forhold til intakt natur.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdien settes som i naturindeksen og varierer mellom ulike områder. Verdien som er satt i de respektive områdene, er basert på resultater fra bestands- og beiteovervåkning og er ment å reflektere en tetthet der villreinbestandene balanserer gjenveksten i vinterbeitene. Den empiriske begrunnelsen for referansetilstanden bygger på arbeider av Tveitnes (1980) og (Skogland 1985, 1990), men er å betrakte som en ekspertvurdering, da et typisk trekk ved de fleste villreinbestander er at de over tid varierer til dels ekstremt i størrelse (Eide mfl. 2010).

Naturindeksen for villrein fastsetter ikke grenseverdi for god økologisk tilstand. Usikkerhetsnivået for estimatene i naturindeksen antas å ligge mellom 10-20 %, men siden fragmentering av fjellet og begrensningen i villreinens trekkruiter ikke er tatt hensyn til i dagens naturindeks, er det ikke urimelig å sette grenseverdien for god økologisk tilstand til 80% av referanseverdien, i stedet for 60% som for de fleste andre indikatorene.

## 5.4 Bestandsstatus for smågnagere

Indikatoren omfatter bestander av smågnagere knyttet til fjell- og tundraområder og i noen grad til fjellskog. Indikatoren omfatter i hovedsak artene gråsidemus, markmus, fjellmarkmus og lemen og er motivert ut fra smågnagerbestandenes store betydning for andre deler av økosystemet.

Variasjonen i smågnagernes bestander er i stor grad styrt av naturgitte forhold som klimaet, næringstilgangen og samspillet med planter og rovdyr. Klimaendringer, med mer ustabile vintrer og manglende snødekke så vel som varmere somre og lengre vekstsesong, kan føre til mindre utpregete bestandstopper. Smågnagerbestandene kan også påvirkes av arealbruk og opphør av tradisjonell bruk.

### Indikatorens tilstandsverdi

Det foreslås å benytte samme tilstandsverdi som i naturindeksen.

Den uskalerte tilstandsverdien beregnes som et gjennomsnitt av bestandstopper for smågnagersamfunnet i fjellområder over en 10-årsperiode basert på fangsttall for utvalgte overvåkingsområder (bl.a. TOV-områdene og Finse), supplert med annen kvalitativ informasjon om forekomst av smågnageres bestandstopper i fjellområdene. Hele bestandsutviklingen innenfor 10-årsperioden vurderes, også for år med lave bestander, men det er bare bestandsnivået under toppårene som inngår i gjennomsnittstallet for bestandstopper. Områdeinndelingen følger i grove trekk fylkesgrenser: Bu+Te+AA+VA, He+Op+MR+ST, NT+No til Saltfjellet, No fra Saltfjellet+Troms, Finnmark.

Smågnagere registreres også i transekter i forbindelse med rypetakseringer, se [hønsefuglportalen.no](http://hønsefuglportalen.no). Disse dataene er aktuelle å vurdere når indikatoren skal testes.

Indikatoren er positiv, dvs. at økt verdi vil tilsa en positiv utvikling av tilstanden i fjell.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Det benyttes samme referanseverdi som i naturindeksen. Referanseverdien er satt som gjennomsnittet av bestandstopper over en 10-årsperiode ut fra en antatt idealisert regelmessig bestandsvariasjon med topper med 3-4 års mellomrom i de aktuelle fjellområdene. Det empiriske grunnlaget kommer fra observasjoner fra Finse og andre fjellområder fra før ca. 1990. Disse viser bestandsvariasjon under klimaforhold og (dels) andre miljøforhold nær antatt referansetilstand (Angerbjörn et al. 2001).

Avvik fra referansetilstanden kan dels innebære lavere bestandsnivå i toppårene, dels bortfall av enkelte topper. I mangel av bedre kunnskap settes grenseverdien for god økologisk tilstand til 60 % av referanseverdien. Dette vil fange opp begge typer avvik fra referansetilstanden. Denne grenseverdien vil trolig fremdeles representere en størrelse og frekvens for bestandsvariasjon hos smågnagere som vil vedlikeholde mye av den naturlige dynamikken knyttet til smågnageres bestandsvariasjon i fjellet.

## 5.5 Overskridelse tålegrense nitrogen i fjell

Denne indikatoren er beskrevet generelt for alle økosystemer i kap. 4.2. Her gis informasjon spesifikt for fjelløkosystemet.

*Tålegrenser for rabber og lavheier.* Rabbevegetasjon dominert av moser og lav, samt lavheier antas å være de mest sensitive vegetasjonstypene til lufttransportert N i fjellet, da vegetasjonstypene har lang vekstsesong og blir således relativt lenge eksponert for N-nedfall. I tillegg er jordsmonnet svært næringsbegrenset, samtidig som kryptogamer generelt blir mer

negativt påvirket av N enn gras og urter. Tålegrensene for rabbevegetasjon er satt til 5-15 kg N/ha per år, mens tålegrensen for lavheier er satt til 5-10 kg N/ha per år. Indikasjon på overskridelse er økt nedgang av lav, moser og lyngvekster.

*Tålegrenser for fattige lesider og heier.* Lyng- og risrike lesider og heier har noe høyere tålegrense enn rabber og lavheier med en tålegrense på 10-20 kg N/ha per år. Indikasjoner på overskridelse er nedgang i forvedede arter, moser og lav og økt vekst av graminider.

*Tålegrenser for fattige grasheier.* Graminide-dominerte heier har også en svært lav tålegrense på 5-10 kg N/ha per år, der overskridelse kan føre til økning av nitrofile graminider og endring i diversitet.

*Tålegrense for urterike enger.* Urterike enger i fjellet tåler noe mer nitrogen før vegetasjonen endrer karakter og har en tålegrense på 10-15 kg N/ha per år. Indikasjon på overskridelse er økt grasvekst, tilbakegang av typiske urter og generelt lavere diversitet.

*Tålegrenser for snøleier.* Det finnes lite informasjon om effekter av N-gjødsling på snøleier, men mosenøleier har også vist seg å være følsomme for N-avsetning (Woolgrove & Woodin 1996a,b). Det er således ikke gitt noen tålegrense for denne naturtypen, men det antas at snøleier også har svært lave tålegrenser.

#### **Indikatorens tilstandsverdi.**

Indikatoren er total mengde nitrogen for et areal tilført gjennom luft og nedbør og oppgis i kg N/år. Datagrunnlaget vil i hovedsak være modellerte verdier (fra NILU) for mengde nitrogen tilført gjennom luft og nedbør. For beregning av tilstandsverdi se kap. 4.2.

#### **Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand**

I referansetilstanden vil det ikke være noen menneskeskapt tilførsel av nitrogen til økosystemene, dvs. at referanseverdien er 0 kg N/år over hele det aktuelle vurderingsarealet.

Tålegrensen i fjellet varierer noe etter næringstilgang og naturtyper. Naturtypene i fjellet veksler imidlertid over svært korte avstander, og det vil således innenfor et gitt areal som oftest være typer som har den laveste tålegrensen. Vi anbefaler derfor å benytte en generell tålegrense for fjelløkosystemet på 5 kg N/ha per år for utregning av grenseverdien, se kap. 4.2.

## **5.6 Inngrepsfri natur i fjell**

Indikatoren er beskrevet i kap. 4.1 og forslaget til fastsetting av referanse- og grenseverdi følger denne beskrivelsen.

## **5.7 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO**

Indikatorerne for fjell som er foreslått i ANO er vist under arter og bestander, artssammensetning og strukturer til naturtyper i **Tabell 2**. I tillegg kan registreringer i ANO benyttes til å utlede indikatorer for naturtyper og naturtypevariasjon, men det er behov for utvikling av disse indikatorerne før de tas i bruk. Potensielle ANO-indikatorer er beskrevet i Evju & Nybø (2018). Foreløpig finnes det ikke arealrepresentative data for ANO-avledede indikatorer, selv om spredte datasett finnes hos ulike forskningsinstitusjoner. Her angis en kort omtale av disse indikatorerne. Referanse- og grenseverdier må utvikles i takt med innsamling av data.

### **Arter og bestander**

*Blåbær*. Dominans av blåbær skiller lavalpin sone fra mellomalpin sone og er således en viktig indikator for vurdering av vegetasjonssonenes forflytninger oppover i fjellet på grunn av et varmere klima. Dekning av blåbær kan utledes av ruteanalysene av artssammensetning i ANO (på fin romlig skala).

*Dvergbjørk* er den dominerende arten i øvre deler av lesider opp mot rabben og vil indikere endringer i rabb/snøleie-gradienten relatert til klimaendringer. Indikatoren vil hovedsakelig bli påvirket av et endret klima. Dekning av dvergbjørk kan utledes av ruteanalysene av artssammensetning (på fin romlig skala) i ANO.

*Issoleie* er vanlig i hele fjellkjeden, men den er begrenset til høye nivåer og våte og kalde voksesteder. Den er den blomsterplanten som vokser høyest til fjells i Norge med høyderekord på 2370 moh. på Galdhøpiggen. Klimaendringer som fører til overoppheting og gjengroing er en trussel mot arten. Dekning av issoleie kan utledes av ruteanalysene av artssammensetning (på fin romlig skala) i ANO.

Referanse- og grenseverdier for indikatorene blåbær, dvergbjørk og issoleie må utvikles.

*Areal uten fremmede arter*. Selv om fjellet er mindre eksponert for fremmede arter enn andre hovedøkosystemer, vil klimaendringer potensielt gjøre fjelløkosystemet mer utsatt. Data samlet inn i ANO kan utgjøre grunnlag for en indikator for fremmede arter, som vil være relevant for å vurdere endring i økologisk tilstand over tid. For tilstandsverdi, referanseverdi og grenseverdi, se kap. 4.6.

### Artssammensetning

Sammensatte karplanteindekser basert på Ellenbergverdier (se kap. 4.4.) er aktuelle indikatorer for økologisk tilstand i fjell. Metodikk benyttet av Töpfer et al. (2018) kan muligens benyttes til å foreslå referanse- og grenseverdier for disse indikatorene i utvalgte naturtyper i fjellet.

Dahls respirasjons-sum (Dahls r) er et mål for artenes varmekrav gjennom vekstsesongen. Verdiene er basert på sammenhengen mellom geografisk artsutbredelse og viktige klimavariabler knyttet til temperatur. Indikatoren beregnes ut fra planteartenes mengdemål innen et gitt areal (data fra ruteanalyser på fin skala).

Indikatorene kan utledes fra ruteanalysene av artssammensetning i ANO (se kap. 4.4).

### Dekningsgrad av vegetasjonsstrukturer og ulike plantegrupper

Dekning av trær, busker, forvedede arter i feltsjiktet, urter, graminider, mosedekning og lavdekning i fjellet kan påvirkes av klimaendring, beskatning (beite og lavinnsamling), arealbruk og forurensing. Arbeidet med å definere referanse- og grenseverdier vil utvikles over tid i takt med innsamlede data fra ANO. Dekning av tresjikt og busksjikt er variabler som rutinemessig registreres i NiN-kartlegging, og referanse- og grenseverdier vil settes i samsvar med trinninndelingen av NiN-variablene, slik at data fra NiN-kartlegging kan brukes i vurdering av økologisk tilstand.

## 5.8 Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles

### 5.8.1 Bestandsstatus hekkende fugl i fjell

Områdene over skoggrensa er viktige hekkeområder for anslagsvis 30 fuglearter (14 % av artene som reproducerer i Norge). Viktige reproduksjonsområder betyr i denne sammenheng at mer enn 20 % av den norske bestanden finnes i fjellet (Austrheim et al. 2010). Med tanke på klimaendringer vil det trolig skje en heving av skoggrensa og økt gjengroing av heiområdene, noe som fører til mindre åpne arealer i lavereliggende deler av fjellet. Bestandsendringer av arter som er knyttet til åpne arealer i fjellet, vil derfor kunne si noe om økosystemets tilstand. Indeksen vil hovedsakelig representere klimaendring som påvirkningsfaktor. Indikatoren er positiv, dvs. at økt verdi vil tilsi en positiv utvikling av tilstanden i fjell.

#### Indikatorens tilstandsverdi

Det finnes flere mulige fugleindekser for fjell, enten for enkeltarter, eller samlet for flere arter. Det er bla. laget en samlet fugleindeks for fjell basert på fugletellinger fra 1993 til 2017 (TOV-I) i fem av de klassiske fjellområdene fra Hardangervidda i sør til Dividalen i nord (<http://www.miljostatus.no/Hekkande-fugl-i-fjellet>). Denne viser at bestandene var relativt stabile fra 1993 til 2005 (bestandsindeks rundt 1 til 1,25) med nedgang i bestandene fram til 2013 (bestandsindeks 0,61), mens det i de fire siste årene har vært en svak økning (bestandsindeks i 2017 var 0,87).

En tilsvarende fugleindeks fra nasjonalt nettverk for tellinger av fugl (TOV-E) basert på åtte arter, som alle er knyttet til mer åpne områder i fjellet: lappspurv, blåstrupe, heiplerke, ringtrost, steinskvett, heilo, lirype og fjellrype, viser en tilsvarende bestandsutvikling. Lehikoinen et al. (2014) publiserte tilsvarende resultater for Fennoskandia (Norge, Sverige og Finland) basert på 14 fjellarter fra tellinger i fjellbjørkeskog og fjell, og en nyere undersøkelse fra 12 ulike land i Europa viser også signifikant nedgang av arter knyttet til fjelløkosystemet (Lehikoinen et al. in prep.). Nedgangen i alle undersøkelsene kan muligens knyttes til klimaendringer, der ugunstige værforhold under hekkeperioden kan være en medvirkende årsak.

Vi foreslår å benytte fjellindeksen fra TOV-E, da denne baserer seg på en systematisk innsamling av data fra hele landet og gjentas årlig. Indeksen kan da benyttes på flere skalanivå (lokalt, regionalt og for hele landet).



### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Manglende kunnskap om referanseverdier, gjør at det er behov for å analysere fugledata fra intakte områder. Se omtale i kap. 4.3. Et prosjekt på dette er igangsatt i regi av naturindeksen der innsamlede fugledata fra 1970-tallet i Oppland analyseres. Grenseverdien settes til 60 % av referanseverdien.

### 5.8.2 Snømengde

Snømengde og tidspunkt for utsmelting er en av de viktigste økosystemfaktorene i fjell. Snødekkets dybde og varighet påvirker de fleste komplekse miljøgradienter, både regionalt, på landskapsnivå og i mer lokale rabbe-snøleiegrader med stor betydning for naturtypenes artssammensetning. Snømengden i fjellet er således den viktigste variabelen for fordelinger av naturtyper som rabbe, leside, tundra og snøleier. Snømengde påvirker økosystemet på alle trofiske nivå og er viktig for bestandsdynamikk hos både smågagere, fugl, planteetere og rovdyr.

Med fortsatt økende klimagassutslipp vil hele landet få kortere snøsesong enn det vi har i dag. Den maksimale snømengden gjennom året vil reduseres de fleste steder, men reduksjonen vil bli størst i høyereliggende områder på Vestlandet og i Nordland, og på kysten av Troms og Finnmark. Enkelte deler av høyfjellet kan få en økning i maksimal snømengde fordi mye av den forventede nedbørsøkningen kommer som snø.

Indikatoren snømengde vil hovedsakelig representere klimaendring som påvirkningsfaktor. Da det forventes mindre snø i fjellet, vil indikatoren være positiv, dvs. at redusert verdi vil tilsi en negativ utvikling av økologisk tilstand i fjell.

#### Indikatoren tilstandsverdi

NVE har i samarbeid med MET og Statens Kartverk laget kart som viser snøforholdene for hver kvadratkilometer av Norge ([www.senorge.no](http://www.senorge.no)). Dataene baserer seg på målte verdier for nedbør, lufttemperatur og flere snøegenskaper med romlig oppløsning på en km og ett døgn (24 t) tidsoppløsning. Datasettene går fra 1957 til 9 dager frem i tid. Værdata (døgntemperatur og døgntemperatur) beregnes ved romlig interpolasjon av punktobservasjoner, og snødata (mengde, dybde, tilstand, nysnø, smelting, alder, osv.) beregnes av snømodeller kjørt sammen med værdata. Det blir utregnet en rekke indekser, for henholdsvis, døgn, måned og år. En indeks som trolig kan benyttes som utgangspunkt for en indikator for god økologisk tilstand, er snømengde (snøens vannekvivalent), beregnet med Snøkartmodellen og oppgitt i prosent av normalen for oppgitt dato. Normalen er medianverdien for oppgitt dato i perioden 1981-2010. Snømengdene i fjellet varierer stort fra år til år og gjennom året pga. av ulik avsmelting, og indikatoren må si noe om de totale snømengdene gjennom et år.

Det gjenstår et utviklingsarbeid for å sette referanse- og grenseverdier for indikatoren snømengde, men indikatoren nevnes her fordi det finnes et datagrunnlag som gjør det mulig å beregne tilstandsverdier for fjell i hele landet. Medianverdien for en normalperiode kan trolig benyttes som referanseverdi, og grenseverdien som observert verdi utenfor 95% konfidensintervall på fordelingen av referanseverdien. Grenseverdien for god økologisk tilstand er dermed overskredet dersom medianen faller utenfor dette 95 % konfidensintervallet. Dette kan testes ut i pilotprosjektet som planlegges høsten 2018.

## 6 Indikatorer spesifikke for skog

### Økologi og areal

Med skog forstås her tresatt areal på fastmark, i NiN-hovedtypene T4 Fastmarksskogsmark og T30 Flomskogsmark. Skogen dekker om lag 40 % av fastlands-Norge. Skogens strukturelle elementer og tilknyttet artsmangfold er vesentlig for de økologiske funksjonene i skog. Det gjelder funksjoner som fotosyntese og primærproduksjon, nedbrytning og vedlikehold av biogeokjemiske kretsløp, vedlikehold av næringsnettens dynamikk og systemets motstandskraft og resiliens. Over halvparten av våre kjente norske arter er knyttet til skog. Skogens økosystemer og arter er i utgangspunktet tilpasset naturgitte endringsprosesser som virker på ulike skalaer i tid og rom, som forstyrrelser fra skogbrann, storm, flom og insektangrep, samt gradvise endringer (suksesjoner) etter slike forstyrrelser.

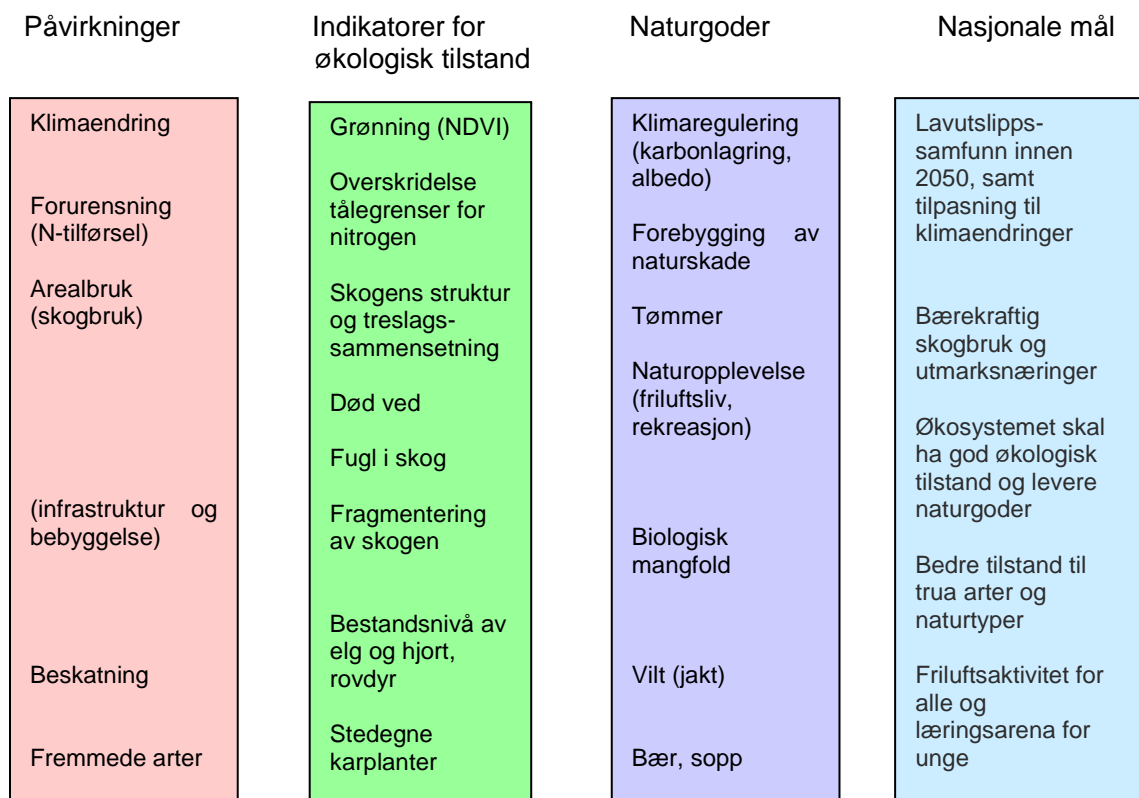
Skogen i Norge er et dynamisk system, med en lang historie med naturgitte klimaendringer og naturlig innvandring av arter etter siste istid. Parallelt er skogen endret av omfattende menneskelig påvirkning, av varierende intensitet og omfang i ulike deler av landet. Menneskelig påvirkning har økt kraftig gjennom de siste 200 årene, med særlig gjennomgripende effekter på skogøkosystemene ved bred innføring av bestandsskogbruket etter 2. verdenskrig.

### Påvirkninger

Dagens skogøkosystemer er sterkt påvirket av menneskers ulike aktiviteter. Viktigste er skogbruket som omfatter det aller meste av produktiv skog som ikke er vernet eller avsatt som nøkkelbiotoper. Skogbruket fører til fjerning av en stor del av biomassen av trær lenge før trærnes normale livsløp er over. Dette reduserer mengden gamle trær og mengden av grov død ved. Den dominerende driftsformen ved bestandsskogbruk skaper også et annet landskapsmønster i tid og rom enn i naturskog, med mindre variasjon i treslag og en annen vertikal og horisontal struktur. Ulike skogkulturtiltak, grøfting og skogsgjødsling medfører også en endring av skogens naturgitte struktur og prosesser. Skoglandskapet påvirkes også av utbygging av bygninger, veier og annen infrastruktur, som dels nedbygger og dels fragmenterer skogarealene. I framtida forventes menneskeskapt klimaendringer å skape store endringer i skogens artsmangfold og økosystemprosesser, men foreløpig har disse klimaendringene hatt begrensede effekter på skogøkosystemene. Langtransportert forurensing av svovel- og nitrogenforbindelser har vært betydelig de siste drøyt 50 årene. Eutrofieringseffekter fra tilført nitrogen fortsetter fremdeles og overskrider flere steder tålegrensene til økosystemene. Regulering av bestandene av store pattedyr (rovvilt, hjortevilt) ved jakt og fellinger har skapt stor ubalanse i forholdet mellom ulike trofiske nivåer i skog. Fremmede arter har foreløpig hatt liten effekt på skogøkosystemene, men spredning fra etablerte plantefelt av fremmede treslag og busker og trær fra hager etc. fører til et økende innslag av fremmede arter også i skog.

### Naturgoder

Skogøkosystemene produserer en rekke materielle og immaterielle goder, i tillegg til å sørge for regulering av viktige økosystemprosesser. Tømmerproduksjon er den langt viktigste blant de materielle godene, mens naturopplevelse og friluftsliv er viktigst blant de immaterielle. Høsting av andre ressurser fra skogen, som plukking av bær/sopp og jakt på vilt, har ofte større betydning som naturopplevelse enn som materielle naturgoder. Skogens rolle i klimasystemet ved å binde store mengder karbon og påvirke albedo er en særlig viktig rolle i regulering av økosystemfunksjoner. Også skogens rolle i reguleringen av andre biogeokjemiske og hydrologiske prosesser er viktig. **Figur 7** illustrerer viktige naturgoder i skog.



**Figur 7.** Søylene indikerer hva som er de antatt viktigste negative påvirkningsfaktorene på skogøkosystemets tilstand, grupper med indikatorer som kan si noe om den økologiske tilstanden, de viktigste naturgodene (økosystemtjenester), samt nasjonale mål for skog. For skog er arealbruk i form av skogbruk og skogbrannslukking den klart viktigste påvirkningen. Beskatning av store pattedyr (rovvilt, hjortevilt) har påvirket forholdet mellom ulike trofiske nivåer i skog. Klimaendring og fremmede arter kan ventes å få større betydning framover. Det er bare vist et utvalg av de aktuelle naturgodene fra skog. Indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk er vist i tabell 3. I figuren er disse dels samlet i ulike grupper. Nasjonale mål er hentet fra miljøstatus.no, men forkortet. I tillegg nevnes sektormål skogbruket samt omtale av bærekraftige utmarksnæringer.

#### Indikatorer for økosystemtilstand

I Ekspertrådets rapport fra 2017 (Nybø & Evju 2017) er det beskrevet sju egenskaper som karakteriserer økosystemers tilstand og sammenhengen mellom disse og de foreslåtte indikatorene (**Vedlegg 4**). For skog har vi foreslått et bredt sett med indikatorer som dekker alle disse sju egenskapene (**Tabell 3**).

Tabell 3 inkluderer også indikatorene som trenger noe utvikling før de kan tas i bruk. Disse er inkludert for at man kan få en helhetlig oversikt over indikatorer som kan utvikles for skog. Her kan 7 kan utledes fra landskogtakseringens data, mens 4 andre kan utvikles fra andre eksisterende datakilder. Etablering av ANO vil kunne bidra med minst 4 nye indikatorer. Indikatorer som ikke er klare til bruk er imidlertid ikke omtalt i teksten.

Blant de indikatorene som anses operasjonelle i dag, dekker seks indikatorer egenskapen 'funksjonelt viktige arter og strukturer', mens tre indikatorer dekker både 'biologisk mangfold' og 'biomasse i trofiske nivåer', mens 'biologisk mangfold', 'funksjonelle grupper' og 'landskapsøkologiske mønstre' dekkes hver av en indikator, totalt 10 indikatorer.

**Tabell 3.** Indikatorer for økologisk tilstand som anses å kunne testes i en pilot der skogøkosystemer inngår. For eksisterende data: Ja indikerer pågående overvåking, ANO - data om indikatoren kan ekstraheres fra planlagt arealrepresentativ naturovervåking, LSK indikerer at indikatoren kan utvikles fra data i landskogtakseringens (LSK) data. Kun indikatorer som har ja i kolonnene for både Foreslåtte referanse- og grenseverdier og Eksisterende data kan testes ut med eksisterende data. Indikatorer som krever etablering av ANO er kort omtalt i kapitlet nedenfor. Høyre kolonne henviser til hvilken økologisk egenskap indikatoren er knyttet til; Pr- Primærproduksjon, Ma- fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå, Fu-funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, Vi: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, La- landskapsøkologiske mønstre, Bi- biologisk mangfold, Ab- abiotiske faktorer. Detaljert beskrivelse av egenskapene finnes i **vedlegg 4**.

	Skog	Foreslått referanse- og grenseverdier	Eksisterende data	Økologisk egenskap
<b>Arter</b>				
	Blåbærdekning	Ja	Ja	Vi
	Mengde av ROS-arter	Ja	Ja	Fu, Vi, Bi
	Bestandstetthet av fugl i skog		Ja	Bi
	Bestandsnivå elg og hjort	Ja	Ja	Ma, Bi
	Bestandsnivå rovdyr	Ja	Ja	Ma, Bi
<b>Artssammensetning</b>				
	Ellenbergs N		ANO	Bi
	Dahls r		ANO	Bi
	Andel stedeagne karplantearter		ANO	Bi
<b>Struktur</b>				
	Arealandel brent skog		LSK	Bi
	Arealandel insektdrept skog		LSK	Bi
	Mengde død ved totalt	Ja	Ja	Vi
	Mengde grov død ved	Ja	Ja	Vi
	Mengde mye nedbrutt (liggende) død ved		LSK	Vi
	Areal i tidlig suksjonsfase med død ved >20 cm		LSK	Bi
	Trærnes aldersfordeling		LSK	Fu, Bi
	Arealandel biologisk gammel skog	Ja	Ja	Vi, Bi
	Arealandel gammel naturskog	Ja	Ja	Vi, Bi
	Mengde store, gamle, hule løvtrær		LSK	Vi, Bi
	Størrelse skogpolygoner		Ja	La
	Inngrepsfrie områder i skog	Ja	Ja	La
<b>Annet</b>				
	Grønning (NDVI)		Ja	Pr
	Biomasse av trær		LSK	Ma
	Intakt hydrologi		Ja	Ab
	Overskridelse tålegrense nitrogen	Ja	Ja	Pr, Fu, Bi

## 6.1 Blåbærdekning

Indikatoren er påvirket av skogbruk, klimaendringer og tilførsler av nitrogenforbindelser.

Blåbær har på mange måter en nøkkelfunksjon i skogen ved å være basis for flere næringskjeder. Larver som beiter på blåbærblader, er viktig næring for skogsfuglkyllinger. Blåbærplantene er en viktig beiteressurs for planteetere som elg, flere fuglearter og smågnagere, og mange arter utnytter bær om høsten og/eller eviggrønne plantedeler om vinteren. Selås et al. (2002) mener at variasjon i blåbærenes fruktsetting er en viktig driver for smågnagersvingninger. Blåbær trives best i halvåpen, middels tett skog med noenlunde god lystilgang, men ikke full sol gjennom dagen. Halvåpen naturskog formet av småskala forstyrrelser med variasjon i trærnes aldersfordeling, vil trolig gi optimale forhold for blåbær.

### Indikatorens tilstandsverdi

Tilstandsverdien er gjennomsnittlig prosent dekning av blåbær i Landsskogtakseringens prøveflater. Det innebærer at holdbare estimer for tilstandsverdien forutsetter data fra tilstrekkelig mange prøveflater, vanligvis gruppert til Landsskogtakseringens regioner for rapportering (dvs. hver med 2-4 fylker). Data samlet inn gjennom ANO vil også bidra til å utarbeide tilstandsverdier.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdien følger naturindeksen og bygger på samme datagrunnlag, dvs. en skjønnsmessig vurdering basert på tilstanden i ca. 820 prøveflater i Landsskogtakseringen utvalgt som referanseflater, tilstanden i ca. 330 flater i skog i verneområdene, fordelingen av hovedtreslagene (gran, furu, lauvdominert) i ulike regioner, og generelle vurderinger av naturskogsdynamikk. Referanseverdien er differensiert for ulike fylker/deler av fylker, fra 12,5 % for de mest produktive områdene (SØ-Norge, Vestlandet, Trøndelag) til 2,5 % i Finnmark.

Skjønnsmessig settes grenseverdien for god tilstand til 60 % av referanseverdien (jf. begrunnelse i kap. 3.2).

## 6.2 Mengde av rogn, selje og osp (ROS) i produktiv skog

Indikatoren er i all hovedsak påvirket av menneskers endring av naturlige forstyrrelser i skogen, spesielt skogbrann.

De boreal lauvtreslagene rogn, osp og selje (forkortet ROS) har stor betydning for artsmangfoldet i boreal skog dominert av gran og furu. Osp er et rikkbarkstre, og gamle osp er viktige som substrat for barkboende lav og moser og som levested for mange insekter. Rogn og selje er viktige pollenressurser for insekter, spesielt selje som blomstrer tidlig. Alle artene er viktige for hakkespettenes næringssøk, og spesielt ospa er godt egnet for reirhull for hakkespetter og andre hullrugere. Alle ROS-artene er særlig ettertraktet som vinterbeite for hjortedyr og viser klare tegn på beiteskader ved tette hjortedyrbestander. Osp er i stor grad betinget av regelmessig forstyrrelse som skogbrann, ras eller flom, noe som fører til at ospa unngår å bli konkurrert ut av gran. Også rogn og selje er avhengige av brann og andre forstyrrelser som åpner opp skogen og slipper til mer lys. Naturskogen har vesentlig mer av slike forstyrrelser enn vi finner i dagens skog.

### Indikatorens tilstandsverdi

Tilstandsverdien følger anbefalingen fra Storaunet 2018, notat in prep. ved utvikling av en naturindeksindikator for ROS-artene ( ). Her foreslås å bruke samlet volum pr ha av alle tre artene, for trær >10 cm diameter i brysthøyde (dbh), basert på arealet av produktiv skog. De største trærne av disse artene har størst betydning for biologisk mangfold, og ved å bruke volumet som indikator øker indikatorens vektlegging av store trær. Produktiv skog har naturlig

større innslag av ROS-artene enn uproduktiv skog. Indikatoren er også innarbeidet i Landsskogtakseringen.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdien er basert på registrerte verdier i produktiv skog i Landsskogstakseringens prøveflater som er antatt å ha størst grad av naturskogskarakter («naturskogsflater» og «NI-referanseflater») for ulike regioner. Disse flatene er ikke fordelt slik geografisk at de gir et arealrepresentativt bilde av norsk skog under en ev. naturskogstilstand. Derfor er det også gjort en kvalitativ vurdering av naturskogsdynamikk og hvordan denne vil påvirke de aktuelle treslagene. Denne vurderingen innebærer at osp >10 cm dbh antas å ha ca. dobbelt så stort volum i naturskog som i dagens skog, mens rogn og selje >10 cm dbh antas å ha ca. 30 % større volum i naturskog. Samlet for disse treslagene gir dette en referanseverdi i snitt for hele landet på ca. 7 m<sup>3</sup>/ha produktiv skog. Ut fra den generelle argumentasjonen for fastsetting av grenseverdien for god tilstand gitt i kap. 3.2, blir da grenseverdien 60 % av dette. Vi vil forvente noe høyere naturlig brannfrekvens i Sørøst-Norge enn ellers i landet, noe som kan tilsi at referanseverdi og verdi for god økologisk tilstand bør differensieres mellom ulike regioner. Dette er foreløpig ikke gjort.

## 6.3 Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)

Indikatoren er i all hovedsak påvirket av menneskers regulering av bestandsnivået og skogbrukets endring av landskapsstrukturen med stor tilgang på areal med lauvtrær i tidlige suksesjonsstadier.

Elg og hjort er viktige planteetere i skogen. Disse artenes kroppsstørrelse og bestandsstørrelse innebærer at de har stor påvirkning ved at de beiter store volumer på deler av plantedekket i skogen. Spesielt lauvtrær og busker beites ofte hardt om vinteren. Elg og hjort representerer også viktige byttedyr for store rovdyr, og etterlatte kadaver har stor betydning for en rekke mindre predatorer og åtselere. I dag reguleres bestandene av elg og hjort i hovedsak ved jakt, som søker å optimalisere bestandsstørrelsen, og ved menneskets påvirkning på landskapet, bl.a. ved økt tilgang på næring fra yngre suksesjonsstadier i skog som følge av bestandsskogbruket. Også trafikk på veier og jernbane medfører stor dødelighet ved påkjørsler. Strengt og snørike vintrer og lokal matbegrensning vil også ha stor betydning for bestanden. I en naturtilstand vil de store rovdyrene regulere både bestandenes størrelse og sammensetning i langt større grad enn i dag.

### Indikatorens tilstandsverdi

Naturindeksen angir verdiene for elg og hjort som antall individer pr km<sup>2</sup> av areal under den klimatiske tregrensa for de enkelte fylkene. Her ønsker vi å ha én samlet indikator for store hjortedyr i skog. Siden elg er vesentlig større enn hjort, bør vi ta hensyn til at den økologiske effekten av individer av elg vil være større enn for hjort. I følge Siivonen (1976) varierer kroppsvekten for elg mellom 240-600 kg og 240-450 kg for hhv hanner og hunner, mens tilsvarende tall for hjort er 100-240 kg og 60-120 kg. Vi har ikke data for alderssammensetningen (og dermed vekstsammensetningen) i hjortedyrbestandene i referansetilstanden, men antar at snittverdien for kroppsvektene for elg og hjort er hhv omtrent 350 kg og 100 kg. Næringsbehovet er ikke proporsjonalt med kroppsvekten, men følger omtrent formelen  $\text{Energibehov} = \text{Kroppsvekt}^{0.75}$  (Kleiber 1975). Ut fra dette kan betydningen av forskjeller i kroppsvekt omregnes til en felles enhet («elg-ekvivalenter») slik **Tabell 4** viser.

Indikatoren måles således i antall elg-ekvivalenter per km<sup>2</sup> av areal under den klimatiske tregrensa for de enkelte fylkene.

**Tabell 4.** Beregnet elg-ekvivalenter for hjort og elg, basert på sammenhengen mellom kroppsvekt og energiforbruk (metabolsk vekt)

	Kroppsvekt (kg)			Metabolsk vekt (E=W <sup>0,75</sup> )	«Elg-ekvivalenter»
	Hanner*	Hunner*	Antatt snitt for bestanden		
Hjort	100-240	60-120	100	31,6	0,39
Elg	240-600	240-450	350	80,9	1,00

\* Siivonen 1976

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Naturindeks angir referanseverdier for elg og hjort som antall individer pr km<sup>2</sup> av areal under klimatisk tregrense for de enkelte fylkene., gitt naturlige bestander av store rovdyr. Her ønsker vi å bruke én felles indikator for de store hjortedyrene i skog. For å summere den økologiske effekten av elg og hjort tar vi hensyn til forskjeller i kroppsvekt og tilknyttet energibehov som skissert over. Med utgangspunkt i referanseverdiene for henholdsvis elg og hjort i naturindeks kan vi beregne samlet effekt av de to artene representert i indikatoren som antall elg-ekvivalenter pr km<sup>2</sup> (jf. **Tabell 5**). Referanseverdien vil variere mellom fylkene avhengig av naturindeksens referanseverdier for elg og hjort. Grenseverdien for god økologisk tilstand settes til 60% av referanseverdien (jf. kap. 3.2).

**Tabell 5.** Nøkkeltall for beregning av referanseverdi for indikatoren elg-ekvivalenter for de mest produktive fylkene i Norge, basert på referanseverdier i naturindeks for elg og hjort i ulike fylker (antall individer pr km<sup>2</sup>).

Art (for mest produktive fylke)	Antall individer pr km <sup>2</sup>	Metabolske vekt pr km <sup>2</sup>	Elg-ekvivalenter pr km <sup>2</sup>
Elg (Østfold)	0,5	40,5	0,50
Hjort (Hordaland)	1,5	47,4	0,59
Samlet	1,7	72,1	0,89
Grenseverdi for god økologisk tilstand			0,53

Det kan diskuteres om det også bør spesifiseres en øvre grenseverdi, siden for store bestander av elg og hjort kan ha klare skadevirkninger på trær og annen vegetasjon. I naturindeks er referanseverdiene til artene satt slik beskrevet over, og når bestandene er høyere enn referanseverdien, gir ikke dette økte verdier til naturindeksen.

## 6.4 Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)

Indikatoren er i all hovedsak påvirket av menneskers regulering av bestandsnivået.

I skogens opprinnelige naturtilstand har store rovdyr en viktig rolle ved å bidra til å regulere bestandene av store hjortedyr, noe som igjen vil redusere beitepresset på viktige beiteplanter. De store rovdyrene representerer dermed en viktig del av et helhetlig, naturlig fungerende økosystem i skog. I naturtilstanden vil bestandsnivået av de store rovdyrene til dels være avhenge av tilgangen på byttedyr, noe som igjen avhenger av områdets produksjon av næring for hjortedyr og andre planteetere (dvs. grovt sett områdenes bonitet). Denne næringskjeden er særlig viktig for ulv og gaupe som er rene kjøttetere, mens bjørn har en mer allsidig diett som også omfatter betydelig mengde plantekost og invertebrater. Rovdyrenes bestandsnivå vil også bli regulert av artenes sosiale system, der dominante individer av hanner og hunner begrenser mulighetene for unge og umodne individer til å etablere seg.

Hva som er sannsynlig bestandsnivå av de store rovdyrene under en hypotetisk naturtilstand (referansetilstanden), er vanskelig å anslå. Imidlertid er det alt gjort slike anslag i arbeidet med naturindeks for Norge. Her er antall familiegrupper (ulv, gaupe) eller individer (brunbjørn) anslått

ut fra artenes tilgang på egnet habitat og byttedyr under en antatt referansetilstand, samt kunnskap om artenes sosiale regulering og territoriestørrelser. På landsbasis er det anslått at 25% av arealet som brukes av individer av brunbjørn, kan være skognære fjellområder, mens resten er skog. Vi kan i denne sammenhengen dermed anta at 25% av brunbjørns næring hentes fra fjell og resten fra skog. Ulv og gaupe antas bare å ha tilknytning til skog. I naturindeks er referanseverdien for brunbjørn angitt for hele landet, mens verdiene for gaupe er gitt pr rovviltregion og for ulv pr fylke.

### Indikatorens tilstandsverdi

Indikatoren for store rovdyr beregnes her som antall individer i skog for artene brunbjørn, ulv og gaupe for de enkelte rovviltregionene. Antall brunbjørn for hele landet er fordelt pr rovviltregion ut fra skogarealet i hver region. For ulv og gaupe må antall familiegrupper eller territoriehevdende par omregnes til antall individer. Rovdata (<https://www.rovdata.no/>) oppgir at mengden ulv i Norge og Sverige i 2016/2017 var ca. 430 individer fordelt på 74 familiegrupper og par, dvs ca 5,8 individer pr familiegruppe/par. Tilsvarende tall for gaupe i Norge i 2017 er oppgitt til 330 individer fordelt på 55,5 familiegrupper, dvs. 5,95 individer pr familiegruppe. Disse tallene for antall individer pr familiegruppe eller par er lagt til grunn ved omregning fra antall familiegrupper/par til antall individer.

En indikator basert på samlet antall store rovdyr kan summere anslått eller estimert antall individer pr art. Imidlertid vil ulikheter i artenes kroppsstørrelse og økologi ha betydning for hvor stort næringsbehov de vil ha og hvordan de påvirker resten av økosystemet. Brunbjørn dekker ca. 75% av næringsbehovet fra plantekost, mens 25% kommer fra byttedyr. Generelt overføres bare 10% av energimengden fra et trofisk nivå til et på høyere nivå i næringskjeden. Det innebærer at brunbjørns konsum av plantekost kan anslås å ha en økosystemeffekt som er 10% av konsum av samme kalorimengden fra byttedyr. Brunbjørns vintersøvn, der den ikke konsumerer næring, vil i all hovedsak være kompensert ved ekstra stort næringsinntak ettersommer og høst for å bygge opp fettreserver til vintersøvnen. Brunbjørns vintersøvn trenger vi derfor ikke å ta hensyn til. Ulv og gaupe dekker i all hovedsak sitt næringsbehov fra byttedyr og er aktive gjennom hele året. Kroppsvekten for de enkelte artene varierer mye mellom kjønn og aldersklasser. Vi har ikke tilgjengelige data for aldersfordelingen i bestander av disse artene under naturnære forhold, men generelt kan det antas at fordelingen kan være ca. en tredel voksne dominante individer og resten ungdyr. Anslag for gjennomsnittlige kroppsvekter for de aktuelle artene er angitt i tabellen under. Individenes energibehov vil imidlertid ikke være proporsjonalt med kroppsvekten, men vil omtrent følge formelen:  $\text{Energibehov} = \text{Kroppsvekt}^{0,75}$  (Kleiber 1975). Ut fra dette kan betydningen av forskjeller i kroppsvekt omregnes til en felles enhet («gaupeekvivalenter») slik **Tabell 6** viser.

**Tabell 6.** Beregning av gaupe-ekvivalenter for store rovdyr basert på sammenhengen mellom kroppsvekt og energiforbruk (metabolsk vekt).

	Kroppsvekt (kg)			Metabolsk vekt ( $E=W^{0,75}$ )	«Gaupe- ekvivalenter»
	Hanner* (kg)	Hunner* (kg)	Antatt snitt for bestanden (kg)		
Ulv	20-80	18-55	38	15,3	1,75
Gaupe	18-25		18	8,7	1,00
Brunbjørn	100-315	60-200	136	12,9	1,48

\* Kilde: (Björvall & Ullström 1997)

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdier for de store rovdyrartene er angitt for naturindeks som antall individer av brunbjørn for hele landet, antall familiegrupper/par av ulv for fylkene og antall familiegrupper av gaupe for rovviltregionene. Dette er omregnet til antall «gaupe-ekvivalenter» for de enkelte rovviltregionene som forklart ovenfor. For hele landet gir dette en referanseverdi på 13 330 «gaupe-ekvivalenter» og en grenseverdi for god økologisk tilstand på 7 998 «gaupe-



ekvivalenter» (dvs 60% av referanseverdien). Oversikt over antall individer, bestandenes metabolske vekt og antall gaupeekvivalenter for de enkelte artene for skog i hele landet under referansetilstanden er vist i **Tabell 7** under.

**Tabell 7.** Nøkkeltall for beregning av referanseverdi for indikatoren gaupe-ekvivalenter for hele landet, basert på referanseverdier i naturindeks for ulv, gaupe og brunbjørn.

	Antall individer	Bestandenes metabolske vekt	Gaupe-ekvivalenter
Ulv	1 625	24 864	2 845
Gaupe	3 597	31 436	3 597
Brunbjørn	4 650	60 185	6 887
Samlet	9 872	116 486	13 330
Grenseverdi for god økologisk tilstand			7 998

## 6.5 Mengde død ved totalt

Indikatoren er i hovedsak påvirket av skogbruk.

Volumet av død ved er relatert til skogens produksjonsevne og klimasone, med økende volum når boniteten øker. Død ved i skog er et viktig livsmiljø for et rikt og variert artsmangfold av både sopp, insekter, moser, lav og fugl. I Norden er anslagsvis 7500 kjente arter knyttet til død ved (Stokland et al. 2012). En rekke vedlevende arter er vurdert som truet eller nær truet (Henriksen & Hilmo 2015). Gundersen & Rolstad (1998) fant at 37 % av de skoglevende rødlisteartene (på Rødlista fra 1998) var avhengige av død ved. Av de 579 skoglevende rødlisteartene i gruppene sopp og insekter på Rødliste for arter 2015, er 234 vedlevende – altså 40 % (basert på grunnlagsdata fra Framstad et al. (2017)).

Dagens skog har et betydelig lavere volum av dødt trevirke enn skog uten menneskelig påvirkning. I dag er gjennomsnittlige mengde død ved i norsk skog sett under ett på 9,4 m<sup>3</sup>/ha, eller 11,4 m<sup>3</sup>/ha dersom man kun ser på produktiv skog (Framstad et al. 2017, kap. 4.4). Om vi ser på vernet skog i Norge, har den i gjennomsnitt 15,1 m<sup>3</sup> død ved/ha, mens snittet i vernet produktiv skog er 20,4 m<sup>3</sup> (Framstad et al. 2017, kap. 4.4).

I skog under naturlig dynamikk utgjør død ved omtrent en tredjedel av totalt volum av levende og døde trær (10-40 %, se kilder i Nilsson et al. (2002) og Stokland et al. 2012). For boreal skog i sørlige deler av Fennoskandia oppgir Siitonen (2001) volum på 60-90 m<sup>3</sup>/ha som representative verdier, med anslag som varierer fra 90-120 m<sup>3</sup>/ha for høyproduktiv sør- og mellomboreal skog, 50-80 m<sup>3</sup>/ha i nordboreal skog, til 20 m<sup>3</sup>/ha for lavproduktiv fjellskog (Jonsson & Siitonen 2012, Siitonen 2001). I en modelleringsstudie fant Ranius et al. (2004) volumer av død ved (>10 cm i diameter) på 74, 89 og 138 m<sup>3</sup>/ha for gammel grandominert blandingsskog i henholdsvis Nord-Sverige, Midt-Sverige og Sør-Sverige (med produktivitet på hhv 2,7, 4,9 og 10,1 m<sup>3</sup>/ha/år).

Tallene fra Siitonen (2001) og Ranius et al. (2004) tilsier at dagens volum av død ved i norsk skog ligger rundt 10-15% av dødved-volumet i en skog under naturlig dynamikk. Imidlertid varierer produksjon og nedbryting av død ved mye med markas produksjonsevne og klimaet. Disse faktorene må vi ta hensyn til for å anslå mengden død ved i naturskog i Norge.

Det er gjort enkelte forsøk på å angi terskelverdier for død ved. I en sammenstilling av en rekke studier fra europeisk skog antydes terskelverdier rundt 20-30 m<sup>3</sup>/ha for boreal skog (Müller & Büttler 2010). En oppsummeringsartikkel som sammenstiller mange ulike studier foreslår et gjennomsnitt på 20 m<sup>3</sup>/ha død ved, i et bestand på minst 20 ha og der en betydelig mengde er >20 cm i diameter, som et minimum for å bevare diversitet av kjuker i boreal skog i Europa (Junninen & Komonen 2011).

Vi foreslår å beregne tilstandsverdien som volumet ( $m^3/ha$ ) av stående og liggende død ved med  $>10$  cm diameter av alle treslag og nedbrytingsstadier. Landsskogtakseringens metoder og tall legges til grunn.

### Referansetilstand og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdi for total mengde død ved settes lik volumet i en skog under naturlig dynamikk (med klima som i forrige normalperiode). For å regne ut referanseverdi for en region, foreslår vi å beregne mengden av død ved  $>10$  cm i diameter i skog i ulike aldersklasser på mark av ulik produktivitet under referansetilstanden..

Ranius et al. (2004) beregnet mengden død ved i gammel skog på mark av ulik produktivitet. Landsskogtakseringen (Granhus et al. 2012) gir tall for areal og årlig produksjon som kan brukes til å beregne produksjonen pr arealenhet. Pennanen (2002) har beregnet aldersfordelingen i naturskog under ulike antatte brannregimer. Disse brannregimene gir nokså lik arealfordeling på aldersklassene 0-25 år (i snitt 8%), 25-50 år (7%), 50-100 år (12%) og  $>100$  år (73%).

Mengden død ved i ulike aldersklasser vil variere og dels ha ulikt opphav. I yngste aldersklasse vil mye av den døde veden oppstå som følge av foryngelsen ved at en stor del av de levende trærne dør. Noe av den døde veden som er bygget opp i tida fram til foryngelsen, vil forsvinne ved foryngelsen, spesielt ved skogbrann, men noe vil også eksistere videre for gradvis å bli brutt ned over noen tiår. Ettersom nye trær vokser til og gradvis eldes, vil de begynne å produsere ny død ved. Produsert mengde død ved er i stor grad knyttet til produksjonen av levende trebiomasse, dvs. markas produksjonsevne (jf. over).

Ut fra dette har vi beregnet mengden av død ved under referansetilstanden som følger:

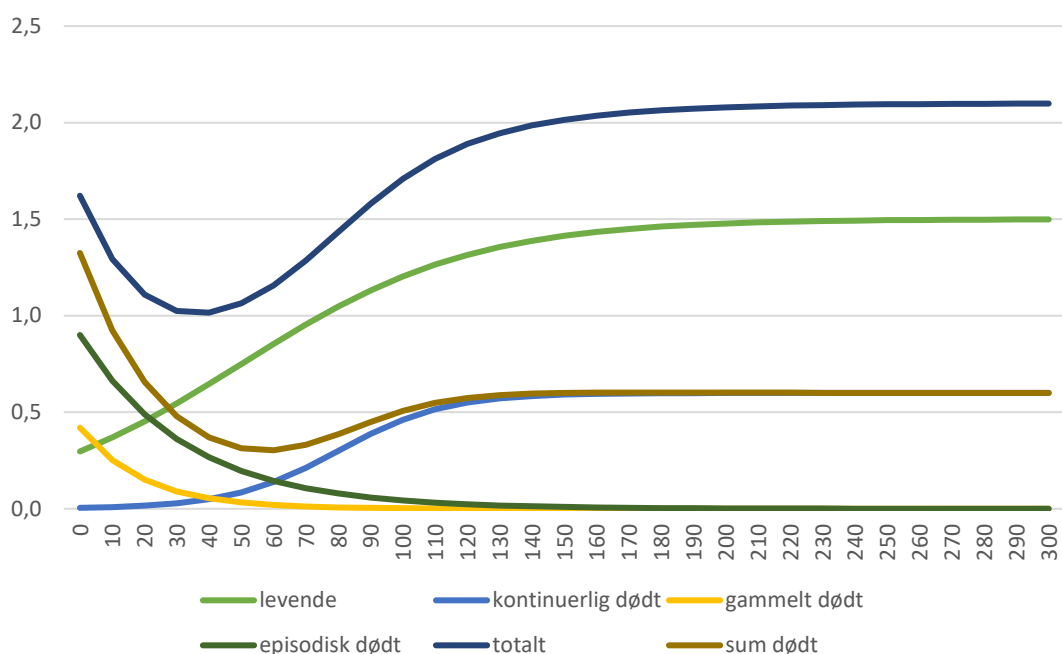
- Vi har lagt til grunn beregningene til Ranius et al. (2004) for sammenhengen mellom markas produktivitet og volumet av død ved i gammel skog ( $>100$  år). Disse tallene er tilpasset mark av lav, middels og høy bonitet fra Landsskogtaksering ved en proporsjonal justering av volumet av død ved mot produktiviteten ( $m^3/ha/år$ ):
 
$$\text{Dødved(ref)} = \text{Produktivitet(ref)} * \text{Dødved(ranius)} / \text{Produktivitet(ranius)}$$
- En enkel simuleringsmodell for utviklingen av mengde død ved i naturskog etter en naturgitt forstyrrelse gir anslag for den relative fordelingen gjennom et suksesjonsforløp . Her er det lagt til grunn av total mengde død ved har ulikt opphav og dannes og nedbrytes forskjellig gjennom suksesjonsforløpet etter en forstyrrelse (jf over). **Figur 8** viser hvordan utviklingen i mengde av død ved kan tenkes.
- For aldersklassen  $>100$  år legges de justerte tallene fra Ranius et al. (2004) til grunn. For yngre årsklasser beregnes mengden av død ved som samme andel av volumet i aldersklassen  $>100$  år som i simuleringsmodellen:
 
$$\text{Dødved(alder } i) = \text{Dødved(alder } >100 \text{ år)} * \text{Simulering(alder } i) / \text{Simulering(alder } >100 \text{ år)}$$
- Arealveid gjennomsnitt for alle aldersgrupper er basert på arealfordelingen av aldersgruppene gitt ved Pennanens (2002) tall.

I **Tabell 8** har vi satt opp anslag for total mengde død ved  $> 10$  cm i diameter i referansetilstanden for ulike aldersklasser på mark av ulik produktivitet i gjennomsnitt for hele landet. For alle aldersklasser og produktivitetsskategorier for hele landet blir referanseverdien  $66 m^3/ha$  død ved. Tilsvarende tall kan beregnes for ulike regioner basert på Landsskogtakseringens tall for produktivitet av skogarealene i regionen.

I mangel av mer presis kunnskap antas en lineær sammenheng mellom mengde død ved og økologisk tilstand, der grensen for god tilstand settes til 60 % av referanseverdien for angjeldende bonitet.

**Tabell 8** Anslått volum av død ved >10 cm i diameter ( $m^3/ha$ ) i ulike aldersklasser av skog på mark av ulik produktivitet i referansetilstanden, samt som arealveid gjennomsnitt. Arealandelen gir forventet aldersfordeling i boreal skog under naturlig dynamikk (Pennanen 2002). Tallene gjelder for hele landet. Se ellers teksten.

Produktivitet	Volum av død ved >10 cm i diameter				Arealveid gj.snitt
	0-25 år	25-50 år	50-100 år	>100 år	
Lav	69	28	28	43	42
Middels	119	47	48	73	72
Høy/svært høy	203	81	83	125	123
Arealandel	0,075	0,069	0,123	0,733	



**Figur 8** Illustrasjon av utviklingen av levende biomasse og ulike fraksjoner av død ved i naturskog etter en naturgitt forstyrrelse. X-aksen viser antall år, mens y-aksen viser utviklingen på en relativ skala uten dimensjoner. Levende er mengden av levende trær, kontinuerlig dødt er mengden ny død ved som dannes ettersom trærne eldes, skades og ev. dør, gammelt dødt er død ved akkumulert før forstyrrelsen, mens episodisk dødt er levende trær som dør som følge av forstyrrelsen. Totalt viser summen av levende og død biomasse. Vi har her forutsatt at 20% av trærne overlever forstyrrelsen, 60% blir igjen som død ved, mens resten forsvinner ved f.eks. brann. Vi har også antatt at 30% av død ved akkumulert før forstyrrelsen, forsvinner ved forstyrrelsen.

## 6.6 Mengde grov død ved

Indikatoren er i hovedsak påvirket av skogbruk.

Døde, store trær er et viktig levested for mange spesialiserte arter i skog, ikke minst blant insekter og sopp, oppsummert f.eks. i (Junninen & Komonen 2011, Nilsson et al. 2001). Store stokker representerer et stort volum med substrat som varer lenge. Dette betyr at de

opprettholder et variert utvalg av livsmuligheter for mange arter over lang tid, og gir en tilleggsverdi ut over å bare måle samlet volum.

### Indikatorens tilstandsverdi

Vi foreslår å beregne tilstandsverdien som volumet ( $\text{m}^3/\text{ha}$ ) av liggende og stående død ved med  $>30$  cm diameter av alle treslag og nedbrytingsstadier. Landsskogtakseringens metoder og tall legges til grunn.

### Referansetilstand og grenseverdi for god økologisk tilstand

Flere ulike referanser vektlegger at storvokste trær utgjorde en vesentlig del av tretetthet (grunnflatesum) og volum i lite påvirket boreal skog, både når det gjelder levende og døde trær (Nilsson et al. 2002, Siitonen 2001).

I mangel av mer presis kunnskap tar vi utgangspunkt i gjennomsnittstall for fordeling av diameterklasser fra studier i skog med liten menneskelig påvirkning (**Tabell 9**), og setter en referanseverdi på 40 % av totalt volum død ved. For indikatoren mengde død ved totalt (jf over) har vi lagt til grunn at referanseverdien på landsbasis er  $66 \text{ m}^3/\text{ha}$ , regnet som arealveid gjennomsnitt over alle produktivets- og aldersklasser. Dermed blir referanseverdien for mengde grov død ved  $26 \text{ m}^3/\text{ha}$  på landsbasis. Grenseverdien for god økologisk tilstand settes til 60 % av dette.

**Tabell 9.** Mengde grov død ved som andel av total mengde død ved i noen ulike studier.

Referanse	Andel av dødved-volum $>30$ cm	Andel av liggende død ved (målt som grunnflatesum) $>40$ cm	Studieregion, datakilde
Siitonen 2001	42-54%		Fennoskandia og Russland, mange studier
Ranius 2004	54%		Modellstudium parametrisert med data fra svensk landsskogtaksering
Storaunet & Rolstad 2015	33%		Hkl5+ i Norge, data fra Landsskogtakseringen, 10. takst
Nilsson et al 2002		34%	Median av 8 studier i Polen og Fennoskandia

## 6.7 Biologisk gammel skog

Indikatoren og er i hovedsak påvirket av skogbruk.

Biologisk gammel skog defineres her slik begrepet er brukt i en rekke publikasjoner (Framstad E. (red.) et al. 2017, Nilsen et al. 2010, Søgaard et al. 2012). Dette er skog som er betydelig eldre enn hogstmoden skog, der den nedre aldersgrensen er satt i henhold til produktivitet (bonitet) og treslag (gran-, furu- eller lauvtreddominert skog) (se **Tabell 9**). Aldersgrensen er satt for skogbestandets alder, definert som grunnflateveid husholdningsalder, dvs. alder for skogens dominerende tresjikt (fratrasket ev. forsinket vekst på grunn av stor tretetthet i deler av livsløpet), regnet som gjennomsnitt veiet med trærnes grunnflate (areal av trestammens snitt i brysthøyde). Denne vil vanligvis være lavere enn den reelle alderen til de eldste trærne i bestandett.

Biologisk gammel skog kjennetegnes økologisk som skog med høy variasjon i både trealder, diameter og horisontale og vertikale romlige mønstre, med en betydelig andel gamle trær og stort volum og høy diversitet i død ved. Slik skog vil inneholde livsmiljøer for mange spesialiserte

arter innen en rekke artsgrupper. Dette er arter som i liten grad kan finne egnede levesteder i et kulturskogsbestand.

I dagens skog utgjør biologisk gammel skog etter denne definisjonen 9,5 % av alt skogareal, basert på Landsskogstakseringens tall. Det finnes ikke historiske data som kan si oss hvor stor andel biologisk gammel skog det var i en førindustriell skog. I stedet må vi basere oss på estimater og modeller fra våre naboland. Frekvensen av storskala naturlig forstyrrelse vil være vesentlig. Her vil både skogbrann, stormfelling og større insektangrep spille en stor rolle, antagelig med brann som den viktigste faktoren – selv om dette er dårligere underbygget for norske forhold enn for Sverige og Finland. Pennanen (2002) har modellert aldersfordeling i boreal naturskog under ulik hyppighet av skogbranner og viser at arealandelen av gammel skog (eldste kohort i bestandet >150 år) i naturskog generelt vil utgjøre 57-72 %. For furudominert skog vil andelen være høyere enn for grandominert skog.

Selv om definisjonen av skogalder i dette studiet avviker noe fra Landskogtakseringens definisjon, og ikke inkluderer faktorer som stormfelling eller insektangrep, synes det klart at andelen biologisk gammel skog i dag ligger betydelig lavere enn i et før-industrielt skoglandskap, som et resultat av bestandsskogbruket.

#### Indikatorens tilstandsverdi

Vi foreslår at arealet av biologisk gammel skog beregnes som i Landskogtakseringen, med utgangspunkt i **Tabell 8**. Merk at man her ikke tar hensyn til lavere forventet levealder for fjellbjørkeskog enn for annen lauvskog. Tallene for verneområdene kan dermed bli for lave for uproduktiv fjellskog. Indikatoren er andelen som biologisk gammel skog utgjør av hele skogarealet. Indikatoren kan i prinsippet beregnes for ulike geografiske enheter, men Landsskogstakseringens datamateriale gir ikke presise nok estimater for mindre områder enn regioner eller større skogfylker.

#### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

Referanseverdi for andel gammelskog kan i prinsippet baseres på modellerte frekvenser fra Fennoskandia, i en skog under naturlig dynamikk (med klima som i forrige normalperiode), justert for treslagsfordeling og sannsynlig brannfrekvens. Siden brannfrekvensen antas å være lavere i Norge enn i Finland, bør tilsvarende modellberegninger som i Finland gjøres med norske forutsetninger. Dette er imidlertid for omfattende arbeid, gitt rammene for denne utredningen. I første omgang foreslår vi derfor et røft anslag, der vi antar at 60 % av skogarealet i referansetilstanden var biologisk gammel skog.

I mangel av mer presis kunnskap antar vi en lineær sammenheng mellom andel biologisk gammel skog og økologisk tilstand, der grensen for god tilstand settes til 60 % av referanseverdien. Det gir 36 % av totalt skogareal som grenseverdi for god tilstand.

**Tabell 9.** Aldersgrenser for biologisk gammel skog for ulike bonitet og dominerende treslag. Merk at aldersgrensene for fjellbjørkeskog (inkludert i lauvtrær) nok er satt for høyt, slik at arealet av biologisk gammel lauvskog trolig blir underestimert.

Bestandstreslag	Bestandsalder (år, nedre grense)		
	Lav bonitet	Middels bonitet	Høy bonitet
	6-8	11-17	20-26
Gran	> 135	> 120	> 105
Furu	> 155	> 140	> 105
Lauvtrær	> 120	> 100	> 80

## 6.8 Arealandel gammel naturskog

Indikatoren er i hovedsak påvirket av skogbruk.

Skog som aldri har vært flatehogd har andre egenskaper, strukturer og artssamfunn enn moderne kulturskog (Kuuluvainen 2009, Siitonen 2001). Både horisontal og vertikal skogstruktur, forekomst av gamle trær og volum og variasjonen i død ved skiller skog som kun har vært plukkhogd fra tidligere flatehogd skog (Sverdrup-Thygeson et al. 2016). Dette har også konsekvenser for artsmangfoldet (Gough et al., in prep.).

Denne indikatoren utfyller Biologisk gammel skog. Den fanger opp mange av de samme økologiske egenskapene, men skiller seg fra denne ved at den følger definisjonen av naturskog slik den er gitt i Storaunet & Rolstad (2015), der man tar utgangspunkt i Landsskogtakseringens data for 7. og 10. takst. Her defineres 'naturskog' som all skog som var i hogstklasse 5 i 7. takst og som fortsatt var i hogstklasse 5 i 10. takst. Begrunnelsen for en slik inndeling er at svært lite areal var flatehogd og kulturforynget før 1945, dvs. eldre enn 50-60 år i 7. takst. En viktig forskjell fra foregående indikator er at denne måler tilbakegang av et geografisk fastliggende areal, altså et skogareal som aldri har vært flatehogd, mens en hogstflate som får utvikle seg i et tilstrekkelig antall år gitt treslag og bonitet, vil til slutt komme innenfor definisjonen av biologisk gammel skog. Grunnen til å inkludere begge indikatorer er at økologisk litteratur peker på at skog med ubrutt trekontinuitet kan ivareta andre nyanser av økologiske funksjoner.

### Indikatorens tilstandsverdi

Indikatoren beregnes som andel skog i fylket som tilfredsstillende definisjonen av gammel naturskog i Storaunet & Rolstad (2015), beregnet ved hjelp av Landsskogtakseringens data.

### Referansetilstand og grenseverdi for god økologisk tilstand

I referansetilstand er all skog naturskog, men ikke all naturskog var uten storskala forstyrrelser. For å estimere en referansetilstand er det derfor nødvendig å basere seg på lignende modellberegninger som for Biologisk gammel skog.

Vi tar utgangspunkt i samme estimat som under Biologisk gammel skog, altså at vi antar at 60 % av skogen i referansetilstand var gammel naturskog, og at vi antar en lineær sammenheng mellom andel biologisk gammel skog og økologisk tilstand, der grensen for god tilstand settes til 60 % av referanseverdien. Det vil gi 36% av totalt skogareal som grenseverdi for god tilstand for denne indikatoren.

## 6.9 Inngrepsfri natur i skog

Tyngre tekniske inngrep i skog legger beslag på skogareal, vil ha en direkte negativ effekt på arters overlevelse (jf. viltulykker etc.) og føre til en fragmentering som kan ha både direkte og indirekte negative effekter på arters overlevelse og spredning. Slike inngrep vil også påvirke viktige økosystemprosesser, spesielt hydrologi og flomregulering. Sverdrup-Thygeson et al. (2014) fant at det var høyere andel viktige livsmiljø for rødlistearter og høyere andel Biologisk gammel skog i «villmarksskog» (dvs. arealer minst 5 km fra teknisk infrastruktur).

Indikatoren er beskrevet i kap. 4.1 og forslaget til fastsetting av referanse- og grenseverdi følger denne beskrivelsen. For skog vil dette si at referanseverdien er at 100% av skogarealet ligger minst 1 km fra tyngre tekniske inngrep, mens grenseverdien for god økologisk tilstand er at minst 60% av skogarealet tilfredsstillende dette kravet.

## 6.10 Overskridelser tålegrenser nitrogen i skog

Overskridelse tålegrenser nitrogen er i all hovedsak påvirket av langtransportert og ev. lokal tilførsel av nitrogenforbindelser. Relasjon mellom egenskaper og påvirkning er beskrevet i kap. 4.2.

Tilførsel av nitrogen i skog kan føre til endringer i jordsmonnprosesser, mykorrhiza, artssammensetning av bakkenær vegetasjon og epifyttiske lav og moser, algepåvekst på bakken og på trær og generelt økt risiko for næringsubalanse, parasittisme, patogener og herbivori (Bobbink & Hettelingh 2011, Aarrestad mfl. 2013). Ved lavere overskridelser av tålegrensene er eutrofiering det største problemet, men ved høye avsetninger av nitrogen kan det skje en forsuring av jordsmonnet med tap av bufferkapasitet og utlekking av nitrogen til vassdragene.

Grenser for hvor mye naturen tåler av tilført nitrogen før økosystemet viser vesentlige avvik fra en naturtilstand, avhenger av jordsmonn, vegetasjon og klima. Næringskrevende og varmekrevende skogtyper har en større evne til å buffre mot negative effekter av nitrogentilførsel enn lite næringskrevende og mer boreale skogtyper. Tålegrensene for rikere lauvskog er satt til 10-20 kg N/ha per år og boreale barskoger til 5-10 mg N/ha per år, mens fjellbjørkeskogene har en tålegrense på 5-8 kg N/ha per år (Bobbink & Hettelingh 2011).

Storparten av skogarealet i Norge er boreale skogtyper med et relativt næringsfattig jordsmonn. Tålegrensene antas da å ligge i nedre del av variasjonsskalaen, da vegetasjonen her er tilpasset lave bakgrunnsverdier av N, relativt kort vekstsesong med lave temperaturer og næringsfattige bergarter som gir et fattig jordsmonn med liten basemetningskapasitet. Slike skogtyper vil som oftest forekomme også i termofile områder med mer næringsrik berggrunn. Vi velger derfor å benytte den nedre tålegrensen for boreal skog på 5 kg N/ha/år.

For skog er tålegrensen satt til 5 kg N/ha per år for de fleste boreale skogtypene, mens den er satt til 10 kg N/ha per år for lågurtskog, edellauvskog, og høgstaude- og storbregnelauvskog (Austnes et al. 2018, **Tabell 1**).

### Indikatorens tilstandsverdi

Indikatoren er total mengde nitrogen per år tilført gjennom luft og nedbør, og ev. direkte gjennom skoggjødsling, for hele området som skal vurderes. Datagrunnlaget vil være modellerte verdier (fra NILU) for mengde nitrogen tilført gjennom luft og nedbør og data fra Landbruksdirektoratet for mengde nitrogen tilført gjennom skoggjødsling. Indikatoren kan beregnes for ulike arealer med en oppløsning som er gitt av oppløsningen for modellerte data for tilførsler av nitrogen og for arealfordelingen av skogtyper med ulike tålegrenser.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

I referansetilstanden vil det ikke være noen menneskeskapte tilførsler av nitrogen til økosystemene, dvs. at referanseverdien er 0 kg N/år over hele det aktuelle vurderingsarealet. God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen som er 5 kg N/ha per år for noen del av arealet. For beregning av grenseverdi se kap. 4.2.

## 6.11 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO

### 6.11.1 Sammensatte karplanteindekser

Registrering av karplanter i ANO gir grunnlag for ulike avledete indekser basert på dekningsgrad av disse planteartene (jf kap. 4.4 og Töpfer et al. 2018). For skog er det foreslått to indikatorer basert på karplanteartenes respons på ulike miljøforhold, Ellenbergs N som uttrykk for vegetasjonens respons på nitrogentilførsler og Dahls r som uttrykk for vegetasjonens respons på klimaet i vekstsesongen. Disse indikatorene er foreløpig ikke operasjonelle, siden det trengs

en del utviklingsarbeid for å avklare hva som bør være deres referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand.

### **6.11.2 Areal uten fremmede arter med høy økologisk risiko**

Registreringen av karplanter i ANO gir også grunnlag for å vurdere innslaget av fremmede \*\*karplantearter, her kvantifisert som andelen av ANO-flater med forekomst av karplantearter med høy økologisk risiko (jf kap. 4.6). For skog vil det særlig være forekomst av fremmede buskarter og treslag som vil ha viktig økologisk effekt. Referanseverdien vil være fullstendig fravær av fremmede karplantearter med høy økologisk risiko, dvs at ingen slike arter blir registrert på noen ANO-flater i den regionen som skal vurderes. Grenseverdi for god økologisk tilstand settes til at minst 90 % av flatene skal ha fravær av slike arter.

## **6.12 Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles**

I tabell 3 er det også listet opp en del indikatorer der data finnes (eller trolig finnes), men der vi foreløpig ikke kan sette referanse- og grenseverdier siden det ikke er umiddelbart klart hvilke verdier disse indikatorene ville hatt i en referansetilstand:

- Bestandstetthet av fugl i skog: Som redegjort for i kapittel 4.3 finnes gode data for hekkende fugler fra overvåkingsprogrammet TOV-E. Et utvalg av skoglevende arter kan samles i en fugleindeks for skog. Imidlertid kreves et utviklingsarbeid for å klargjøre hvilke bestandsnivåer av disse artene som kunne være aktuelle i en tenkt referansetilstand for skog.
- Sju av indikatorene i tabell 3 kan avledes fra data innsamlet av Landsskogtakseringen (jf indikatorer angitt med LSK), men der vi foreløpig ikke har foreslått referanse- og grenseverdier. Dette krever en del utviklingsarbeid for å avklare hvordan disse indikatorene best kan representeres og hvilke verdier de kunne ha i en referansetilstand. For et par av dem er det heller ikke helt klart om Landsskogtakseringen har data som helt dekker indikatorenes ønskete egenskaper eller gir data med en frekvens som tillater holdbare estimater.
- Tre andre indikatorer (Størrelse skogpolygoner, Grønning (NDVI), Intakt hydrologi) har trolig relevante data som kan hentes fra eksisterende kartkilder, satellittdata eller flybilder, men også her må det gjøres et utviklingsarbeid for å avklare hvilke verdier disse indikatorene ville kunne ha i en referansetilstand.



## 7 Indikatorer spesifikke for våtmark

### Økologi og areal

Vi legger her til grunn definisjonen av våtmark i NiN 2.1: «mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig» (Halvorsen et al. 2016: 140). Denne definisjonen er innholdsmessig ganske lik de som kan finnes i Joosten et al. (2017) og Rydin & Jeglum (2013: 320). Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv, og det er et grunnleggende skille mellom myr og andre naturtyper i våtmark uten torvdannelse. Rekdal et al. (2016) oppgir arealet med myr og sumpskog til noe over 12 % (ca. 37 700 km<sup>2</sup>) av arealet på hovedlandet i Norge. Gras og starr (Poaceae, Cyperaceae) er vanlige og dominerende i feltsjiktet i mange typer våtmark, og torvmosene (*Sphagnum* spp.) er den viktigste planteslekta i myr. Rikmyr og ulike utforminger av sumpskog er eksempler på naturtyper med høyt artsmangfold innen mange artsgrupper.

De økologiske forholdene varierer mye innen hovedøkosystemet, men tre faktorer og samspillet mellom dem er spesielt viktige: Hydrologi, vegetasjon og substrat. I myr er høy vannstand sentralt, og det gir akkumulering av torv gjennom å hindre fullstendig nedbryting av organisk materiale (Joosten 2016, Rydin & Jeglum 2013). Det kjemiske regimet i myr kan deles i to grupper med faktorer (Rydin & Jeglum 2013). Den ene gruppa er relatert til pH, konduktivitet, innhold av kalsium og baserikhet. Den andre gruppa er tilgjengelighet av plantenæringsstoffene nitrogen, fosfor og kalium.

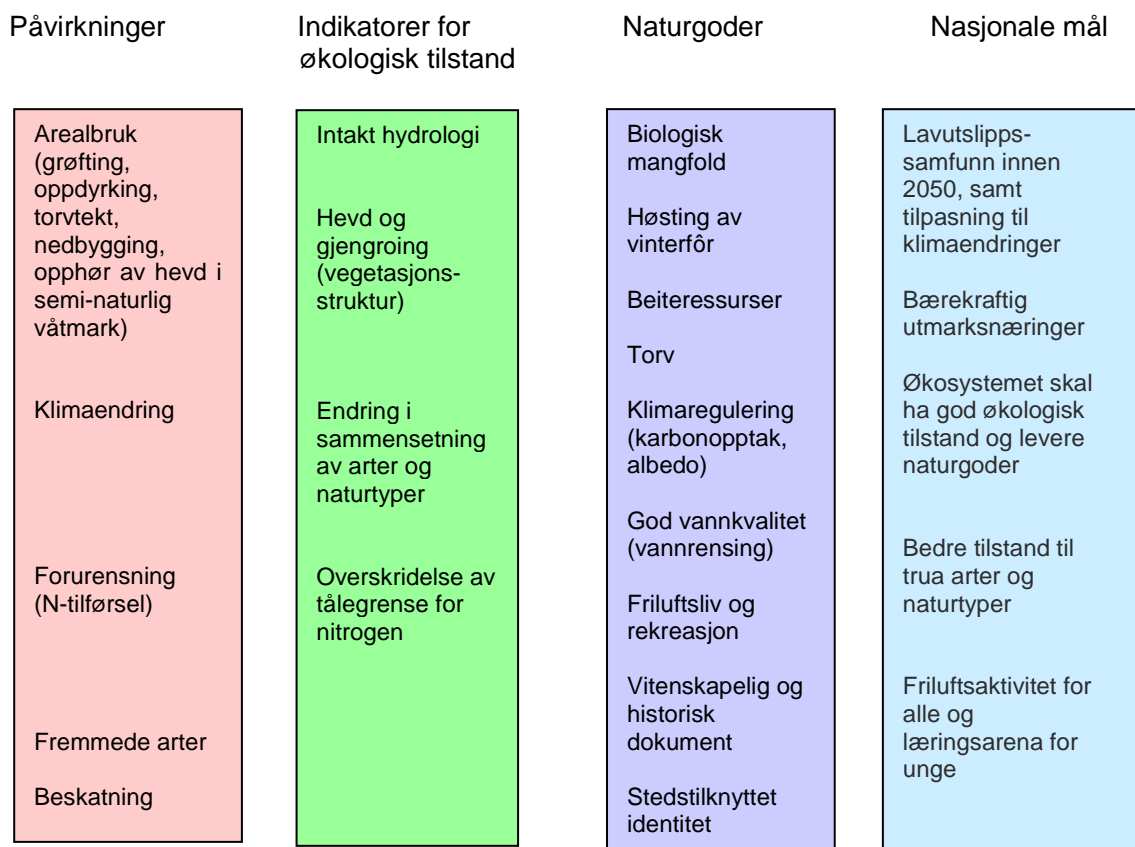
Lyngstad et al. (2017) definerte fire nivå-2 enheter innen våtmark; *Myr og kilde*, *Semi-naturlig myr og våteng*, *Sumpskog* og *Helofyttsump*. Vi fokuserer her på de to første av disse, og omtaler dette under hver enkelt indikator. I *Sumpskog* og *Helofyttsump* vil indikatorer knyttet til trær være aktuelle (se kap. 4.2), og omtales ikke nærmere her. Referanse- og grenseverdier for disse indikatorene må utvikles på et senere tidspunkt.

### Påvirkninger

Hydrologi er den mest avgjørende økologiske faktoren for alle typer våtmark, og den kan påvirkes gjennom grøfting, torvtekt, nedbygging, oppdyrking, vann- og vindkraftregulering og klimaendringer (**Figur 9**). Endringer i hydrologi påvirker primærproduksjon, sammensetning av funksjonelle grupper, funksjonelt viktige arter og strukturer, landskapsøkologiske mønstre, biomangfold og abiotiske forhold. Oppdyrking, nedbygging og torvtekt har gjerne vært konsentrert til laveliggende strøk, ofte i viktige jord- og skogbruksdistrikter, og ved byer og tettsteder. Status og trusselbilde for våtmark i lavlandet er derfor annerledes enn for våtmark i nordboreal og lavalpin bioklimatisk sone. Påvirkninger av pH og baserikhet kan skje både gjennom langtransportert og lokal forurensing. En kilde til nitrogen på myr er nedbryting av torv som en følge av drenering, og påvirkning av næringstilgang kan også skje gjennom avrenning, skoggjødsling og sur nedbør. Klimaendringer vil påvirke næringstilgang i våtmark, men effekten avhenger av balansen mellom temperatur og nedbør, og hvilke årstider som er mest påvirket av klimaendringer. Det er svært usikkert hva den samlede effekten av klimaendringene blir på våtmark.

### Naturgoder

Blant de mest sentrale naturgodene i våtmark er artsmangfold, høsting av vinterfôr, beiteressurser og uttak av torv. Videre er klimaregulering (karbonbinding og albedo), flomregulering, samt regulering av vannkvalitet (rensing) viktige naturgoder. Innen opplevelse- og kunnskapstjenester er friluftsliv og rekreasjon viktig, sammen med kunnskap (vitenskapelig og arkeologisk/historisk arkiv), samt stedlig-, historisk-, åndelig eller religiøs identitet (**Figur 8**).



**Figur 9.** Søylene indikerer hva som er de antatt viktigste negative påvirkningsfaktorene på våtmarkenes tilstand, grupper med indikatorer som kan si noe om den økologiske tilstanden, de viktigste naturgodene (økosystemtjenester), samt nasjonale mål for våtmarker. For våtmark er arealbruk og endret arealbruk den klart viktigste påvirkningen, mens klimaendring kan ventes å få større betydning framover. Forurensning er også en viktig påvirkning, mens fremmede arter og beskatning har mindre å si for tilstanden for våtmarker som helhet. Det er bare vist et utvalg av de aktuelle naturgodene fra våtmark. Indikatorer klare eller nesten klare til bruk er vist i tabell 10. I figuren er disse samlet i ulike grupper. Nasjonale mål er hentet fra miljøstatus.no, men forkortet. I tillegg nevnes bærekraftige utmarksnæringer.

I dette kapitlet omtaler vi indikatorer for våtmark som anses for å være klare for bruk, eller nær klare for bruk, og som dermed kan inngå i en eventuell uttesting av det foreslåtte fagsystemet (**Tabell 10**). To indikatorer anses for å være klare til bruk, se også **Vedlegg 1**.

**Tabell 10** inneholder i tillegg en oversikt over indikatorer der vi har foreslått referanseverdi og grenseverdi for god tilstand, men der det foreløpig ikke er nok data til å vurdere indikatorens tilstandsverdi. Dette er de indikatorene som er foreslått avledet fra data samlet inn gjennom arealrepresentativ naturovervåking (ANO), sammensatte karplanteindekser, dekning av ulike funksjonelle grupper (sjikt), andel areal uten fremmede arter, samt duskull og blåtopp. Det skal være relativt enkelt å ta i bruk disse indikatorene når ny overvåking er på plass. Hvis arbeidet med å etablerte referanseverdier for vadefugler lykkes, kan det også utarbeide en vadefuglindex.

Blant de sju egenskapene for god tilstand anser vi at primærproduksjon, sammensetning av funksjonelle grupper, funksjonelt viktige arter og strukturer, landskapsøkologiske mønstre, biologisk mangfold og abiotiske forhold er viktige innen våtmark. Alle disse er dekt opp med de indikatorene som foreslås, forutsatt at ANO implementeres. Indikatorsettet er likevel begrenset.

Særlig mangler tilstrekkelig data og indikatorer knyttet til endret hydrologi og endringer i utbredelsesmønstre av arter og naturtyper.

**Tabell 10.** Indikatorer for økologisk tilstand som anses å kunne testes i en pilot der våtmark inngår. For eksisterende data: Ja – indikerer pågående overvåking, ANO – data om indikatoren kan ekstraheres fra planlagt arealrepresentativ naturovervåking. Kun indikatorer som har ja i kolonnene for både Foreslåtte referanse- og grenseverdier og Eksisterende data kan testes ut med eksisterende data. Indikatorer som krever etablering av ANO er kort omtalt i kapitlet nedenfor. Uttesting av data fra ANO-pilot vil avklare om naturtypen(e) er tilstrekkelig representert i nettverket av flater til at indikatorene vil bli klare til bruk. Høyre kolonne henviser til hvilken økologisk egenskap indikatoren er knyttet til; Pr- Primærproduksjon, Ma-fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå Fu-funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, Vi: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, La- landskapsøkologiske mønstre, Bi- biologisk mangfold, Ab- abiotiske faktorer. Detaljert beskrivelse av egenskapene finnes i **vedlegg 4**.

Indikatorer for økosystemtilstand i våtmark		Foreslått referanse- og grenseverdi	Eksisterende data	Økologisk egenskap
Arter	Blåtopp på nedbørsmyr <sup>1</sup>	Ja	ANO	Pr, Ab
	Duskull på nedbørsmyr <sup>1</sup>	Ja	ANO	Pr, Ab
	Areal uten fremmede arter	Ja	ANO	Bi
<b>Artssammensetning</b>				
	Sammensatte karplanteindekser		ANO	Pr, Fu, Ab,
	Bestandstetthet av fugl i våtmark (vadefuglindeks)		Ja	Bi
<b>Struktur</b>				
	Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt	Ja	ANO/LiDAR	Pr, Vi
	Dekning av torvmoser <sup>1</sup>		ANO	Pr, Vi
	Inngrepsfrie områder i våtmark	Ja	Ja	La
<b>Annet</b>	Overskridelse av tålegrense for nitrogen i våtmark	Ja	Ja	Pr, Fu, Ab

<sup>1</sup> Disse indikatorene vil supplere vurderinger gitt gjennom indikatoren «overskridelse av tålegrenser for nitrogen» på nedbørsmyr, men også kunne indikere tekniske inngrep som gir mineralisering av torv. I tillegg vil torvmoser på slåttemyr indikere opphør av hevd.

## 7.1 Inngrepsfri natur i våtmark

Tyngre tekniske inngrep i våtmark legger beslag på våtmarksareal, og vil ha en direkte negativ effekt på våtmarkenes struktur og funksjon og økosystemprosesser, samt føre til en fragmentering som kan ha både direkte og indirekte negative effekter på arters overlevelse og spredning.

Indikatoren er beskrevet i kap. 4.1 og forslaget til fastsetting av referanse- og grenseverdi følger denne beskrivelsen.

## 7.2 Overskridelse tålegrense nitrogen våtmark

Denne indikatoren er beskrevet generelt for alle økosystemer i kap. 4.2. Her gis informasjon spesifikt for økosystemet våtmark.

Tilførsel av nitrogen til våtmark påvirker N-akkumulasjon i torv og torvvann, og kan føre til nitrogenmetting i bunnsjiktet. Dette vil gi store endringer i artssammensetningen, oftest med økt innslag av karplanter (særlig graminider) og endret moseflora. Det er imidlertid store forskjeller i tålegrensene mellom ulike myrtyper.

Nedbørsmyr (V3 Nedbørsmyr i NiN 2) har oftest en pH i myrvatnet på 3,5-4 (Fremstad 1997), og har svært lite tilgjengelig næring (f. eks. nitrogen). Tilførsel av næringsstoffer skjer i hovedsak via nedbør, vindtransport, eller gjennom nitrogenfiksering hos bakterier og cyanobakterier. Det øverste torvlaget er ombrogent, det vil si at det er akkumulert over grunnvannsnivået, og i motsetning til jordvannsmyr er det ingen påvirkning av vann fra løsmasser og berggrunn.

Vegetasjonen i feltsjiktet er artsfattig, med ca. 40 registrerte karplanter i Skandinavia. Bunnsjiktet er mer artsrikt, og særlig er torvmosene viktige. Nedbørsmyr er sensitiv til N-avsetning pga. naturlig liten tilgang på N, samt sur torv med lavt næringsinnhold, og artssammensetningen er tilpasset lav N-tilførsel. Høy N-tilførsel på nedbørsmyr vil føre til betydelige endringer i artssammensetning både for moser og karplanter, og tålegrensen for naturtypen er satt til 5-10 kg N/ha per år (Bobbink & Hettelingh 2011).

Jordvannsmyr (minerotrof myr, V1 Åpen jordvannsmyr, V9 Semi-naturlig myr i NiN 2) får tilførsel av næringsstoffer via grunnvannet, og har betydelig høyere tålegrenser enn nedbørsmyr. Fattigmyr og intermedier myr har tålegrense 10-15 kg N/ha per år, mens rikmyr har en tålegrense på 15-30 kg N/ha per år.

Det lar seg ikke gjøre å angi én tålegrense for all våtmark. Vi foreslår imidlertid å benytte den nedre tålegrensen for nedbørsmyr (5 kg N/ha per år), siden dette er den mest sensitive enheten. Vi vil da være på den sikre siden i forhold til N-påvirkning for alle enheter innen våtmark.

### Indikatorens tilstandsverdi

Indikatoren er total mengde nitrogen for et areal tilført gjennom luft og nedbør, og oppgis i kg N/år. Datagrunnlaget vil i hovedsak være modellerte verdier (fra NILU) for mengde N tilført gjennom luft og nedbør. For beregning av tilstandsverdi se kap. 4.2.

### Referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand

I referansetilstanden vil det ikke være noen menneskeskapt tilførsel av nitrogen til økosystemene, dvs. at referanseverdien er 0 kg N/år over hele det aktuelle vurderingsarealet. God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen som er 5 kg N/ha per år. For beregning av grenseverdi se kap. 4.2.

## 7.3 Indikatorer som kan bli operasjonelle gjennom etablering av ANO

### 7.3.1 Blåtopp

Blåtopp er en jordvannsindikator på myr. Blåtopp er en fuktbevarende art som er svært vanlig i jordvannsmyr nord til Troms, men som er noe mindre vanlig i Finnmark (Elven 2005, <https://artskart.artsdatabanken.no/>). Blåtopp anses som en viktig indikator fordi den forekommer svært vanlig, er lett å kjenne igjen, og den har en klar respons på nitrogenforurensing.

Forekomst av blåtopp indikerer nitrogenforurensing innen nivå-2 enheten *Myr og kilde*, men kun for nedbørsmyr uten tekniske inngrep (V3 Nedbørsmyr i NiN 2) (Bakken & Flatberg 1995). Når

nedbørsmyr dreneres, vil torva mineraliseres og frigi næringsstoffer, og dette vil også kunne lede til at blåtopp etableres.

Nedbørsmyr har oftest pH i myrvatnet på 3,5-4 (Fremstad 1997), og har svært lite tilgjengelig næring (eks. nitrogen). Tilførsel av næringsstoffer skjer i hovedsak via nedbør, vindtransport, eller gjennom nitrogenfiksering hos bakterier og cyanobakterier. Hvor mye næring som tilføres varierer bl.a. med nærhet til kysten (oseanitet) og grad av luftforurensing. Aarrestad & Stabbetorp (2010) diskuterer nedbørsmyr som en naturtype med lav tålegrense for nitrogen. Plantene som vokser på nedbørsmyr antas å være begrenset av nitrogentilgang, og artsinventaret gjenspeiler dette. Om lag 40 karplantearter opptrer på nedbørsmyr i Skandinavia, men mange av disse vokser ombrotroft bare i enkelte bioklimatiske regioner (oppsummert i Moen et al. (2011). Pors og rome (*Myrica gale*, *Nartheicum ossifragum*) kan f.eks. vokse på nedbørsmyr i oseaniske områder, men finnes ikke ombrotroft i mer kontinentale områder. For blåtopp er det ingen slike regionale forbehold; arten indikerer det samme overalt, og er relevant som indikator for alle fylker og regioner.

Hvis ANO implementeres med registrering av karplanter i ANO-punkter, vil blåtopp bli inkludert der. Det er svært viktig å ha informasjon om NiN-hovedtype for å kunne benytte informasjon om forekomst av blåtopp som en indikator på økologisk tilstand.

**Indikatorens tilstandsværdi** måles i prosent areal (%) av nedbørsmyr uten tekniske inngrep med fravær av arten. Indikatoren relateres til det arealet som skal vurderes, f.eks. lokalitet eller fylke. Indikatoren er positiv, dvs. jo høyere tilstandsværdi, jo bedre økologisk tilstand.

#### Referanseverdi

På enkeltlokaliteter er referanseverdien fravær av blåtopp, og på regional skala er referanseverdien 100 % fravær av blåtopp i relevant naturtype i arealet som skal vurderes.

#### Grenseverdi for god tilstand

På enkeltlokaliteter vil grenseverdien være fravær av blåtopp. På regional skala settes grenseverdien til fravær av blåtopp på > 60 % av arealet med nedbørsmyr uten tekniske inngrep.

### 7.3.2 Duskull

Duskull er en jordvannsindikator på myr. Den er en fuktbevende art som er svært vanlig i hele landet (Elven 2005, <https://artskart.artsdatabanken.no/>). Arten anses som en viktig indikator fordi den forekommer svært vanlig, er lett å kjenne igjen, og har en relativt klar respons på nitrogenforurensing og mineralisering av torv.

Duskull er følsom for nitrogenforurensing innen nivå-2 enheten Myr og kilde, men kun for nedbørsmyr uten tekniske inngrep (V3 Nedbørsmyr i NiN 2) (Bakken og Flatberg 1995). Når myr dreneres, vil torva mineraliseres og frigi næringsstoffer, og dette vil også kunne lede til at duskull etableres på nedbørsmyr. For å kunne skille mellom effekter av nitrogennedfall og effekter av endret hydrologi må derfor datagrunnlaget for indikatoren komme fra nedbørsmyr uten tekniske inngrep (se også Bakken & Flatberg 1995: 51). Selv om duskull også kan indikere dårlig økologisk tilstand på drenert nedbørsmyr, anbefaler vi ikke å bruke arten i seg selv. Duskull bør i den sammenheng heller inngå som én av flere arter i en sammensatt karplanteindeks.

Nedbørsmyr har oftest pH i myrvatnet på 3,5-4 (Fremstad 1997), og har svært lite tilgjengelig næring (eks. nitrogen). Tilførsel av næringsstoffer skjer i hovedsak via nedbør, vindtransport, eller gjennom nitrogenfiksering hos bakterier og cyanobakterier. Hvor mye næring som tilføres varierer bl.a. med nærhet til kysten (oseanitet) og grad av luftforurensing. Aarrestad & Stabbetorp (2010) diskuterer nedbørsmyr som en naturtype med lav tålegrense for nitrogen. Plantene som vokser på nedbørsmyr antas å være begrenset av nitrogentilgang, og artsinventaret gjenspeiler dette. Om lag 40 karplantearter opptrer på nedbørsmyr i Skandinavia, men mange av disse vokser ombrotroft bare i enkelte bioklimatiske regioner (oppsummert i Moen et al. 2011). Duskull kan opptre på (naturlig) erodert nedbørsmyr i oseaniske områder, men

vokser ikke ombrotroft ellers. Arten kan derfor ikke brukes som indikator i «sterkt oseanisk bioklimatisk seksjon (O3), og vi anbefaler å ekskludere O3 i denne sammenheng. Duskull er derfor relevant som indikator for alle fylker og regioner, men med unntak for de mest oseaniske områdene langs kysten fra Vest-Agder til Nordland. Areal som dekkes av de ulike bioklimatiske seksjonene er tilgjengelig som et kartlag i GIS, og er informasjon som er enkel å ta i bruk.

**Indikatorens tilstandsværdi** måles i prosent areal (%) av nedbørsmyr med fravær av arten. Indikatoren relateres til det arealet som skal vurderes, lokalitet eller fylke.

#### **Referanseverdi -nedbørsmyr**

På enkeltlokaliteter er referanseverdien fravær av duskull, og på regional skala vil den være fravær av duskull på relevante lokaliteter i området som er i fokus. Referanseverdien er derfor 100 % fravær av duskull på alle undersøkte lokaliteter i arealet som vurderes. Indikatoren er positiv, dvs. jo høyere verdi, jo bedre tilstand. Fravær av duskull på nedbørsmyr uten tekniske inngrep i de bioklimatiske seksjonene O2-C1 indikerer god økologisk tilstand.

#### **Grenseverdi for god tilstand-nedbørsmyr**

På enkeltlokaliteter vil grenseverdien være forekomst av duskull. På regional skala settes grenseverdien for god økologisk tilstand til fravær av duskull på > 60 % av lokalitetene.

### **7.3.3 Dekning av torvmoser**

Torvmoser er den viktigste slekta på myr i boreale områder, og dette gjelder både dekning, bidrag til torvakkumulering, og utvikling av myrene over tid (Flatberg 2013, Rydin & Jeglum 2013). Torvmoser forekommer vanlig og er lette å kjenne igjen på slektsnivå. Stor forekomst eller endringer i mengdeforhold over tid kan indikere dårligere økologisk tilstand relatert til manglende hevd, nitrogenforurensing eller drenering.

*Torvmoser og manglende hevd.* Stor forekomst og dekning av torvmose i bunnsjiktet i slåttemyr innen nivå-2 enheten *Semi-naturlig myr og våteng* indikerer økt torvvekst som følge av manglende hevd. Tuedannende moser (som torvmoser) vokser i spissen av skuddet, og i slåttemyr som holdes i hevd vil de ha begrenset dekning fordi de kuttes jevnlig. Økt dekning av tuedannende moser indikerer derfor dårligere økologisk tilstand på slåttemyr. Innen semi-naturlig myr og våteng skilles det mellom hevd gjennom slått og beite (LKM slåttepreg i NiN). Beiting påvirker antakelig tuedannende moser annerledes enn slått, men her er kunnskapen mangelfull. På grunn av denne usikkerheten anser vi at indikatoren ikke bør brukes for beitemyr. Drenering vil også påvirke forekomst og dekning hos torvmoser, og i drenert slåttemyr vil effektene være konfunderte.

Undersøkelser i rik slåttemyr i naturreservatene Sølendet og Tågdalen (upubliserte data) viser at torvmoser i gjennomsnitt forekommer i 9 % av flatene som holdes i hevd, og i 21 % av flatene som har ligget uslått i over 60 år. Gjennomsnittlig dekning er henholdsvis 5 % og 17 %. Indikatoren vil ha størst relevans for de vegetasjonsgeografiske regionene de to studieområdene representerer (vegetasjonssonene mellomboreal og nordboreal, samt vegetasjonsseksjonene klart oseanisk, svakt oseanisk og overgangsseksjonen), men den vil og ha relevans langt utenfor dette etter som de aktuelle artene har vid utbredelse. Vi bedømmer den som relevant for alle fylker og regioner.

**Torvmoser og nitrogenforurensing.** På nedbørsmyr (V3 Nedbørsmyr i NiN 2) innen nivå-2 enheten *Myr og kilde* kan endring i mengde torvmoser over tid indikere nitrogenforurensing. I nedbørsmyr ligger grensa for hvor mye nitrogen som kan tilføres uten at torvmosene går tilbake rundt 1 tonn/km<sup>2</sup> per år (Rydin & Jeglum 2013: 181), og tilbakegang for torvmosene samtidig som karplantene øker kan brukes som en indikator på endring i vannkjemi. Nedbørsmyr har oftest pH i myrvatnet på 3,5-4 (Fremstad 1997), og har svært lite tilgjengelig næring (eks. nitrogen). Tilførsel av næringsstoffer skjer i hovedsak via nedbør, vindtransport, eller gjennom nitrogenfiksering hos bakterier og cyanobakterier. Hvor mye næring som tilføres varierer bl.a.

med nærhet til kysten (oseanitet) og grad av luftforurensing. Aarrestad & Stabbetorp (2010) diskuterer nedbørsmyr som en naturtype med lav tålegrense for nitrogen. Plantene som vokser på nedbørsmyr antas å være begrenset av nitrogentilgang, og artsinventaret gjenspeiler dette. Torvmosene er spesialistene framfor noen i slik myr, og det opptrer noe over 20 arter torvmoser på nedbørsmyr (Bakken & Flatberg 1995). Disse har ulik toleranse for økt nitrogentilgang, og en indikator med et utvalg torvmosearter vil kunne bli mer presis enn en indikator som omfatter alle arter torvmose på nedbørsmyr. Torvmoser er en relevant indikator for nitrogenforurensing i alle fylker og regioner. Drenering vil også påvirke forekomst og dekning hos torvmoser, og i drenert nedbørsmyr vil effektene av nitrogenforurensing og drenering være konfunderte.

**Torvmoser og drenering.** Når myr dreneres, vil nitrogen frigjøres gjennom nedbryting (mineralisering) av torv. Dette vil kunne påvirke forekomst og dekning hos torvmoser både i positiv og negativ retning. Samtidig vil lavere vannstand direkte påvirke hvilke arter torvmose som opptrer, og mengdene av artene. Sannsynligvis vil total mengde torvmoser reduseres over tid. Torvmoser som gruppe er upresis og dårlig egnet som indikator på drenering, men drenering må tas hensyn til siden det påvirker muligheten til å bruke torvmoser som indikator for manglende hevd eller nitrogenforurensing.

Det vil kreves nye overvåkingsdata for å kunne ta i bruk torvmoser som indikator, og ANO kan gi data som er relevante for *Myr og kilde*. *Semi-naturlig myr og våteng* dekker såpass lite areal (ca. 3000 km<sup>2</sup>, dvs. 0,9 % av ..... ) at arealtyperepresentativ overvåking (Halvorsen 2011) er mest realistisk for å skaffe til veie et godt datagrunnlag (Øien et al. 2018). En arealtyperepresentativ overvåking bør omfatte mer detaljerte registreringer av arter i bunnsjiktet, og gullmose (*Tomentypnum nitens*) bør inngå sammen med torvmoser i en indikator som henter sitt datagrunnlag fra slik overvåking.

**Indikatorens tilstandsværdi** måles i dekning (%) av torvmoser. Når indikatoren avtar i verdi i nedbørsmyr, gjenspeiler dette dårligere økologisk tilstand. Økende verdier av torvmoser i slåttemyr gjenspeiler dårligere økologisk tilstand.

Referanse- og grenseverdier vil variere mellom ulike nivå 2-enheter (**Vedlegg 1**).

### **Semi-naturlig myr (slåttemyr)**

**Referanseverdien** vil tilsvare dekning av torvmoser i bunnsjiktet i semi-naturlig myr som fremdeles er i hevd, og som har vært i tilnærmet kontinuerlig hevd i mange tiår. Eksempelene fra Sølendet og Tågdalen viser at 5 % dekning er et relevant nivå. Dekningsgradsskalaen i NiN skiller mellom klasse 0 og 1 ved 6,25 % (Halvorsen et al. 2016), og vi velger derfor å benytte 6,25 % som referanseverdi. Vi vil legge til at referanseverdien varierer betydelig mellom og innad i lokaliteter, og det hefter en betydelig usikkerhet ved det å angi en spesifikk prosentvis dekningsgrad på denne måten.

**Grenseverdien** for god tilstand vil være lavere enn 17 %, jf. dekning i gjengroende slåtteflater på Sølendet og Tågdalen. Dekningsgradsskalaen i NiN skiller mellom klasse 1 og 2 ved 12,5 % (Halvorsen et al. 2016: 23), og vi fastsetter derfor grenseverdien til 12,5 % for et representativt utvalg på regional skala.

### **Myr og kilde**

**Referanseverdien** for denne indikatoren er dekning av torvmoser i myr og kilde uten nitrogenforurensing, og den konkrete verdien vil variere fra lokalitet til lokalitet. Data samlet inn gjennom ANO kan gi grunnlag for å beregne gjennomsnitt og varians i torvmosedekning i områder. Dette kan potensielt brukes til å utvikle konkrete referanse- og grenseverdier.

**Grenseverdi** kan utvikles basert på nye overvåkingsdata (se referanseverdi), men det er ikke gjort noe forsøk på å fastsette dette nå.

### 7.3.4 Sammensatte karplanteindekser

Sammensatte karplanteindekser basert på Ellenbergverdier (se kap. 4.4.) er aktuelle indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, men det gjenstår et utviklingsarbeid for å få til dette. Metodikk benyttet av Töpfer et al. (2018) kan muligens benyttes til å foreslå referanse- og grenseverdier for disse indikatorene i utvalgte naturtyper i våtmark, se også **Vedlegg 3**.

Dahls respirasjons-sum (Dahls  $r$ ) er et mål for artenes varmekrav gjennom vekstsesongen. Verdiene er basert på sammenhengen mellom geografisk artsutbredelse og viktige klimavariabler knyttet til temperatur. Indikatoren beregnes ut fra planteartenes mengdemål innen et gitt areal.

Arbeidet med å definere referanse- og grenseverdier vil utvikles over tid i takt med innsamlede data fra ANO.

### 7.3.5 Areal uten fremmede arter med høy risiko

Data samlet inn i ANO kunne utgjøre grunnlag for en indikator for fremmede arter, som vil være relevant for å vurdere endring i økologisk tilstand over tid.

### 7.3.6 Dekning av areal uten vedplanter

Oppslag av busker og trær er et av de mest synlige tegnene på gjengroing, og økt dekning av vedplanter på myr indikerer dårligere økologisk tilstand. Økt dekning av vedplanter kan skyldes endret hydrologi som en følge av drenering innen nivå-2 enheten *Myr og kilde*, eller opphør av hevd eller endret hydrologi innen nivå-2 enheten *Semi-naturlig myr og våteng*. Dekning av areal uten vedplanter brukes for å definere to indikatorer, én for *Myr og kilde*, og én for *Semi-naturlig myr og våteng*. Dekning av areal uten vedplanter er lett å måle, og tolkingen er lite påvirket av bioklimatisk region, samtidig som responsen på ulike påvirkningsfaktorer er klar. Dekning av areal uten vedplanter er ikke egnet for nivå-2 enheten *Sumpskog*, som i utgangspunktet har høy dekning av vedplanter.

Drenering av myr gir økt tilgang på luft i torva, noe som samtidig gir økt nedbryting av torv og bedre tilgang på næringsstoffer. Dette er faktorer som resulterer i økt vekst hos busker og trær (Murphy et al. 2009), og lav dekning av vedplanter indikerer derfor oftest god hydrologisk tilstand. Det generelle suksessjonsforløpet etter drenering er at myrplanter med luftvev i røttene går tilbake, mens trær og busker uten luftvev i røttene øker (Landry & Rochefort 2012). Laiho et al. (1995, 2003) viser at drenering raskt gir økt vekst hos busker, mens trærne har en senere respons. Over tid vil imidlertid trærne skygge ut buskene (Murphy et al. 2009), slik at det til slutt vil være tresjiktet som dominerer. Et eksempel fra Finland viser at etter 50 år med drenering har trærnes biomasse økt sju ganger og utgjør 90 % av biomassen over bakken (Laiho et al. 2003). I tilfeller der dreneringen er lite effektiv, vil dekning av busker og trær øke saktere, eller ikke i det hele tatt.

Lav dekning av vedplanter indikerer god hevd i semi-naturlig myr med slåttepåvirkning (slåttemyr). Forvedede vekster er blant de som tåler dårlig å bli slått, og ved god hevd vil det være lite busker på slåttemyr (Moen 1990, Moen & Øien 2012).

Fjernmåling er godt egnet for denne indikatoren, og særlig LIDAR-data gir gode muligheter for å måle busk- og tresjikt på en enkel og kostnadseffektiv måte. Dette anbefales for å dekke mange lokaliteter eller større områder. Hvis ANO implementeres med registrering av karplanter i ANO-punkter, vil dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt bli inkludert der. *Semi-naturlig myr og våteng* dekker såpass lite areal (ca. 3000 km<sup>2</sup>) at ANO sannsynligvis ikke vil gi et godt nok datagrunnlag for statistiske analyser, og arealtyperepresentativ overvåking er mest realistisk for å skaffe til veie et godt datagrunnlag (Halvorsen 2011, Øien et al. 2018).



Vi foreslår å registrere fire variabler for vedplanter; dekning av små vedplanter (hovedsakelig lyng) i feltsjiktet, dekning av andre vedplanter i feltsjiktet, dekning busksjikt, samt dekning tresjikt (se kap. 4.5).

**Indikatorenes tilstandsverdi** måles som arealandel (%) uten dekning av vedplanter i felt-, busk-, og tresjikt (se kap. 4.5). Indikatorene er positive; jo høyere verdier jo bedre økologisk tilstand.

#### **Referanseverdi og grenseverdi for *Myr og kilde***

Strand & Bentzen (2017) estimerer at busk- og tresjikt dekker henholdsvis 5,8 % og 8,4 % av myrarealet i et utvalg verneområder med verneformål myr. Arealet som er undersøkt omfatter med stor sannsynlighet både nivå 2-enhetene *Myr og kilde* og *Semi-naturlig myr og våteng* (se under). De definerer busksjikt som forvedede vekster (unntatt røsslyng, blåbær og blokkebær) med høyde 0,3-2,5 m, og tresjikt som forvedede vekster > 2,5 m, med andre ord litt avvikende fra NiN og det som foreslås her (se kap. 4.5). Dette er dekningsgrad på myrer som for det meste har god økologisk tilstand, men der noe areal har inngrep, og det skilles ikke mellom myrer med og uten tidligere hevd. Vi må anta at en del slåttemyrer uten hevd inngår i datasettet, og disse vil bidra til høyere dekning av vedplanter i datamaterialet enn dersom alt arealet var i god økologisk tilstand. Lyngstad mfl. (2016) anslår at om lag 10 % av myrarealet i Norge har vært slått, og vi kan også anta at 10 % av myrarealet i utvalget til Strand & Bentzen (2017) har vært slått.

Med utgangspunkt i dataene til Strand & Bentzen (2017) foreslår vi en referanseverdi på **87,5 %** uten dekning av vedplanter for indikatoren for nivå 2-enheten *Myr og kilde* på regional skala. Da har vi tatt høyde for at noe av dekningen av vedplanter i verneområder er knyttet til inngrep, og noe til gjengroing på slåttemyr. Dekningsgraden beregnes i dette tilfellet som summen av dekning i feltsjikt (utenom lyngvekster o.l., se kap 4.5), busksjikt og tresjikt.

Grenseverdien for god økologisk tilstand på regional skala settes til 75 % (uten dekning av vedplanter). Dette relateres til skillet mellom dekningsklasse 2 og 3 i NiN (Halvorsen mfl. 2016: 23).

#### **Referanseverdi og grenseverdi for *Semi-naturlig myr og våteng***

Data fra langtidsundersøkelsene av slåttemyr i naturreservatene Sølendet og Tågdalen kan benyttes til å estimere dekning av busksjikt på areal som har vært ute av hevd sammenlignet med areal som har vært slått. I gjengroende slåttemyr har busksjikt i dag en dekning på henholdsvis ca. 24 % (Sølendet) og 11 % (Tågdalen), mens det i slåttemyr i god hevd dekker henholdsvis ca. 6 % og 2 % (Ross et al. under utarbeiding). Busksjikt defineres av disse forfatterne som forvedede vekster med høgde 0,3-2 m, og tresjikt som forveda vekster > 2 m.

På bakgrunn av data fra Sølendet og Tågdalen setter vi en referanseverdi for arealandel uten vedplanter i felt- og busksjikt på slåttemyr (innen *Semi-naturlig myr og våteng*) til 93,75 % (relatert til skillet mellom dekningsklasse 0 og 1 i NiN). At verdien ikke er 100 % reflekterer at det alltid vil være enkeltbusker som unngår slåtten fordi de f.eks. står på en tue eller nær en stein. Dekningsgraden beregnes i dette tilfellet som summen av dekning i feltsjikt (utenom lyngvekster o.l., se kap 4.5) og busksjikt.

Det er vanligvis en betydelig forsinkelse mellom opphør av slått og økning i dekning av vedplanter. De første årene, og til og med tiårene, kan det være små endringer, og markert gjengroing med busker er derfor et tegn på gjengroing som viser seg sent. Det er derfor grunn til å sette grenseverdien for god økologisk tilstand relativt høyt, og vi mener den bør ligge på 87,5 % arealandel uten dekning av vedplanter i felt- og busksjiktet (relatert til skillet mellom dekningsklasse 1 og 2 i NiN).

## 7.4 Indikatorer som har data men der referanseverdier må utvikles

### 7.4.1 Bestandsstatus hekkende fugl i våtmark (vadefuglindeks)

Utvikling i bestander av hekkende fugl i våtmark er en mulig god indikator for økologisk tilstand i våtmark. Indikatoren som foreslås her er bygd opp med utgangspunkt i arter som er nært knyttet til myr. Aktuelle arter med bra datatilgang i TOV-E i denne sammenheng er vadefuglartene enkeltbekkasin, småspove, grønnstilk, gluttsnipe, skogsnipe og rødstilk, og vadefuglindeksen vil være en gjennomsnittlig bestandsindeks for disse seks artene. Det kan beregnes årlige indekser for hver enkelt art basert på tilgjengelige data. Deretter brukes geometrisk gjennomsnitt for de seks artsindeksene for å bygge opp vadefuglindeksen. Nedgang i bestandene indikerer dårligere økologisk tilstand. Dette anses som en viktig indikator fordi det er eksisterende overvåkingsdata som kan benyttes, og samtidig representerer den en faunistisk artsgruppe.

Fraixedas et al. (2017) viser at myrarter av fugl foretrekker åpne myrer uten høgt tresjikt, og at våte forhold er viktig for vadere. De dokumenterer videre en nedgang i bestandene av fuglearter på myr i Skandinavia på 20 % i perioden 1997-2014, og kobler dette til effekter av drenering. Drenering av myr gir tørrere forhold, noe som i sin tur resulterer i økt vekst hos busker og trær.

Bestandsstatus for vadefugl kan brukes som en indikator for tilstand i nivå-2 enhetene *Myr og kilde*, samt *Semi-naturlig myr og våteng*, og det bør ikke skilles mellom disse to enhetene for denne indikatoren. Indikatoren kan ikke benyttes for nivå-2 enheten *Sumpskog* fordi det er andre fuglearter som vil være relevante der. Indikatoren er først og fremst følsom for endringer i hydrologi som følge av inngrep, men også andre påvirkninger som klimaendringer og gjengroing på grunn av manglende hevd kan påvirke tilstandsverdiene.

Nasjonalt nettverk for tellinger av fugl (TOV-E) gjennomfører arealrepresentativ overvåking av fugl basert på rutenettverket AR 18x18. Det er totalt 494 telleruter med vel 9000 tellepunkt, og det er utført årlige tellinger i dette tellenettverket siden 2006. En utfordring med TOV-E data er romlig oppløsning. Generelt sett er det god kvalitet på nasjonale tall, på regional skala vil det også ofte være god nok oppløsning til å kunne benytte data, mens det er usannsynlig at det vil kunne opereres på nivå kommune.

**Indikatorens verdi** måles som et geometrisk gjennomsnitt for de seks artsindeksene som inngår.

#### Referanseverdi

En relevant referanseverdi for vadefuglindeksen vil måtte ta utgangspunkt i bestandsstatus for enkeltartene i intakte myrer. Dette er en verdi vi ikke kjenner. Det ble gjort en rekke fugleinventeringer som før-undersøkelser før utbygging av vannkraft på 1970-tallet. I tillegg ble det gjennomført større økologiske forskningsprosjekt i urørte områder i samme periode (Bevanger 1976). Referanseverdier for enkeltarter og bestandsindeksen kan utledes fra disse registreringene. Midler til å analysere gamle data med sikte på å fastsette referanseverdier er innvilget fra naturindeksprosjektet, og resultatet av disse analysene vil vise om vadefuglindeksen kan benyttes i arbeidet med å fastsette økologisk tilstand. Se også drøftinger i kap. 4.3.

#### Grenseverdi for god økologisk tilstand

Vi foreslår å sette grenseverdien for god økologisk tilstand til 60 % av referanseverdien. Etter hvert vil man få erfaring med hvordan disse verdiene fungerer i praksis.

## 8 Indikatorer spesifikke for semi-naturlig mark

### Økologi og areal

Vi vet ikke hvor mye semi-naturlig mark som finnes i Norge i dag, men ca. 1100 km<sup>2</sup> er registrert i naturbase per april 2018. Dette utgjør bare ca. 0,3 % av det totale landarealet i Norge. Hovedøkosystemet semi-naturlig mark er definert som økosystemer der tradisjonell bruk, også kalt hevd eller skjøtsel, er en betingelse for økosystemets opprinnelse, utforming og funksjonalitet. I NiN deles semi-naturlig mark inn i hovedtypene semi-naturlig eng (inkluderer både åpne og tresatte naturbeitemarker og slåttemarken som hagemarker og løvenger), semi-naturlig strandeng, kystlynghei og boreal hei. Semi-naturlig mark har oppstått gjennom behovet for beiteområder og fôr til dyr, og er formet gjennom interaksjoner mellom de gitte naturressursene og menneskers bruk over tid. Landskap har blitt ryddet for skog. I tillegg har det foregått en storstilt høsting av ressurser fra de semi-naturlige naturtypene, først og fremst gjennom beiting, slått og sanking. Økosystemet består av naturlig forekommende arter, men bruksformen og hevdintensiteten har påvirket fordelingen og mengdeforholdet av disse artene (Moen & Øien 1998, Norderhaug et al. 1999). Sviing har f.eks. vært benyttet som metode for å øke/forny forekomstene av ønskete beite- og fôrvekster.

Endringene i arealbruk og skjøtsel gjennom de siste 150 årene har ført til en markant nedgang i mange typer av semi-naturlig mark (Lindgaard & Henriksen 2011). De lettest tilgjengelige markene, på høyere boniteter, er hovedsakelig truet av oppdyrking, noe som fører til hurtig tap av biologisk mangfold på økosystem-, arts- og genetisk nivå. De mer marginale markene, som finnes i mindre tilgjengelige områder og på lavere boniteter, er på sin side truet av opphør av drift; beitedyr forsvinner og slått opphører. Dette fører til gjengroing, og over tid går de lysåpne markene over til skog i de delene av landskapet der skogen kan etablere seg. Varmere somre, mer nedbør og økt konsentrasjon av CO<sub>2</sub> som følge av klimaendringer, samt tilførsel av nitrogen gjennom nedbør, vil generelt øke farten på gjengroingen. Havnivåheving kan føre til strandenger forsvinner, da artene ikke har noe sted å flytte til. Nedbygging av jordbruksareal til bolig, hytter, industri eller infrastruktur bidrar også til arealreduksjon av semi-naturlige marker. Noe semi-naturlig mark har blitt tilplantet med skog. Dagens klimapolitikk legger dessuten opp til skogplanting på jordbruksmark som har gått ut av hevd (Haugland et al. 2013). Semi-naturlig mark er utsatt for spredning av fremmede arter med sin nærhet til plantefelt og hager.

Semi-naturlig mark er leveområde for mange ulike gras, urter, sopp, insekter og fugl (Jordal 2013, Norderhaug et al. 1999). En del av soppartene vi finner her, finnes bare på semi-naturlig mark med lang kontinuitet, det vil si der beite og slått har pågått noenlunde sammenhengende over svært lang tid. Høye forekomster av urter og blomstrende dvergbusker er særlig viktige pollen- og nektarressurser for insekter. Pollinering er derfor et viktig naturgode fra semi-naturlig mark. Andre naturgoder er f.eks. genetiske ressurser, husdyrprodukter, karbonbinding og opplevelser knyttet til rekreasjon, friluftsliv og turisme (se **Figur 10**).

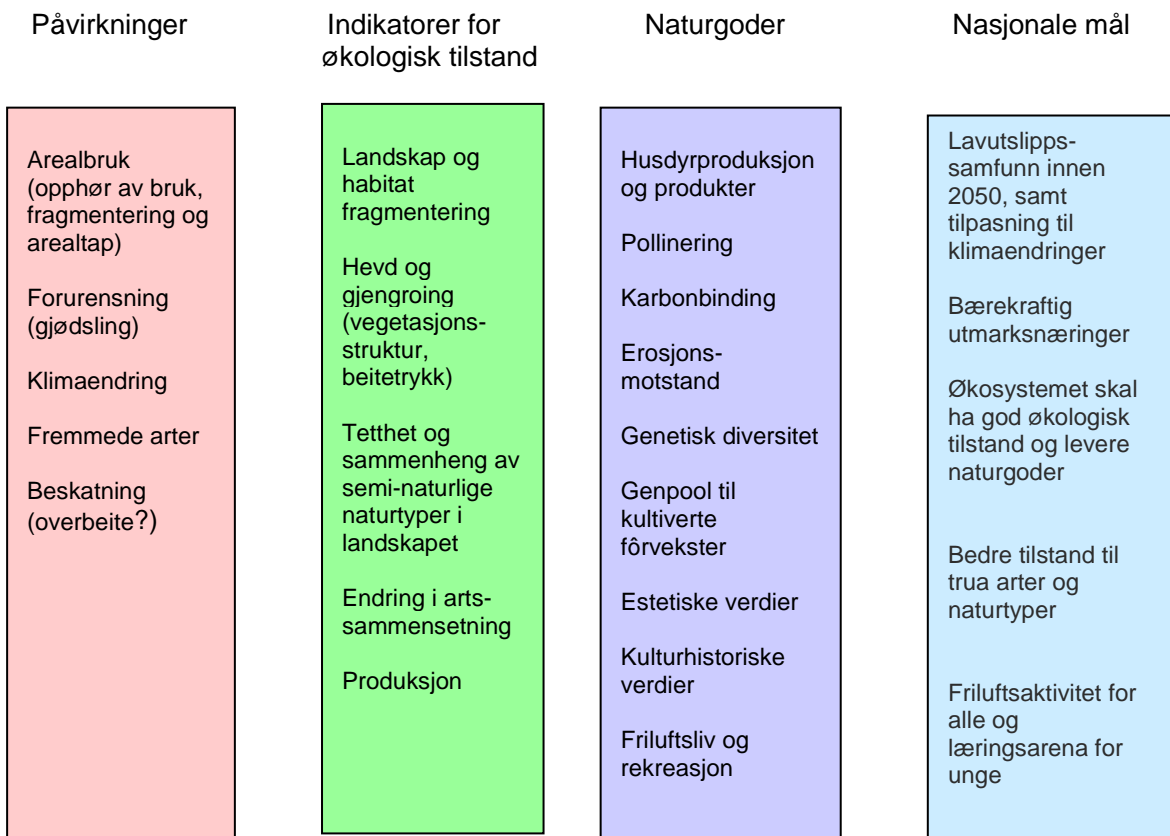
### Påvirkninger

Den viktigste påvirkningsfaktoren for semi-naturlig mark er endret arealbruk. For svak bruk, eller opphør av bruk, fører til gjengroing. For sterk bruk fører til gjennomgripende endringer eller at økosystemet slutter å være et helhetlig system. Klimaendringer fører til en raskere gjengroing ved opphør av bruk. Både gjengroing og intensivering fører til fragmentering og isolasjon av semi-naturlig mark og de økologiske konsekvensene det kan ha for økosystemet og artsmangfoldet. Den andre viktigste påvirkningsfaktor er forurensning (nitrogentilførsel/gjødsling).

### Naturgoder

De indikatorene vi foreslår her, dekker 6 av de 7 egenskapene som karakteriserer god økologisk tilstand (primærproduksjon, funksjonelle grupper, landskapsøkologiske mønstre, biologisk mangfold og abiotiske forhold). Vi har vurdert flere fuglearter som indikatorer for egenskapen *biomasse i trofiske nivåer*, men for å kunne bruke disse som indikatorer trengs det mer

utviklingsarbeid og datainnsamling (se **Vedlegg 2**). For å kunne ta de aller fleste av de foreslåtte indikatorene i bruk må det samles inn nye overvåkingsdata, enten gjennom ANO eller annen overvåking. Siden semi-naturlig mark bare utgjør 0,3 % av det totale landarealet i Norge er det imidlertid sannsynlig at ANO ikke vil gi nok data til å utvikle holdbare tilstandsv verdier, og arealtype-representativ overvåking er nok mest realistisk for å skaffe til veie et godt datagrunnlag (Johansen et al. 2017).



**Figur 10.** Søylen indikerer hva som er de antatt viktigste negative påvirkningsfaktorene på semi-naturlig mark, grupper med indikatorer som kan si noe om den økologiske tilstanden, de viktigste naturgodene (økosystemtjenester), samt nasjonale mål for semi-naturlig mark. Indikatorer klare eller nesten klare til bruk er vist i tabell 11. I figuren er disse samlet i ulike grupper. Nasjonale mål er hentet fra miljøstatus.no, men forkortet. I tillegg nevnes bærekraftige utmarksnæringer.

I dette kapitlet omtaler vi indikatorer som anses for å være nær klare for bruk og som dermed kan inngå i en eventuell uttesting av fagsystemet (**Tabell 11**). For disse nær operasjonelle indikatorene antas det at indikatorenes tilstandsv verdi kan vurderes på en grov skala, gitt ut i fra eksisterende data. Kunnskap om omfang av påvirkninger kan i noen grad bidra til å ekspertvurdere tilstandsv verdiene til indikatorene, men dette må testes ut (se kap. 4). For nær-operasjonelle indikatorer er det utviklet forslag til indikatorens referanse- og grenseverdi (**Vedlegg 1**).

**Tabell 11** inneholder i tillegg en oversikt over indikatorer der vi har foreslått referanse- og grenseverdi for god tilstand, men der man ikke har gode nok data til å vurdere indikatorens tilstandsv verdi. Dette er de indikatorene som er foreslått avledet fra data samlet inn gjennom arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Det skal være relativt enkelt å ta i bruk disse indikatorene når ny overvåking er på plass. Forfatterne anser det som nødvendig å starte ny arealrepresentativ naturovervåking for å kunne etablere et fagsystem for å fastsette økologisk

tilstand som reflekterer økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet, se Nybø & Evju (2017). Disse ANO-indikatorene er inkludert i tabellen for å få en oversikt over indikatorer som foreslås å inngå i fagsystemet. En mer detaljert omtale av indikatorene, inkludert en gjennomgang av datagrunnlag for å fastsette referanse- og grenseverdier, finnes i **Vedlegg 2**.

**Tabell 11.** Indikatorer for økologisk tilstand som anses å kunne testes i en pilot der økosystemer i semi-naturlig mark inngår. For eksisterende data: Ja indikerer pågående overvåking, ANO - data om indikatoren kan ekstraheres fra planlagt arealrepresentativ naturovervåking. Kun indikatorer som har ja i kolonnene for både Foreslåtte referanse- og grenseverdier og Eksisterende data kan testes ut med eksisterende data. Indikatorer som krever etablering av ANO er kort omtalt i kapitlet nedenfor. Uttesting av data fra ANO-pilot vil avklare om naturtypen(e) er tilstrekkelig representert i nettverket av flater til at indikatorene vil bli klare til bruk, men pga. små og spredte arealer av disse økosystemene kan det bli for få observasjoner til å beregne indikatorenes tilstandsv verdier. Høyre kolonne henviser til hvilken økologisk egenskap indikatoren er knyttet til; Pr- Primærproduksjon, Ma-fordeling av biomasse i ulike trofiske nivå, Fu-funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, Vi: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, La-landskapsøkologiske mønstre, Bi- biologisk mangfold, Ab- abiotiske faktorer. Detaljert beskrivelse av egenskapene finnes i **vedlegg 4**.

Indikatorer for økosystemtilstand i semi-naturlig mark		Foreslått referanse- og grenseverdi	Eksisterende data	Økologisk egenskap
Arter				
	Areal uten dekning av problemarter	Ja	ANO	Bi
	Areal uten skadet og/eller død røsslyng	Ja	ANO	Pr, Vi
	Areal uten fremmede arter	Ja	ANO	Bi
Artssammensetning				
	Ellenberg lys	Ja	ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg pH	Ja	ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg nitrogen	Ja	ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg fuktighet	Ja	ANO	Pr, Fu, Ab,
	Ellenberg salt	Ja	ANO	Pr, Fu, Ab,
	Dahls 'r'		ANO	Pr, Fu, Ab,
	Humler i åpent lavland	Ja	Ja	Fu, Vi, Bi
	Dagsommerfugler i åpent lavland	Ja	Ja	Fu, Bi
Naturtyper				
	Mengde/andel lynghei i ulike faser	Ja	ANO	Pr, Vi
Struktur				
	Areal uten dekning av trær	Ja	ANO	Pr, Vi,
	Areal uten dekning av vedplanter i felt- og busksjikt	Ja	ANO	Pr, Vi,
	Tykkelse strøsjikt	Ja	ANO	
Annet				
	Aktuell bruksintensitet	Ja	ANO, NiN	Bi
	Antall beitemarker (3Q-karplantedata)	Ja	Ja	Bi
	Overskridelse tålegrenser nitrogen	Ja	Ja	Pr, Fu, Ab
	Beitetrykk		Produksjonstiskuddsdata	

**Vedlegg 2** utdyper og begrunner hvordan referanse- og grenseverdier er satt for indikatorene.

## 8.1 Humler i åpent lavland

Humler i åpent lavland er en indikator i Naturindeks som også er godt egnet som indikator for økologisk tilstand på semi-naturlig mark. Dataene for humler i naturindeks er overvåkingsdata fra 5 fylker (se **Vedlegg 1**). Følgende tekst er hentet fra [www.naturindeks.no](http://www.naturindeks.no): «Humler er en spesielt viktig gruppe av pollinerende insekter. Mange humler viser en negativ trend som følge av endret arealbruk i det moderne landbruket. Mengde og mangfold av humler er en god indikator på blomsterrike marker i god hevd. Vilde bier omfatter i overkant av to hundre norske arter hvorav 35 arter er humler. Denne indikatoren representerer humler som lever kun eller blant annet i åpne områder i lavlandet, typisk jordbrukslandskap. Eksempel er hagehumle, gresshumle, og ulike jordhumler.

Humler er en spesielt viktig gruppe av pollinerende insekter. Som andre bier lever de utelukkende på pollen og nektar fra blomstrende planter, og artene kan være mer eller mindre spesialiserte på en viss gruppe planter. Humler er tett knyttet til andre arter og resultatet av et evolusjonært samspill over mange millioner år. De er med å opprettholde mangfoldet av blomstrende planter i skogen og kan ha betydelig effekt på avlingen av blåbær og tyttebær gjennom sin bestøvning. De er også en god indikator på mengden og mangfoldet av blomstrende vekster i landskapet. Flere arter har gått sterkt tilbake de siste tiårene, da særlig de langtungete spesialistene som er spesielt knyttet til ertevekster som kløver og vikke i jordbruket. Seterbruk bidrar til et mer åpent skoglandskap og den kraftige tilbakegangen til denne naturtypen har en negativ effekt også på humler i skogen. Humler som gruppe er derfor både viktig i økosystemet og god indikator på urter og blomsterrike habitater.»

Indikatoren, slik den er i dag, fanger hovedsakelig opp endringer i nivå 2 typen semi-naturlig eng. Viktigste påvirkninger er arealbruk (opphør av bruk, arealtap) og forurensning (gjødsling, ugrasmidler og plantevernmidler). Indikatoren er knyttet til funksjonelle grupper og biologisk mangfold, for god økologisk tilstand i semi-naturlig mark.

Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsverdi.

**Indikatorens tilstandsverdien** er målt som det relative avviket fra en teoretisk referansetilstand (forventningssamfunn). Registreringene foretas i åpne gressmarker i tre regioner. Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av dagsommerfugler og humler blir gjort tre ganger hver sommer.

**Referanseverdi:** Referansetilstanden er et forventningssamfunn, som består av arter man potensielt kan påvise i et bestemt økosystem i et geografisk område, samt deres forventete mengde (Öberg et al. 2011). Avviket fra referansetilstanden er beregnet ved hjelp av observert endringstilstand, som er oppnådd gjennom standardiserte årlige registreringer av artene i felt. I naturindeks skaleres referansetilstanden til å få verdi 1.

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 60 % av referansetilstanden (= 0,6)

Nåværende datakilder: Overvåking av humler og dagsommerfugler, jfr. Naturindeks.

Fremtidige datakilder: Naturindeks. Overvåkingen bør utvides til flere fylker.

## 8.2 Dagsommerfugler i åpent lavland

Dagsommerfugler i åpent lavland er en indikator i Naturindeks som også er godt egnet som indikator for god økologisk tilstand på semi-naturlig mark. Dataene for dagsommerfugler i naturindeks er overvåkingsdata fra 5 fylker (se vedlegg 1). Følgende tekst er hentet fra [www.naturindeks.no](http://www.naturindeks.no): «Dagsommerfugler utgjør en delgruppe av sommerfuglene. I Norge finnes det nær hundre arter av dagsommerfugler. Denne indikatoren representerer dagsommerfuglarter som kun eller blant annet lever i åpne områder i lavlandet. Eksempler er rapssommerfugl, ildgullvinge og dagpåfugløyve.

Sommerfugler var blant de tidligste organismegruppene å bli studert og innsamlet, og er i dag en ikonisk organismegruppe for biologisk mangfold verden over. De er som gruppe også sterkt knyttet til artsrike habitater som for eksempel urterike grasmarker i god hevd siden mange er spesialisert på en eller noen få vertsplanter. Enkelte arter er knyttet til andre spesielle habitater som for eksempel rasbranter/bergsider. På grunn av de store forandringen i arealbruket innen det moderne land- og skogsbruket er habitatet til mange sommerfugler blitt satt under press, og i hele Europa ser vi tegn på nedgang i bestanden til flere arter av sommerfugler. Dagsommerfugler i åpent lavland inngår i indeksen som en samfunnsindikator som sammenstiller informasjon om et stort antall arter og indikerer forekomst av urterike åpne habitater.»

Viktigste påvirkninger er arealbruk (opphør av bruk, arealtap). Indikatoren er aktuell for økologisk tilstand i semi-naturlig mark.

Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsverdi.

**Indikatorens tilstandsverdien** er målt som det relative avviket fra en teoretisk referansetilstand (Öberg et al. 2011). Registreringene foretas i åpne gressmarker i tre regioner. Et nettverk med flater med 18 x 18 km mellomrom blir brukt for å bestemme hvor i regionene overvåkingen skal foretas. Hver flate er 1,5 x 1,5 km, og i hver flate er til sammen 1 km transekter lagt ut i åpen gressmark hvor registreringene av dagsommerfugler og humler blir gjort tre ganger hver sommer.

**Referanseverdi:** Referansetilstanden er et forventningssamfunn, som består av arter man potensielt kan påvise i et bestemt område og hvor vanlige de er. Avviket er beregnet ved hjelp av observert endringstilstand, som er oppnådd gjennom registreringer av artene i felt. I naturindeks skaleres referansetilstanden til å få verdi 1.

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 60% av referansetilstanden (=0,6)

Nåværende datakilder: Overvåking av humler og dagsommerfugler, jfr. Naturindeks  
Fremtidige datakilder: Naturindeks. Overvåkingen bør utvides til flere fylker.

## 8.3 Antall beitemarker

Denne indikatoren representerer bare nivå 2-enheten semi-naturlig eng, og da bare naturbeitemarker tilknyttet jordbruksarealer og gårdsbruk i aktiv drift. «Beitemark» er en arealkategori i 3Q. Av 569 permanente ruter på 97 overvåkingsflater (1x1km) som inngår i 3Q's karplanteovervåkingsprogram, er ca. 315 klassifisert som naturbeitemark ved 1. omdrev (2004-2008). Ved 2. omdrev (2011- sommeren 2018) er foreløpig 145 av disse reanalyisert og klassifisert som semi-naturlig beitemark etter NiN 1.0 (143 ruter gjenstår til sommeren 2018). Indikatoren omfatter i liten grad naturbeitemarker i utmark. Til tross for indikatorens begrensninger anses den som viktig da den foreløpig representerer eneste landsdekkende innsamling av overvåkingsdata for naturbeitemarker.



Nåværende datakilder: 3Q karplanter (overvåkingsprogram)  
Fremtidige datakilder: 3Q karplanter

Indikatoren er en arealklasse i 3Q overvåkingsprogrammet og måles i tilknytning til permanente ruter på 8 m x 8 m som oppsøkes med noen års mellomrom (omdrev) i 3Q's karplanteovervåkningsprogram.

**Indikatorens tilstandsværdi måles i:** antall ruter i datamaterialet som er klassifisert som naturbeitemark

**Referanseverdi (foreløpig):** antall ruter i datamaterialet som er klassifisert som naturbeitemark ved 1. gangs analyse (1. omdrev). Dette er en foreløpig tilnærming som må vurderes når pilottesten i Trøndelag skal gjennomføres, se **kap. 10**.

Vi vil gjøre et mindre utviklingsarbeid for å undersøke hva som ville vært beitemark i referansetilstanden slik denne ellers er definert for semi-naturlig mark.

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** Minimum 80 % av rutene har arealklasse naturbeitemark ved 2. eller senere omdrev.

## 8.4 Overskridelse av tålegrense for nitrogen

Denne indikatoren er beskrevet generelt for alle økosystemer i kap. 4.2. Her gis informasjon spesifikt for semi-naturlig mark.

### **Indikatorens tilstandsværdi – alle nivå-2 økosystemer**

Indikatoren er total mengde nitrogen for et areal tilført gjennom luft og nedbør og oppgis i kg N/år. Datagrunnlaget vil i hovedsak være modellerte verdier (fra NILU) for mengde nitrogen tilført gjennom luft og nedbør. For beregning av tilstandsværdi se kap. 4.2.

### **Referanseverdi – alle nivå-2 økosystemer**

I referansetilstanden vil det ikke være noen menneskeskapte tilførsler av nitrogen til økosystemene, dvs. at referanseverdien er 0 kg N/år over hele det aktuelle vurderingsarealet.

### ***Semi-naturlig strandeng - Grenseverdi for god økologisk tilstand***

Semi-naturlige strandenger er påvirket av den nære kontakten til havet med tilførsel av tang og tare ved stormflo og kraftig pålandsvind, noe som ved nedbrytning av det organiske materialet øker det naturlige innholdet av nitrogen i jordsmonnet. Det er ikke utført eksperimentelle forsøk med N-gjødsling på slike enger, men trolig ligger tålegrensen noe høyere enn for semi-naturlig eng (se nedenfor), da tålegrensen for marine kysthabitater som øvre saltenger er satt til 20-30 kg N/ha per år (Bobbink & Hetteling 2011). Vi foreslår derfor 20-30 kg N/ha per år som tålegrense for semi-naturlig strandeng. Effektene av overskridelse av N-tålegrensen er som for andre engsystemer, økt grasvekst og tap av artsdiversitet.

God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen som er 20 kg N/ha per år for semi-naturlig strandeng. For beregning av grenseverdi, se kap. 4.2.

### ***Semi-naturlig eng - Grenseverdi for god økologisk tilstand***

Næringsfattige semi-naturlige enger er svært sensitive for både forsuring og eutrofiering. Jordsmonnet har dårlig bufferevne mot endringer i pH, og giftige metaller kan lett mobiliseres. I Vest-Europa er middels tørre, grasdominerte enger på relativt næringsfattig mark utsatt for jordforsuring ved høy N-avsetning. Resultatet er tap av urter og økt grasvekst og dermed nedgang i biodiversitet og endret artssammensetning. Arter som responderer positivt på

atmosfærisk N-tilførsel er engkvein, rødsvingel, smyle og engsyre, mens arter som taper i konkurransen er blåklokke, skogfiol, engfiol, tiriltunge, røsslyng, klokkelyng og etasjemose. For referanser se Aarrestad & Stabbetorp (2010). Tålegrensen for fattige semi-naturlige enger er satt til 10-15 kg N/ha per år (Bobbink & Hettelingh 2011).

Næringsrike enger med høyere krav til kalsium innhold, pH og basemetning i jorda har en høyere tålegrense enn næringsfattige på 15-20 kg N/ha per år. Effekter av overskredet tålegrense er økning av høye gras, nedgang i artsdiversitet, økt mineralisering, utlekking av nitrogen og forsuring av øverste jordsjikt.

God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen for semi-naturlig eng, som er 10 kg N/ha per år. For beregning av grenseverdi, se kap. 4.2.

### ***Kystlynghei - Grenseverdi for god økologisk tilstand***

Kystlyngheiene er sensitive til både forsuring og eutrofiering. Vegetasjonen er tilpasset liten tilgang på N og anses som følsom for økt N-tilførsel. Gjødsling med N har vist at lauvfellende arter som blåbær, blokkebær og grasarter som blåtopp og smyle over tid har et større vekstpotensial og er mer effektive i sin utnyttelse av N-ressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær. Gjødsling med N har vist at lyngheisyklusen går raskere da røsslyngen i får økt vekst. Økt N-tilgang bidrar også til økt frostsensitivitet for røsslyng, endringer i mykorrhiza og jordkjemi. Bunnsjiktet med moser og lav påvirkes også negativt av økt N-avsetning både av direkte N-effekter, men også pga. økt strøproduksjon fra røsslyng, og ved at kryptogamer utkonkurreres som følge av økt grasvekst. Særlig lav har vist tilbakegang ved N-gjødsling. Mange studier har vist at økt N-avsetning øker næringsverdien i bladverket til røsslyng, noe som øker frekvensen av angrep fra lyngbladbillen og avdøying av røsslyng. Dette gir igjen et større potensial for framvekst av grasene smyle og blåtopp (se referanser i Aarrestad & Stabbetorp 2010).

Tålegrensen for kystlynghei er satt til 10-20 kg N/ha per år (Bobbink & Hettelingh 2011). Både tørre og fuktige kystlyngheityper er gitt samme tålegrense. Overskridelse indikeres ved økt grasvekst, særlig blåtopp, som over tid endrer lynghei til grashei, nedgang i lavdekning, endringer i plantenes biokjemi og økt følsomhet til biotisk- og abiotisk stress.

God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen for kystlynghei, som er 10 kg N/ha per år. For beregning av grenseverdi, se kap. 4.2.

### ***Boreal hei - Grenseverdi for god økologisk tilstand***

Boreal hei er en naturtype som er formet gjennom beiting og høsting av skog, og deler mange av de samme artene som finnes i kystlyngheiene. Boreal hei har ikke tradisjoner for systematisk sviing slik som kystlyngheiene. Arealene er i Sør-Norge mest knyttet til høyereliggende områder under skoggrensa, mens naturtypen i Troms og Finnmark har sin hovedutbredelse langs kysten i et betraktelig kjøligere klima enn i kystlyngheiernes utbredelse lenger sør. I Bobbink & Hettelingh (2011) behandles boreal hei sammen med lyngdominerte fjellheier (i gruppen «Arctic, alpine and sub-alpine habitats») og har tålegrensen 5-15 kg N/ha per år. Effekter av tålegrenseoverskridelse er tilbakegang av eviggrønne busker som krekling og tyttebær, samt økt vekst av graminider.

God økologisk tilstand innebærer at nitrogentilførselen ikke er større enn tålegrensen for boreal hei, som er 5 kg N/ha per år. For beregning av grenseverdi, se kap. 4.2.

## 8.5 Indikatorer som kan bli operasjonelle, men som trenger data

Som nevnt i teksten til tabell 11, er trolig forekomstene av semi-naturlige naturtyper så små og fragmenterte at ANO trolig ikke kommer til å dekke opp behovet for å få tilstrekkelig med data til indikatorene. Indikatorene omtales likevel her.

### 8.5.1 Areal uten dekning av problemarter

Problemarter er konkurransesterke plantearter som ofte forekommer naturlig i semi-naturlig mark, men som ved opphør eller endringer av tradisjonell hevd raskt utkonkurrerer lavvokste og lyselskende arter som karakteriserer naturtypen. Problemartene kan til slutt dominere større arealer og danne enartsbestander på semi-naturlig mark. Dette gir dårlig økologisk tilstand ved at primærproduksjonen øker, det skjer endringer i funksjonelle grupper og det reduserer det biologiske mangfoldet.

I semi-naturlig eng dominerer de funksjonelle gruppene gras og urter. I velholdte utforminger opptrer karakteristiske plantearter nokså jevnt fordelt i slåttemark, mens artene kan være noe mer mosaikk-fordelt i beitemark, men i liten grad i dominerende enartsbestander. Eksempler på arter som kan danne enartsbestander ved opphør av bruk er mjørdurt, hundekjeks, tyrihjel, hundegras og hestehavre.

Semi-naturlig strandeng er i referansetilstand lysåpen og har et velutvikla, lågvokst feltsjikt der salttålende arter (halofytter) opptrer sammen med urter og gras som er typisk for semi-naturlig mark. Artene opptrer i liten grad i enartsbestander. Dekningen av takrør kan øke i strandenger ved opphør av hevd eller ved andre inngrep som endrer de abiotiske forholdene på enga, og takrør er en typisk problemart, i hvert fall på semi-naturlige strandenger i boreonemoral sone.

Det finnes enartsbestander som sprer seg i kystlynghei, og som kan gjøre at naturtypen trues og at den økologiske tilstanden reduseres. Dette kan være arter som allerede tilhører artssammensetningen i naturtypen, men grunnet en eller flere påvirkninger øker i dekningsgrad på bekostning av andre stedegne arter. Eksempler på slike arter er einstape, lys- og knappsviv og blåtopp.

Typiske problemarter som kan danne enartsbestander som kan bre om seg i boreal hei, er einer og vier-arter. Dette er arter som forekommer naturlig i naturtypen, men som kan bre seg utover dersom hevdintensiteten blir for lav. Einer kan i enkelte utforminger av naturtypen være en av de dominerende artene i feltsjiktet, men kan ved gjengroing dominere arealer alene på bekostning av andre naturlig forekommende arter.

Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsverdi.

**Indikatorens tilstandsverdi** måles som arealandelen (%) med fravær av problemarter (%).

**Referanseverdi:** 90 %

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 75 % (se **vedlegg 2** med begrunnelse)

Nåværende datakilder: se **Vedlegg 2**

Fremtidige datakilder: ANO eller annen systematisk overvåking

### 8.5.2 Fravær av skadet og/eller død røsslyng

Denne indikatoren er aktuell for kystlynghei. Skadet og/eller død røsslyng skyldes i hovedsak to årsaksforhold; det ene er tørkeskader- og død som følge av perioder med lite nedbør, og det andre er beiteskader- og død som følge av lyngbladbilleangrep. Tørkeskader kan oppstå gjennom hele året. Tørke om vinteren, med kombinasjoner av lite nedbør, tele i bakken og vind,

kan gi omfattende skader på etablerte røsslyngplanter. Eldre røsslyng (moden- og degenererende fase) er mer utsatt for tørkeskader enn ung lyng (byggefase). Tørke om våren og sommeren kan gi omfattende skader på frøspirer som skal etablere seg, da disse har et lite utviklet rotsystem og tørker lett ut. Mens tørkeskader kan kjønes igjen ved at røsslyngen har intakte kort- og langskudd, kan skader og død fra lyngbladbillen kjønes igjen ved at skuddene er beitet bort. Lyngbladbillen (*Lochmaea suturalis*) er monofag, og lever i stor grad bare på røsslyng. Den overvintrer som voksen bille i mose og strølag i kystlyngheia, legger egg om våren og får fullvoksne individer på sensommeren. Det er vist at det er sammenheng mellom fangst av lyngbladbiller og lyngens tilstand, med mer biller i gammel lyng enn i ung og frisk lyng (Taksdal 1997). Økte nitrogenavsetninger kan føre til økt sensitivitet for insektangrep, ettersom bladverket blir mer næringsrikt. Skadet og/eller død røsslyng reduserer den økologiske tilstanden ved at primærproduksjonen reduseres kraftig. Skal tilstanden bedres, må røsslyngen etablere seg på ny fra rotskudd eller frø, og dette kan ta varierende tid avhengig av både skadeomfang, regenereringsstrategi, og hvor rask gjenveksten er.

**Indikatorens tilstandsværdi** måles som arealandel (%) røsslyng som ikke er skadet av tørkeperioder og lyngbladbilleangrep.

**Referanseverdi:** 90 %

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 60 %, se **Vedlegg 2**.

Nåværende datakilder: se **Vedlegg 2**

Fremtidige datakilder: ANO eller annen systematisk overvåking

### 8.5.3 Sammensatte karplanteindekser

Flere indikatorer kan utvikles fra registreringer av forekomst og fravær av plantearter. Det er utviklet referanse- og grenseverdier for Ellenbergindikatorer for kystlynghei, strandeng og seminaturlig eng. Disse er omtalt i kap. 4 og disse verdiene kan gjenfinnes i **Vedlegg 1**. Det er nødvendig med ny datainnsamling for å kunne ta disse indikatorene i bruk.

### 8.5.4 Areal uten fremmede arter

Det finnes fremmede arter med stor økologisk risiko som sprer seg i kystlynghei, semi-naturlig eng og strandeng, og som kan gjøre at naturtypene trues og at den økologiske tilstanden reduseres. Eksempler på slike arter er rynkerose (*Rosa rugosa*), kanadagullris (*Solidago canadensis*), sitkagran (*Picea sitchensis*), buskfuru (*Pinus mugo*) og gulltorn (*Ulex europaeus*). Fremmede arter har varierende grad av økologisk risiko, og kan utgjøre en trussel mot det stedegne naturmangfoldet.

Fremmedartinnslaget i boreal hei er mindre enn i de andre semi-naturlig mark naturtypene. Av arter som man likevel kan trekke fram, er for eksempel lutsgran, sitkagran, berg- og buskfuru, som kan spre seg fra plantefelt satt opp i nærheten av stølsområder.

Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsværdi.

**Indikatorens tilstandsværdi** måles som arealandel (%) med fravær av fremmede arter, dvs. det arealet som gjenstår når dekningsgrad (%) av fremmede i kategoriene «potensielt høy risiko», «høy risiko», og «svært høy risiko» er trukket fra. Se for øvrig kap. 4.6.

**Referanseverdi:** 100 %

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 90 %

### 8.5.5 Mengde/andel lynghei i ulike faser

Denne indikatoren er aktuell for kystlynghei. Dagens viktigste hevdregimer i kystlyngheiene er lyngsviing og beiting, der beitingen gjerne er helårsbeiting med gammelnorsk sau. Hevdintensiteten bør være moderat, da for svak intensitet fører til gjengroing, og for sterk intensitet fører til at man får overganger til semi-naturlig eng. Når både hevdregimer og hevdintensitet er god, får man en naturtype bestående av naturtypemosaikker. Disse naturtypemosaikkene består av kystlynghei hvor ulike faser i lyngheisyklusen er representert; pionerfase, byggefase, moden fase og degenererende fase (Gimingham 1972). Pionerfasen som forekommer i de første årene (0-6 år) etter sviing karakteriseres av en rekke urter og graminider. De andre fasene domineres i stor grad av lyngarter. I overgangen fra moden fase og til degenererende fase øker andelen med forvedet materiale hos røsslyngen, og planten blir mindre attraktiv som beiteplante. Kystlyngheier som består av vekslinger mellom mosaikker har et høyere mangfold av arter, en annen mengdefordeling av arter, og mer varierte vekslinger av vegetasjon i ulike høyder og struktur, sammenlignet med lyngheier uten mosaikker. Kystlyngheier hvor vekslinger av ulike lyngheifaser inngår, har en høyere beiteverdi (Gimingham 1972).

**Indikatorens tilstandsverdi:** måles som forekomst av to eller flere faser lynghei. I det studerte arealet, f.eks. et fylke, vil prosentandelen av arealet med to faser av lynghei være indikatoren. I arealrepresentativ overvåking måles den ved at fase(r) identifiseres innen en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO punkter. Deretter skaleres informasjonen opp til en lokalitet/region.

**Referanseverdi:** 75 % av andelen av lyngheiarealet innen en lokalitet/region har to faser eller flere faser representert.

**Grenseverdi for god økologisk tilstand:** 50 % av andelen av lyngheiarealet innen en lokalitet/region har to eller flere faser representert.

Datakilder: ANO

### 8.5.6 Areal uten dekning av trær

Dekningsgraden av trær er lav i semi-naturlig mark i god hevd. Tresjiktets dekningsgrad har betydning for vekstvilkår for andre arter da høy dekning reduserer lystilgangen til disse artene. Økt innslag av trær betyr økt primærproduksjon, endret sammensetning av funksjonelle grupper innenfor det trofiske nivået primærprodusenter og redusert biologisk mangfold sammenlignet med referansetilstanden.

I semi-naturlig engvegetasjon dominerer de funksjonelle gruppene gras og urter. Dersom enga er tresatt, er kronedekkingen beskjeden. Semi-naturlig strandeng og kystlynghei i god økologisk tilstand har fravær av, eller lav dekningsgrad av trær. I ARKO-strandeng-datasettet varierer tresjiktdekning mellom 0 og 50 %, og 13 lokaliteter har dekning av tresjikt  $\geq 5$  % (Evju et al. 2015). Artsrikdom på lokalitetsnivå styres av lokalitetens størrelse, og dekning av trær har ingen innvirkning på hverken total artsrikdom på en lokalitet eller andel av artene i lokaliteten som er graminider (funksjonelle grupper). Vi kan likevel tenke oss at det er en terskel for hvor stor dekning av trær det er på en lokalitet når mengden trær påvirker artsmangfoldet.

I kystlynghei kan det forekomme trær eller skog i forsenkinger som inngår i kystlandskapet, men så lenge naturtypen holdes i hevd, er ikke dette skog som sprer seg. Dersom hevdintensiteten i form av sviing og beiting blir for lav, starter gjengroingen av naturtypen, og dekningsgraden av trær øker. I arbeidet med naturindeks har det blitt foreslått fire gjengroingstrinn i kystlynghei; 1) åpen kystlynghei, men enkelttrær kan forekomme, 2) Spredt forekomst av trær, ofte i forsenkinger (0-6,25 % tresjikt), 3) Spredt fordeling av trær i hele lyngheia (6,25-25 % tresjikt), 4) Tett med trær i hele lyngheia (25-100 % tresjikt) (Johansen mfl. 2015, Johansen mfl. 2017).

Boreal hei i god økologisk tilstand har også lav dekningsgrad av trær. Boreal hei har blitt dannet ved avskoging. Avskogingen av seterområdene har skjedd som et resultat av mange

samvirkende faktorer, der trevirke ble benyttet til fyring, bygningsmateriale m.m. I kontinentale områder, og områder høyt over havet, vokser busker og trær generelt seinere enn i oseaniske strøk. Sammen med husdyrbeite sørget den vedvarende etterspørselen etter ved for at de avskogete områdene ikke grodde igjen med kratt og trær. Omformingen av tidligere skogsmark til åpen mark pågikk i flere hundre år. Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsverdi.

**Indikatorens tilstandsverdi:** Indikatoren måles som arealandel (%) uten tresjikt. Indikatoren angis som % areal av naturtypen som ikke har tresjikt i lokalitet/ region.

**Referanse- og grenseverdier** varierer mellom nivå 2 typer og grunntyper av semi-naturlig mark (se Vedlegg 1), der referanseverdi varierer mellom 95-100 % og grenseverdi mellom 75-100 % avhengig av naturtype. Referanse- og grenseverdier for slåttemark, naturbeitemark, semi-naturlig strandeng, og kystlynghei er gitt i **Vedlegg 1**.

### 8.5.7 Areal uten dekning av vedplanter i felt- og/eller busksjikt

Busker er fraværende eller har lav dekningsgrad i semi-naturlig mark som er i god hevd. Ved opphør av bruk øker dekningsgraden av busker som en del av suksesjonsforløpet mot skog. Også klimaendringer og forurensning (nitrogentilførsel) kan bidra til en økt dekning av busker. Busksjiktets dekningsgrad har betydning for vekstvilkår for andre arter da høy dekning reduserer lystilgangen til feltsjiktet..

I semi-naturlig strandeng vil saltpåvirkning hindre raskt oppslag av trær og busker, men ved langvarig opphør av hevd og/eller grøfting som bidrar til redusert fuktighet i marka, vil man få etablering av busker og på sikt trær.

I semi-naturlig eng dominerer de funksjonelle gruppene gras og urter. Busker og trær kan forekomme, men med så lav dekningsgrad at felt- og bunnsjikt er velutviklet og består av lyselskende planter. Et eventuelt busksjikt er dominert av beitetolerante arter som einer og rosearter.

Dekningsgraden av buskvekster i kystlynghei øker dersom hevdintensiteten blir for lav. Flere buskarter forekommer naturlig i kystlynghei, og arter som einer, ørevier og krypvier er vanlige arter. Ofte inngår disse artene som en del av feltsjiktet, ved at de er under 80 cm høye. Det er derfor en økning av busker over 80 cm som er viktig å fange opp for å oppdage gjengroing. Erfaringer fra arbeidet til Johansen et al. (2015) viser at det er vanskelig å skille busksjiktet fra feltsjiktet i kystlynghei ved flyfototolkning (fjernmåling). Disse sjiktene må skilles gjennom feltarbeid (feltinventeringer).

Busksjikt i boreal hei øker ved redusert hevdintensitet. Gjengroing er en av de største truslene mot naturtypen. Flere buskarter forekommer naturlig i boreal hei, slik som einer, dvergbjørk og vierarter. Som for kystlynghei, er det viktig å fange opp dekningsgraden av vedplanter over 80 cm da vedplanter under 80 cm utgjør en karakteristisk del av feltsjiktet. Vi antar derfor at sjiktene må skilles gjennom feltarbeid.

I NiN er busksjikt definert som vedplanter med flerårig hovedstamme, mellom 80 cm og 2,5 m høyde, eller mellom 2,5 – 5 m høyde og da en art som selv under gunstige voksestedforhold ikke normalt når en høyde på 5 m (Halvorsen & Bratli 2017). I noen typer semi-naturlig mark (semi-naturlig strandeng og semi-naturlig eng) vil tilstedeværelse av vedplanter på 80 cm høyde være et uttrykk for sein gjengroingsfase og dårlig økologisk tilstand. For disse typene vil det være hensiktsmessig å fange opp dekning av vedvekster også i feltsjiktet (både lyngvekster, buskvekster og små trær). Vi foreslår derfor to indikatorer for vedvekster (en for feltsjikt og en for busksjikt) for disse typene.

Indikatoren er positiv, dvs. at økologisk tilstand øker med økende tilstandsverdi.

**Indikatorens tilstandsverdi:**

Indikatoren måles som arealandel (%) uten vedplanter i henholdsvis feltsjiktet og busksjiktet (semi-naturlig eng og strandeng), eller bare i busksjiktet (kystlynghei og boreal hei). Indikatoren angis som % areal av naturtypen som ikke har vedplanter i henholdsvis felt- og busksjiktet, eller bare i busksjiktet, i lokalitet/ region.

**Referanse- og grenseverdier** angis i % areal uten vedplanter i henholdsvis feltsjiktet og busksjiktet, eller bare i busksjiktet. Referanse- og grenseverdier varierer mellom nivå 2 typer og grunntyper av semi-naturlig mark (se **Vedlegg 1**), der referanseverdi varierer mellom 90-100 % og grenseverdi mellom 75-90 % avhengig av naturtype.

Nåværende datakilder: se **Vedlegg 2**

Fremtidige datakilder: ANO eller annen systematisk overvåking

**8.5.8 Tykkelse strøsjikt**

Ved lite eller ingen høsting av feltsjiktet (slått/beite) vil det akkumuleres et lag/strøsjikt av døde, men ennå ikke nedbrutte gras og urter oppå jord/humus/bunnsjikt. Tilstedeværelse av strøsjikt og dets tykkelse vil dermed kunne indikere om økosystemet er i god eller dårlig hevd. Ved god hevdtilstand vil strøsjiktet i semi-naturlig eng og strandeng være tynt. I kystlynghei vil derimot strøsjiktet variere gjennom lyngheisyklusen sine faser (Gimingham 1972). Det er tynnest etter lyngsviing (mellom 0-5 cm) mens røsslyngplantene er unge. Strøproduksjonen øker etter hvert som røsslyngen blir eldre, og den høyeste strøproduksjonen finnes blant planter i moden til sein moden fase (Gimingham 1972). Strøet brytes ned av seg selv, men dette tar tid. Det vil si at etter hvert som tiden går, og det er liten eller fraværende hevdintensitet i lyngheia, så øker tykkelsen på strøet. Etter hvert kan tykkelsen på strøsjiktet komme opp i 15-20 cm, og bli vanskelig å fjerne ved hjelp av lyngsviing. I boreal hei har vi ikke greid å finne data om strøsjiktet. Vi antar imidlertid at boreal hei i god hevd har et tykkere strøsjikt enn både semi-naturlig eng og strandeng siden feltsjiktet her består av en del vedplanter. Strø fra vedplanter som lyng og dvergbjørk brytes saktere ned enn strø fra gras og urter som dominerer på semi-naturlig strandeng og eng. Hevdintensiteten i boreal hei er også lavere og klimaet tilsier også langsom nedbryting.

Det eksisterer i dag ikke data om tykkelsen på strøsjiktet. Det vurderes å inkludere målinger av strøsjikt i arealrepresentativ naturovervåking.

**Indikatorenes tilstandsverdi:**

Når strølaget antas å være tykt og utgjøres fortrinnsvis av vedplanter, kan indikatoren måles ved å ta fire stikk med en tynn jordprøvetaker utenfor en 1 m x 1 m rute (10 cm utenfor ruterammen og på høyde med midten på hver side) og måle tykkelsen på strølaget over humuslag/bunnsjikt/jordlag med en tommestokk til nærmeste millimeter og regne ut gjennomsnittet. Når strølaget antas å være tynt, og utgjøres av fortrinnsvis gras-/urter, er det antakelig lettere å måle strølaget direkte ved hjelp av en tommestokk. Indikatoren er negativ, dvs. økologisk tilstand avtar med økende verdier av indikatoren

Indikatoren angis som tykkelsen (cm) på strølaget over humuslag/bunnsjikt/jordlag.

**Referanse- og grenseverdier:**

*Semi-naturlig strandeng og eng:*

Referanseverdi: < 0,5 cm

Grenseverdi for god økologisk tilstand: < 2 cm

*Kystlynghei:*

Referanseverdi: < 15 cm

Grenseverdi for god økologisk tilstand: < 15 cm

### 8.5.9 Aktuell bruksintensitet

Dette er en NiN-variabel som beskriver hvilket grunnleggende hevdpreg en videreføring av dagens bruksregime vil føre til. I Halvorsen et al. (2016) er det gitt følgende beskrivelse av variabelen: «Intensiteten på aktuell bruk bestemmer om en arealenhet over tid vil opprettholde de grunnleggende egenskapene den har fått av på grunn av grunnleggende hevd. Enkeltvariabelen aktuell bruksintensitet (-BA) og den lokale komplekse miljøvariabelen hevdintensitet (HI) er derfor operasjonalisert som parallelle variabler ved å trinndeles på samme måte. De skiller seg fundamentalt ved å adressere hevd/bruk i ulike tidsperspektiver: mens HI har et tilbakeskuende, historisk perspektiv, har -BA et perspektiv som tar utgangspunkt i dagens situasjon, men som peker langt framover i tid.» Indikatoren vil derfor på et tidlig tidspunkt fange opp om bruksintensiteten skiller seg fra hevdintensiteten og på sikt vil endre økosystemet. Variabelen følger samme skala som HI, og semi-naturlig mark faller innunder trinn 3-5 (3 = svært ekstensiv bruk, 4 = ekstensiv bruk, 5 = ekstensiv bruk med svakt preg av gjødsling). Variabelen er en negativ indikator ved trinn 1 og 2 (for svak bruk til at økosystemet forblir semi-naturlig), og ved trinn 6-8 (for intensiv bruk til at økosystemet forblir semi-naturlig. Indikatoren representerer alle nivå 2 enheter i økosystemet, men vil ha lavere referanse- og grenseverdi i boreal hei og kystlynghei enn i semi-naturlig eng og strandeng.

**Indikatorens tilstandsverdi:** Indikatoren måles ved å registrere denne NiN-variabelen i tilknytning til avgrensede kartfigurer på semi-naturlig mark (NiN-kartlegging) eller i en flate på 250 m<sup>2</sup> rundt ANO-punkter.

#### Referanse- og grenseverdier

*Boreal hei og kystlynghei:*

Referanseverdi: Hevdintensitet på trinn 3-4 for lokalitet/region

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 60% av arealet har bruksintensitet på trinn 3-4

*Semi-naturlig eng og strandeng:*

Referanseverdi: Hevdintensitet på trinn 4-5 for lokalitet/region

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 60 % av arealet har bruksintensitet på trinn 4-5

Nåværende og fremtidige datakilder: NiN-kartlagt semi-naturlig mark og ANO



## 9 Generelt om kunnskapsgrunnlaget for vurdere økologisk tilstand

Økologisk tilstand foreslås å bli vurdert etter syv egenskaper definert av Ekspertrådet: *Primærproduksjon, Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, Funksjonelle grupper, Funksjonelt viktige arter og strukturer, Landskapsøkologiske mønstre, Biologisk mangfold og Abiotiske faktorer* (Nybø & Evju, 2017). Indikatorene skal velges for de egenskapene som er relevante for det økosystemet man fokuserer på, og disse skal samlet sett gi grunnlag for å vurdere økologisk tilstand. Indikatorenes følsomhet for ulike menneskeskapte påvirkninger skal også omtales.

Det er tre hovedelementer som må være på plass for at fagsystemet for fastsetting av god økologisk tilstand skal kunne brukes; et sett av indikatorer som avspeiler de syv egenskapene på en god måte, data og kunnskap til å fastsette referanse- og grenseverdier for indikatorene, og metodikk for helhetlig vurdering av tilstand basert på flere indikatorer. Sistnevnte element vil bli testet og undersøkt i neste fase av prosjektet, se kap. 10. Den geografiske oppløsningen på dataene avgjør på hvilken skala man kan vurdere økologisk tilstand.

### 9.1 Indikatorsettene for hvert økosystem

Vi har tatt utgangspunkt i indikatorer for de syv egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand og som har relevante data, dvs. indikatorer som er klare til bruk eller nesten klare til bruk. Vi har foreslått referanse- og grenseverdier for 6 indikatorer i fjell, 10 i skog, 2 i våtmark og 4 i semi-naturlig mark som vi mener er klare for uttesting i en pilot, dvs. indikatoren har relevante datakilder. Hvis arealrepresentativ naturovervåking (ANO) blir etablert, vil man i tillegg få minst 13 indikatorer i fjell, 3 i skog, 6 i våtmark, se **Tabell 12**. Det er i tillegg foreslått 13 indikatorer for semi-naturlig mark, men her er det mer usikkert om ANO vil bli en tilstrekkelig datakilde. Det er foreslått referanse- og grenseverdier for en del av disse indikatorene.

Settet av indikatorer for skog og fjell dekker relativt godt egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand, forutsatt at ANO blir igangsatt og at man utnytter øvrige eksisterende datakilder. For våtmark og semi-naturlig mark er datagrunnlaget for de utvalgte indikatorene mangelfullt, men vil bli noe bedre med etablering av ANO. Mange semi-naturlige naturtyper som små og fragmenterte arealer (f.eks. semi-naturlig myr og våteng og semi-naturlig strandeng) Disse naturtypene vil i liten grad bli fanget opp av det arealrepresentative nettverket som legges til grunn for ANO. Disse indikatorene vil trolig ikke bli tilstrekkelig dekket med data ved etablering av ANO.

Forståelsen av økologisk tilstand omfatter økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet, beskrevet som sju økologiske egenskaper. Funksjon og produktivitet representerer økologiske prosesser som vi oftest har et svakt datagrunnlag for å vurdere, siden det er svært få overvåkingsprogrammer som dekker slike prosesser direkte. I stedet overvåkes strukturer som i større eller mindre grad er knyttet til disse prosessene. Det innebærer at f.eks. egenskapen primærproduksjon dekkes indirekte ved indikatorer for stående plantebiomasse, eventuelt endringer i biomassen over tid. De fleste andre av de økologiske egenskapene er formulert slik at de dekker ulike sider av økosystemers struktur snarere enn funksjoner. Generelt mangler det derfor indikatorer med data om økosystemprosesser i alle hovedøkosystemene. Eksempler på prosesser er energistrøm mellom trofiske nivåer, karbonfluks, vannhusholdning/hydrologi, og nedbrytning av organisk materiale.

For å få en bedre dekning av viktige økologiske egenskaper for økologisk tilstand, anbefales det å utvikle flere indikatorer basert på fjernmålingsdata som allerede samles inn (Nybø & Evju 2017). Dette er spesielt indikatorer knyttet til vegetasjonsstruktur, f.eks. busk- og tresjiktdekning,

men også primærproduksjon. ANO vil kunne bli en viktig kilde til bakkesannheter for fjernmålingsdata.

## 9.2 Fastsetting av referanse- og grenseverdier

Det er mange utfordringer ved å sette referanseverdier for indikatorer i intakt natur, dvs. natur med kun liten negativ påvirkning fra menneskelig aktivitet. For semi-naturlig mark er menneskenes ekstensive bruk av naturtypene en forutsetning for å skape og opprettholde naturtypene. Denne aktiviteten regnes som positiv og inngår i definisjonen av intakt natur i disse naturtypene. Definisjonen av referansetilstanden tar utgangspunkt i et klima slik det er i nær nåtid definert som forrige normalperiode (1961-1990), og i et artsmangfold i nær nåtid og fravær av gjennomgripende menneskelige påvirkninger (Nybø & Evju 2017).

For hver indikator må det settes en verdi som avspeiler indikatorens verdi i referansetilstanden. Utfordringene man møter når man skal fastsette referanseverdier er knyttet til:

- Manglende data og eller litteratur
- Ikke god nok økologisk forståelse
- Bioklimatisk regional variasjon i referanse- og grenseverdiene. For eksempel vil mengden av en biologisk indikator variere mellom Akershus og Finnmark pga. klima og geologiske forhold.

Vi har likevel foreslått referanse- og grenseverdier for en del indikatorer med utgangspunkt i dagens kunnskapsgrunnlag. Forslagene er basert på analyser av data, faglig skjønn og litteratur (se kap. 3). Vi ønsker å presisere at de foreslåtte referanse- og grenseverdiene må testes ut i praksis og vil være gjenstand for forbedringer over tid.

I rapporten har vi også foreslått noen indikatorer der det finnes data, men der man ikke har tilstrekkelig med kunnskap og/ eller kapasitet til å analysere data til å foreslå referanse- og grenseverdier (**Tabell 12**). Dette er f.eks. indikatorer for abiotiske faktorer, f.eks. snømengde og NDVI-indeks, og biotiske indikatorer basert på landsskogtakseringen (LSK) og bestander av hekkende fugl (overvåkingsprogrammet TOV-E). Disse indikatorene ligger nærmest videre operasjonalisering, og bør prioriteres for å utvikle referanse- og grenseverdier. Disse indikatorene anses for å supplere det foreliggende indikatorsettet slik at de syv økologiske egenskapene blir bedre dekket i indikatorsettet.

Tabell 12. Oversikt over indikatorer som der man har tilstrekkelig med data, eller vil få det gjennom etablering av arealrepresentativ naturovervåking (ANO), men der det er behov for utviklingsprosjekter for å foreslå referanse- og grenseverdier. Datakilder: Terrestrisk naturovervåking- ekstensiv (TOV-E), Landskogtakseringen (LSK), metrologisk institutt (met.no)

Økosystem	Indikator	Datakilde
Fjell	Bestandsstatus hekkende fugl i fjellet	TOV-E
	Blåbær, dvergbjørk, issoleie (3 stk)	ANO
	Sammensatte karplanteindekser (ca. 4 stk)	ANO
	Vegetasjonssjikt (ca. 6 stk)	ANO
	Grønning/ NDVI-indeks	Fjernmåling
	Snømengde	Met.no
Skog	Sammensatte karplanteindekser (ca. 3 stk)	ANO
	Arealandel brent skog	LSK
	Arealandel insektdrept skog	LSK
	Mengde mye nedbrutt (liggende) død ved	LSK
	Areal i tidlig suksesjonsfase med død ved > 20 cm	LSK
	Trærnes aldersfordeling	LSK
	Mengde store gamle, hule løvtrær	LSK
	Størrelse skogpolygoner	Flere datakilder som må settes sammen
	Grønning/ NDVI-indeks	Fjernmåling
	Biomasse av trær	LSK
	Intakt hydrologi	Flere datakilder som må settes sammen
Våtmark	Blåtopp og duskull på nedbørsmyr (2 stk)	ANO
	Areal uten fremmede karplanter	ANO
	Sammensatte karplanteindekser	ANO
	Bestandstetthet av fugl i våtmark	TOV-E
	Areal uten dekning av vedplanter	ANO
	Dekning av torvmoser	ANO
Semi-naturlig mark	Areal uten problemarter eller fremmede arter (2 stk)	ANO <sup>1</sup>
	Sammensatte karplanteindekser (ca 6 stk)	ANO <sup>1</sup>
	Lynghei i ulike faser	ANO <sup>1</sup>
	Vegetasjonssjikt (ca. 3 stk)	ANO <sup>1</sup>
	Aktuell bruksintensitet	ANO <sup>1</sup>
	Beitetrykk	Produksjonstilskuddsdata

<sup>1</sup>Semi-naturlig mark har så små og spredte forekomster at det trolig må etableres egen målretta overvåking for disse naturtypene.

### 9.3 Geografisk oppløsning av overvåkingsdata

For å kunne benytte overvåkingsdata til å vurdere tilstandsvardier til indikatorene, må dataene være samlet inn i og være representative for det arealet som skal vurderes, f.eks. region, fylke, kommune eller lokalitet. Hvis overvåkingsdataene bare er samlet inn på deler av det vurderte arealet, må man ekstrapolere overvåkingsdataene til hele arealet. Her kan det benyttes ulike metoder, f.eks. å støtte seg på kunnskap om omfanget av påvirkninger eller underliggende miljøvariasjon (geologi, klima m.m.) som indikatoren viser korrelasjon med. Vannforskriften benytter en slik tilnærming. En lignende tilnærming benyttes i naturindeksen,

I arealrepresentativ overvåking slik som ANO, landsskognetakingen og TOV-E er overvåkingsflatene tilfeldig eller systematisk lokalisert, slik at overvåkingsdataene skal representere et gitt areal. Antall overvåkingsflater der indikatoren har en observerbar verdi, setter imidlertid grenser for den statistiske holdbarheten av resultatene på fin geografisk skala. Nasjonal arealrepresentativ overvåking er godt egnet for å gi tilstandsverdier for indikatorer, men den har sine begrensninger knyttet til geografisk oppløsning. Data fra nasjonal arealrepresentativ overvåking er i utgangspunktet egnet for fastsetting av økologisk tilstand på region og noen ganger på fylkesnivå. En økning av tilfeldig utlagte overvåkingsflater i et avgrenset område vil kunne gi grunnlag for å vurdere økologisk tilstand på finere geografisk skala. For naturtyper som har små spredte arealer, f.eks. mange semi-naturlige økosystemer på nivå-2 er det mindre sannsynlig at en nasjonal arealrepresentativ overvåking har tilstrekkelig med overvåkingsflater til at man får statistisk holdbare resultater fylkes- eller regionnivå.

Fjernmålingsdata er i utgangspunktet heldekkende, og gjennom dataanalyser kan de gi tilstandsverdier for et hvilket som helst område.

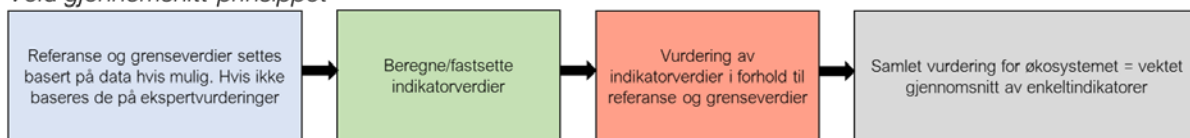
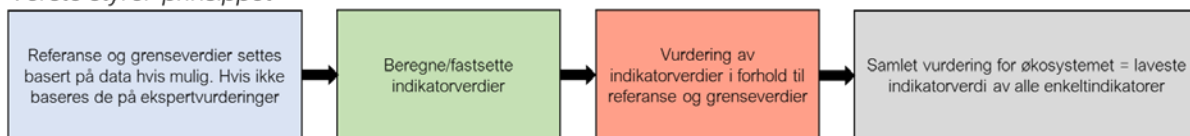
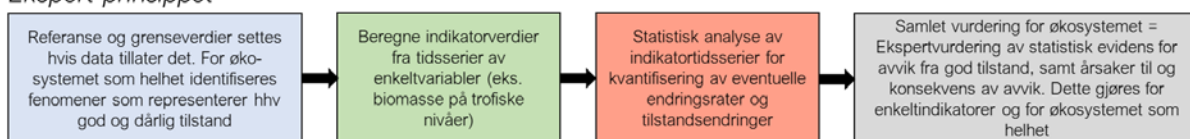
Mange overvåkingsprogram er designet for å svare på spesifikke problemstillinger, f.eks. for å dokumentere effektene av forurensningsutslipp til en innsjø. Slike overvåkingsdata er ikke godt egnet til å gi tilstandsverdier utenfor området overvåkingen er designet for.

## 10 Videre arbeid med å operasjonalisere fagsystemet

Miljødirektoratet har etablert tre prosjekter for å operasjonalisere fagsystemet for fastsetting av økologisk tilstand. Ett prosjekt fokuserer på videreutvikling av systemet i marine økosystemer, ett annet for arktiske økosystemer, samt et tredje prosjekt for øvrige terrestriske økosystemer. Denne rapporten omhandler sistnevnte prosjekt.

Neste trinn i utvikling av fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand er å teste de foreslåtte indikatorene og deres referanse- og grenseverdier med reelle data i de tre prosjektene hhv. Barentshavet (marint), Svalbard og Finnmark (arktisk) og Trøndelag (terrestrisk). Disse prosjektene vil avdekke hvorvidt man for hver enkelt indikator har tilstrekkelig med data til å vurdere indikatorens tilstandsverdi i regionen. For terrestriske økosystemer i Trøndelag vil man i tillegg til eksisterende data, også få tilgang på nye data samlet inn i et arealrepresentativt nettverk høsten 2018 («ANO-pilot»). «ANO-pilot» vil gi data knyttet til forekomst og dekning av karplanter, dekningsgrad av ulike vegetasjonssjikt og forekomst av naturtyper. Dette vil bli svært viktige data med hensyn på å kunne vurdere økologisk tilstand i denne regionen. Prosjektet i Trøndelag vil gi læring om de foreslåtte referanse- og grenseverdiene i denne rapporten synes å være fornuftige.

Det er et mål for forvaltningen at vurdering av økologisk tilstand skal være enhetlig på tvers av økosystemer så langt mulig. I forslaget til fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand har Ekspertrådet beskrevet tre ulike metoder for helhetlig vurdering av økologisk tilstand; verdestyrer prinsippet (vannforskriften), veid gjennomsnitt (naturindeksen) og eksperttilnærmingen (IPCC/IPBES) (**Figur 11**). Det er ikke klart hvilke av disse tilnærmingene som er best egnet til å gi en helhetlig vurdering av den økologiske tilstanden. Det vil bli utarbeidet tre protokoller med bakgrunn i disse metodene. Protokollene vil bli testet med reelle data i de tre prosjektene. hhv. terrestriske miljø (Trøndelag), arktisk (Svalbard og Finnmark) og marint (Barentshavet). Denne testen vil legge grunnlaget for hvilken metode for helhetlige vurderinger som anbefales brukt i fagsystemet. EU-kommisjonens analytiske rammeverk for kartlegging av økosystemenes tilstand har ikke omtalt helhetlige vurderinger, og har ikke identifisert metoder som kan ikke bidra inn i denne testen.

*Veid gjennomsnitt-prinsippet**Verste styrer-prinsippet**Ekspert-prinsippet*

**Figur 11.** Oversikt over prosessen frem mot samlet vurdering ifølge hver av de tre metodene; Etablering av referanser for hva som utgjør et avvik fra god tilstand (blå), beregning/fastsetting av tilstandsverdier for enkeltindikatorer (grønn), kvantitativ vurdering av indikatorenes tilstandsverdier relativt til referansen (rød), og samlet vurdering (grå). Bruken av ekspertvurderinger forekommer på ulikt tidspunkt i prosessen. Ekspertvurderingene bygger på vitenskapelig litteratur, ulike datakilder, og forskerens kunnskap om indikatoren. I veidgjennomsnitt prinsippet (jfr. naturindeksen) benyttes ekspertvurderinger til å fastsette tilstandsverdier med tilhørende usikkerhet, dvs. i fasen tilknyttet blå, grønn og rød boks. Ved bruk av verste styrer-prinsippet (jfr. vannforskriften) kan ekspertvurderinger være aktuelt i alle trinn i prosessen. Ekspert-prinsippet er forskjellig fra de to øvrige metodene i særlig grad ved at det baserer seg kun på bruk av tidsserier til beregning av tilstandsverdier og vurderer graden av avvik fra grense- og referanseverdier basert på statistiske kriterier (eks. om endringer i en indikator overskrider variasjonen i referanseperioden). I ekspert-prinsippet benyttes ekspertvurderinger etter den kvantitative analysen dvs. grå boks (e.g. i utarbeidelsen av den samlede vurderingen). For alle tre metoder gjelder det at det etableres rutiner som muliggjør iterativ læring/kunnskapsoppbygging i form av tilbakekoplinger mot tidligere stadier i prosessen. Dette gjelder eksempelvis der gradvis oppbygging av lengre tidsserier eller flere romlige lokaliteter resulterer i gradvis mer robuste beskrivelser av referansetilstanden og indikatorens naturlig dynamikk i denne, samt eventuelle endringsrater og tilstander som statistisk avviker fra referansetilstanden. Til sammen skal dette gi større faglig tiltro til tilstandsvurderingene.

## 11 Konklusjon

Denne rapporten gir en første tilnærming for fastsetting av referanse- og grenseverdier for indikatorer som anses å være klare til bruk. Arbeidet er faglig utfordrende, og de foreslåtte verdiene må anses som et utgangspunkt for videre utvikling og testing. Det må derfor være mulig å justere referanse- og grenseverdiene i takt med økende kunnskap. Et godt faglig fundert fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand vil derfor måtte utvikles over tid.

De foreslåtte indikatorene for fjell og skog anses å dekke opp seks av egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand forutsatt at arealrepresentativ naturovervåking (ANO) blir implementert. Det er imidlertid behov for å få utviklet indikatorer for primærproduksjon, her foreslått som NDVI-indeks og trebiomasse. Utvikling av flere referanse- og grenseverdier for flere indikatorer basert på eksisterende data vil bedre dekningsgraden av de sju økologiske egenskapene for fjell og skog. Dette gjelder for eksempel NDVI-indeks, snømengde, fugleindeks, og ulike skogindikatorer.

For våtmark er det kun to indikatorer som kan sies å være klare til bruk. Manglende overvåking i våtmark har vært identifisert i en rekke utredninger tidligere, og denne rapporten avspeiler også dette. Etablering av ANO vil bidra til vesentlig forbedring av overvåkingsdata for *Myr og kilde*, men vil trolig ikke være tilstrekkelig for *Semi-naturlig myr og våteng* (se neste avsnitt).

Forslaget til indikatorer for *semi-naturlig mark* og *semi-naturlig myr og våteng* dekker også relativt godt opp egenskapene som karakteriserer økosystemet, men datagrunnlaget er svært mangelfullt. Fire indikatorer vurderes å ha tilstrekkelig med data til å testes i en pilot for semi-naturlig mark. Semi-naturlig mark antas å dekke 0.3 % av landarealet (se kap. 8). Etablering av ANO vil derfor etter all sannsynlighet ikke være tilstrekkelig for å dekke databehovene for indikatorene. Dette fordi semi-naturlig mark har små og spredte forekomster som trolig ikke vil bli tilstrekkelig fanget opp i et tilfeldig nettverk av overvåkingsflater. Det er her behov for arealtyperepresentativ overvåking, dvs. en representativ overvåking som er målrettet mot disse naturtypene.

Det eksisterer flere datasett som kan inngå indikatorer som er omtalt i denne rapporten, i alt 29 stk. For at disse skal kunne tas i bruk, er det nødvendig med utviklingsprosjekter der man analyserer data og foreslår konkrete variabler med tilhørende referanse- og grenseverdier.

Det bør satses på å få utviklet indikatorer fra fjernmålingsdata som allerede samles inn, f.eks. knyttet til ulike vegetasjonssjikt. Bakkesannheter fra ANO vil være egnet til å kalibrere fjernmålingsdata.

Prosjektgruppen har valgt å foreslå at den skalerte nedre grenseverdien for god økologisk tilstand settes lik 0,6 for alle indikatorer, ikke 0,8 som Ekspertrådet foreslo. Forslaget har sammenheng med at vi ønsker å harmonisere tilnærmingen med vannforskriften, som har 0,6 som grenseverdi. Forslaget støttes også av faglitteratur, men endringen av grenseverdi kan sikkert diskuteres. Valget av grenseverdi er uansett en normativ avgjørelse, da faglitteratur om grenseverdier for god tilstand er begrenset.

## 12 Referanser

- Aarrestad, P.A. & Stabbetorp, O. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. NINA. Rapport 567. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogen gjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. NINA Rapport 959. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Hjellbrekke, A.-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU rapport 41. Norsk institutt for luftforskning.
- Achermann, B. & Bobbink, R. 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, Proceedings. - I: Achermann, B. & Bobbink, R., (red.). Environmental Documentation. Bern. 11-13 November 2002.
- Allard, A. 2007. Instruks for flygbildsinventering vid nationell inventering av landskap i Sverige, NILS. . SLU, Institutionen för skoglig ressurshushåldning, Umeå.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298-308.
- Artsdatabanken. 2018. Fremmedartlista. <https://artsdatabanken.no/fremmedartlista2018>.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport 7239-2018, Miljødirektoratet M-966. Norsk institutt for vannforskning.
- Austrheim, G., Bråthen, K.A., Ims, R.A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. 2010. Fjell. I: Kålås, J. A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim
- Bakken, S. & Flatberg, K.I. 1995. Effekter av økt nitrogendeposisjon på ombrotrof myrvegetasjon. En litteraturstudie. Allforsk rapport 3: 1-63
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional biogeoclimatic variation in Norway. *Journal of Biogeography* 35: 1906-1922.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2009. Klimaendringer og Norges vegetasjon. Hvordan påvirkes vegetasjonsmodeller av ulike klimascenarier? . NINA Rapport 524. Norsk institutt for naturforskning.
- Bevanger, K. 1976. Kvantitative og kvalitative registreringer av fuglefaunaen i Øvre Sjødalen, Vågå og Øystre Slidre kommuner, 1970-1974. Avifaunistisk kartleggingsarbeid som hjelpemiddel i arealplanlegging ved vurdering av områders verneverdi. Hovedfagsoppgave i spesiell zoologi. Universitetet i Trondheim.
- Björvall, A. & Ullström, S. 1997. Pattedyr. Alle Europas arter i tekst og bilde J. W. Cappelens Forlag.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. National Institute for public Health and the Environment (RIVM), [www.rivm.nl.cce](http://www.rivm.nl.cce).
- Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M. 1996. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems. Annex III. Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).



- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, D.J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M.R., Busta-mante, M., Cinderby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmett, B., Erisman, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & de Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition, effects on plant terrestrial biodiversity: a synthesis. *Ecological Applications*.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - I: Bobbink, R. & Hettelingh, J.-P., (red.). Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout. 23-25 June 2010. Proceedings
- Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1100. Norsk institutt for naturforskning.
- Bruteig, I. & Aarrestad, P. 2004. Utvikling av nye nitrogentålegrensekart for naturtyper – eit forprosjekt. NINA Minirapport 50 50. Norsk institutt for naturforskning.
- CLRTAP. 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends - I: Umwelbundesamt, (red.), Berlin. Proceedings. [http://www.icpmapping.org/Latest\\_update\\_Mapping\\_Manual](http://www.icpmapping.org/Latest_update_Mapping_Manual).
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Diekmann, M., Michaelis, J. & Pannek, A. 2015. Know your limits - The need for better data on species responses to soil variables. *Basic and Applied Ecology* 16(7): 563-572.
- Ellenberg, H., Weber, H.E. & et al. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248.
- Elven (red). 2005. Norsk flora. 7. utgåve. utg. Samlaget, Oslo.
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170
- Evju, M., Nybø, S., Framstad, E., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Arealrepresentativ overvåking av terrestriske naturtyper. Indikatorer for økologisk tilstand. NINA Rapport 1478. Norsk institutt for naturforskning.
- Ewald, J. 2003. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic and Applied Ecology* 4: 507-513.
- Flatberg, K.I. 2013. Norges torvmoser. Akademika, Trondheim.
- Forsgren, E., A, A.P., Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., B, N.E., Systad, G., Veiberg, V. & Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. NINA Rapport 1210. Norsk institutt for naturforskning.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M. & Lehtikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological conservation* 215: 223-243.
- Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet
- Framstad E. (red.), Blindheim, T., Granhus, A., Nowell, M. & Sverdrup-Thygeson, A. 2017. Evaluering av norsk skogvern 2016. Dekning av mål for skogvernet og behov for supplerende vern. NINA Rapport 1352
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12. Norsk institutt for naturforskning.
- Gimingham, C.H. 1972. Ecology of heathlands. Chapman and Hall, London.
- Grennfelt, P. & Thörnelöf, E. 1992. Critical loads for nitrogen. . Nord 1992: 41 Copenhagen, Nordic Council of Ministers 41.

- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. Oppdragsrapport for Norsk institutt for skogforskning 6/98
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10
- Halvorsen, R. (red.) 2015. Grunnlag for typeinndeling av natursystem-nivået i NiN – analyser av generaliserte artslistedatasett. Artsdatabanken, Trondheim
- Halvorsen, R., medarbeidere & samarbeidspartnere. 2016. NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået, Artsdatabanken, Trondheim ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).
- Halvorsen, R. & Bratli, H. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet. Natur i Norge. Artsdatabanken.
- Haugland, H., B, A., Aasen, H., Løbersli, E.M., Selboe, O.-K., Terum, T., Lileng, J., Granhus, A., Søgaard, G. & Hanssen, K.H. 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak. Egnede arealer og miljøkriterier
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenbergs Indicator Values for British Plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.
- Hill, M.O., Preston, C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy, D.B. 2007. BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts. NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2016. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Haukskardmyrin og Haugtjørnin, Dovre. Endringer fra 2005 til 2015. NINA Rapport 1258. Norsk institutt for naturforskning.
- Johansen, B.E., Karlsen, S.R. & Tømmervik, H. 2012. Vegetation mapping of Svalbard utilising Landsat TM/ETM+ data. Polar Record 48: 47-63.
- Johansen, B.E. & Tømmervik, H. 2014. The relationship between phytomass, NDVI and vegetation communities on Svalbard. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 27: 20-30.
- Johansen, L., Velle, L.G., Wehn, S. & Hovstad, K.A. 2015. Kystlynghei i Naturindeks for Norge - utvikling av indikatorer og datagrunnlag. NIBIO oppdragsrapport 1. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Johansen, L., Velle, L.G., When, S. & Hovstad, K.A. 2015. Kystlynghei i Naturindeks for Norge - Utvikling av indikatorer og datagrunnlag. NIBIO Rapport. Norsk Institutt for Bioøkonomi.
- Johansen, L., Wehn, S., Halvorsen, R. & Hovstad, K.A. 2017. Metode for overvåking av semi-naturlig eng i Norge. NIBIO Rapport 3:25. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Johansen, L., Wehn, S. & Hovstad, K.A. 2017. Naturindeks for Norge: Styrking av datagrunnlag og sammenstilling av påvirkningsfaktorer for temaindekser innen Åpent lavland. Norsk Institutt for Bioøkonomi.
- Jonsson, B.G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. I: Stokland, J. N., Siitonen, J. & Jonsson, B. G. (red.) Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press. S. 275-301.
- Joosten, H. 2016. Peatlands across the globe. I: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H. & Stoneman, R. (red.) Peatland restoration and ecosystem services. Science, policy and practice. Cambridge University Press, Cambridge. S. 19-43.

- Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A. 2017. Mires and peatlands in Europe. Status, distribution and conservation. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.
- Jordal, J.B. 2013. Naturfagleg utgreiing om truga beitemarkssoppar, med forslag til utval av prioriterte artar. Rapport J. B. Jordal nr. 2-2013
- Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biological Conservation* 144(1): 11-20.
- Kleiber, M. 1975. *The fire of life. An introduction to animal energetics*, Huntington, NY.
- Knudsen, S., Skjelkvåle, B.L. & Aarrestad, P.A. 2002. Effekter av økte nitrogenutslipp til luft fra Kårstøanleggene i Rogaland. NILU OR 39/2002. Norsk institutt for luftforskning.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *Ambio* 38: 309-315.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2011. Det nye nasjonale nettverket for overvåking av terrestriske hekkefugler er nå etablert. *Vår Fuglefauna* 34: 14-17.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugl i Norge 1996-2013. Norsk Ornitologisk Forening - Rapport 4-2014
- Kålås, J.A., Husby & Vang, R. 2017. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. NINA Rapport 1376: 102-113. Norsk institutt for naturforskning, .
- Laiho, J.J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995. Long-Term Effects of Water Level Drawdown on the Vegetation of Drained Pine Mires in Southern Finland *Journal of Applied Ecology* 32: 785-802.
- Laiho, R., Vasander, H., Penttilä, T. & Laine, J. 2003. Dynamics of plant-mediated organic matter and nutrient cycling following water-level drawdown in boreal peatlands. – *Global Biogeochemical Cycles* 17: 22 (1-11) 17(22): 1-11.
- Landry, J. & Rochefort, L. 2012. The drainage of peatlands: impacts and rewetting techniques. Presented to Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.-A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. in prep. Declining population trends of European mountain birds.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim
- Luscombe, D.J., Anderson, K., Gatis, N., Wetherelt, A., Grand-Clement, E. & Brazier, R.E. 2015. What does airborne LiDAR really measure in upland ecosystems? *Ecohydrology* 8(4): 584-594.
- Lyngstad, A., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E. & Øien, D.-I. 2017. Våtmark. I: Nybø, S. & Evju, M. (red.) Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, Trondheim. S. 93-114.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barnedo, J.I., Paracchini, M.L., Conde, S., Somma, F., Orgiazzi, A., Jones, A., Zulian, G., Petersen, J.-E., Marquardt, D., Kovacevic, V., Malak, D.A., Marin, A.I., Czúcz, B., Mauri, A., Loffier, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Christiansen, T. & Werner, B. 2018. Mapping and assessment of ecosystems and their services: An analytical framework for ecosystem condition. Publication office of the European Union.
- Meld. St. 14. 2015-2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.

- Moen, A. & Kjelvik, L. 1981. Botaniske undersøkelser i Garbergselva/Rotla-området i Selbu, Sør-Trøndelag, med vegetasjonskart. – , 2 kart. K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. Bot. Ser.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. *Gunneria* 63: 1-451, 1 kart.
- Moen, A. & Øien, D.-I. 1998. Utmarksslåttens effekter på plantelivet. I: Framstad, E. & Lid, I. B. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo. S. 77-86.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011. Kunnskapsstatus og innspill til faggrunnlag for oseanisk nedbørmyr som utvalgt naturtype. *NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Bot. Ser.* 2011-7: 1-72
- Moen, A. & Øien, D.-I. 2012. Sølendet naturreservat i Røros: forskning, forvaltning og formidling i 40 år. *Bli med ut!* 12
- Murphy, M., Laiho, R. & Moore, T.R. 2009. Effects of Water Table Drawdown on Root Production and Aboveground Biomass in a Boreal Bog. *Ecosystems* 8: 1268-1282.
- Müller, J. & Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research* 129(6): 981-992.
- Nilsen, J.-E.Ø., Moum, S.O. & Astrup, R. 2010. Indirekte indikatorer - Landsskogtakseringen. I: Nybø, S. (red.) *Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010"*. DN-utredning 4-2010
- Nilsson, S.G., Hedin, J. & Niklasson, M. 2001. Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scand. J. For. Res. Suppl.*, 3: 10-26.
- Nilsson, S.G., Niklasson, M., Hedin, J., Aronsson, G., Gutowski, J.M., Lindr, P., Ljungberg, H., Mikusinski, G. & Ranius, T. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* 161: 189-204.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget
- NOU. 2013. *Naturens goder - om verdier av økosystemtjenster*. Norges offentlige utredninger 2013:10
- Nybø, S. & Evju, M. 2017. Fagsystem for fastsetting av økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. *Eksperttråd for økologisk tilstand, Trondheim*. s 1-247.
- Ochoa-Quintero, J.M., Gardner, T.A., Rosa, I., Ferraz, S.F.D. & Sutherland, W.J. 2015. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. *Conservation Biology* 29: 440-451.
- Paal, J., Jürjendal, I., Suija, A. & Kull, A. 2016. Impact of drainage on vegetation of transitional mires in Estonia. *Mires and Peat* 18 artikkel 2: 1-19.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. *Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling*
- Pedersen, C. & Krøgli, S.O. 2017. The effect of land type diversity and spatial heterogeneity on farmland birds in Norway. *Ecological Indicators* 75: 155-163.
- Pedersen, C. & Krøgli, S.O. 2017. Sammenhengen mellom arealbruk i jordbrukslandskapet og tilstedeværelse av fuglearter. *NIBIO POP* 3(11) 2017
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulation-based analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213-231.
- Ranius, T., Jonsson, B.G. & Kruys, N. 2004. Modelling dead wood in Fennoscandian old-growth forests dominated by Norway spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1025-1034.

- Rekdal, Y., Angeloff, M. & Bryn, A. 2016. Myr i Noreg. NIBIO POP 2-1: 1-2. Norsk institutt for bioøkonomi.
- Rydin, H. & Jeglum, J.K. 2013. The Biology of Peatlands. Second Edition. utg. Oxford University Press, Oxford.
- Schmidt, B.C. & Roland, J. 2006. Moth Diversity in a Fragmented Habitat: Importance of Functional Groups and Landscape Scale in the Boreal Forest. *Annals of the Entomological Society of America* 99: 1110-1120.
- Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in southern Norway. *Journal of Zoology* (258): 459-468.
- Sickel, H., Daugstad, K., Johansen, L. & Hovstad, K.A. 2017. Skjøtsel og overvåking for den prioriterte arten dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) - kunnskapsbidrag til adaptiv forvaltning. NIBIO Rapport 3 (164). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*(49): 11-41.
- Siivonen, L. 1976. Nordeuropas daggdjur. P.A. Norstedt & Söners Förlag, Stockholm.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nýiri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, A. & Wind, P. 2012. The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12: 7825-7865.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia* (Berlin) 84: 442-450.
- Steinbauer, M.J., Grytnes, J.-A. & Wipf, S. 2018. Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Research letter vol 556, Nature* 231 556.
- Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, Cambridge.
- Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2015. Mengde og utvikling av død ved produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994-1998) og 10. takst (2010-2013). Oppdragsrapport 06/2015. Norsk institutt for skog og landskap.
- Strand, G.H. & Bentzen, F. 2017. Arealrepresentativ overvåking av norske verneområder. NIBIO Rapport 3(8). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Stuanes, A.O. & Abrahamsen, G. 1996. Tålegrenser for nitrogen i skog. En vurdering av kunnskapsgrunnlaget. Aktuelt fra Skogforsk 7-96. Skogforsk.
- Svalheim, E. 2011. Strandengene i Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. Oppfølging av igangsatte skjøtselstiltak. *Bioforsk Rapport* 6 (151)
- Sverdrup-Thygeson, A., Søgaaard, G., Rusch, G. & Barton, D. 2014. Spatial overlap between environmental policy instruments and areas of high conservation value in forest. *PLoS ONE* 9(12).
- ssSverdrup-Thygeson, A., Ørka, H.O., Gobakken, T. & Næsset, E. 2016. Can airborne laser scanning assist in mapping and monitoring natural forests? *Forest Ecology and Management* 369: 116-125.

- Søgaard, G., Eriksen, R., Astrup, R. & Øyen, B.-H. 2012. Effekter av ulike miljøhensyn på tilgjengelig skogareal og volum i norske skoger. Rapport fra Skog og landskap, 02/12
- Thorvaldsen, P. 2011. Skjøtselsplan for kystlynghei på Tarva i Bjugn kommune. Bioforsk Rapport
- Thorvaldsen, P. 2016. Sitkagran *Picea sitchensis* i stor spredning i det norske kystlandskapet. Eksempel fra Stadlandet, Selje kommune. Blyttia 74(3): 160-171.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda, 1951-1979. Forskning og forsøk i landbruket. Kontoret for informasjon og rettleiding i landbruk.
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529. Norsk institutt for naturforskning.
- United Nations Statistics Division. 2012. System of Environmental Economic Accounting 2012—Central Framework.  
[https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA\\_CF\\_Final\\_en.pdf](https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/SEEA_CF_Final_en.pdf)
- Vanderpuye, A., Elvebakk, A. & Nilsen, L. 2002. Plant communities along environmental gradients of high-arctic mires in Sassendalen, Svalbard. *Journal of Vegetation Science* 13: 875-884.
- Velle, L.G., Nilsen, L.S. & Vandvik, V. 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. *Applied Vegetation Science* 15(1): 119-128.
- Velle, L.G., Nilsen, L.S., Norderhaug, A. & Vandvik, V. 2014. Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands? *Global Change Biology* 20(5): 1429-1440.
- Velle, L.G. & Vandvik, V. 2014. Succession after prescribed burning in coastal *Calluna* heathlands along a 340-km latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 25(2): 546-558.
- Vickers, H., Høgda, K.A., Solbø, S., Karlsen, S.R., Tømmervik, H., Aanes, R. & Hansen, B.B. 2016. Changes in greening in the high Arctic: insights from a 30 year AVHRR max NDVI dataset for Svalbard. *Environmental Research Letters* 11.
- Wirth, V. 1991. Zeigerwerte von Flechten. *Scripta Geobotanica* 8: 215-237.
- With, K.A. & Crist, T.O. 1995. Critical thresholds in species in responses to landscape structure. *Ecology* 76: 2446-2459.
- Woolgrove, C.E. & Woodin, S.J. 1996a. Ecophysiology of a snow-bed bryophyte *Kiaeria starkei* during snowmelt and uptake of nitrate from meltwater. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 74: 1095-1103.
- Woolgrove, C.E. & Woodin, S.J. 1996b. Current and historical relationships between the tissue nitrogen content of a snowbed bryophyte and nitrogenous air pollution. *Environmental Pollution*, 91: 283-288.
- Öberg, S., Gjershaug, J.O., Diserud, O. & Ødegaard, F. 2011. Videreutvikling av metodikk for arealrepresentativ overvåking av dagsommerfugler og humler. Naturindeks for Norge. NINA Rapport 663
- Øien, D.-I., Pedersen, B., Moen, A. & Lyngstad, A. 2018. Naturindeks for slåttemyr (semi-naturlig myr). Referansetilstand og mulige indikatorer. Naturhistorisk rapport 2018-2: 1-28. NTNU Vitenskapsmuseet

## Vedlegg 1: Tabeller med referanse- og grenseverdier for indikatorer

### Fjell

Indikator	Variabel	Nivå2-enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
Fjellrev	Antall reproduserende individer i de kommunene der den har sin naturlige utbredelse	Alle	60 %	100 %	Regionale forskjeller
Jerv	Antall årlige ynglinger på rovvilt regionnivå	Alle	60 %	100 %	Regionale forskjeller
Villrein	Antall villrein i vinterbestanden pr km <sup>2</sup> villreinareal i de respektive kommunene	Alle	80%	100%	Regionale forskjeller He, Op, Bu, Te, Aa, Va, Ro, Ho, Mr, Tø
Smågnagere	Gjennomsnitt av bestands-topper for smågnagersamfunn i fjellområder over en 10-årsperiode	Alle	60	100%	Alle fylker unntatt Os, O/A og Ve
Areal uten fremmede arter	Arealandel (%) uten fremmede arter i kategoriene «svært høy», «høy» og «potensielt høy» risiko	Alle	90%	100%	Alle fylker unntatt Os, O/A og Ve
Overskridelse av tålegrense for nitrogen	Total mengde tilført N for aktuelt vurderingsområde (kg N/ha per år)	Alle	Grenseverdi for et areal (kg N/år) avhenger av tålegrensene for aktuelle naturtyper og arealet av disse. Tålegrensen for fjell er 5 kg N/ha per år	0 kg N/år	Alle fylker unntatt Os, O/A og Ve. Samme referanseverdi for hele landet, men grenseverdi varierer mellom regioner/fylker
Areal av inngrepsfri natur	INON indikator: arealandel minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Alle	60%	100%	Alle fylker unntatt Os, O/A og Ve

## Skog

Indikator	Variabel	Nivå-2 enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
Blåbærdekning	Arealandel (%)	Alle	7,5 %	12,5 %	Øs, OA, Ve; lavereliggende He, Op, Bu, Te; AA, VA, Ro, Ho, SF, MR, ST, NT
			6 %	10 %	Høyereliggende He, Op, Bu, Te; sørlige No
			3 %	5 %	Nordlige No, Tr
			1,5 %	2,5 %	Fi
Mengde av rogn, osp, selje	Samlet volum pr ha produktivt skogareal for trær >10 cm dbh (m <sup>3</sup> /ha)	Alle	4,2 m <sup>3</sup> /ha	7 m <sup>3</sup> /ha	Gjenstår å differensiere for ulike regioner/ fylker
Bestandsnivå av hjortedyr (elg, hjort)	Antall individer pr km <sup>2</sup> skogareal, regnet om til «elg-ekvivalenter» ut fra forskjeller i kroppsvekt	Alle	0,53	0,89	Øs, OA, Ve
			0,47	0,79	Ho, SF, MR, ST
			0,35	0,59	Ro
			0,31	0,52	NT
			0,29	0,48	He, Op, Bu
			0,25	0,42	Te, AA, VA
			0,23	0,38	No
			0,18	0,30	Tr
			0,06	0,10	Fi
Bestandsnivå av store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe)	Antall individer summert for artene, omregnet til metabolsk effekt ut fra forskjeller i kroppsvekt og oppgitt som «gaupe-ekvivalenter»	Alle	1036	1727	VA, Ro, Ho, SF
			1273	2121	Bu, Ve, Te, AA
			636	1060	Op
			313	522	Øs, OA
			938	1564	He
			1424	2373	MR, ST, NT
			842	1403	No
			1536	2559	Tr, Fi
Mengde død ved totalt	Liggende og stående død ved >10 cm diam. (m <sup>3</sup> /ha); ref.verdi beregnes som 30% av stående trebiomasse	Alle	25 m <sup>3</sup> /ha	42 m <sup>3</sup> /ha	For bonitetsklasser lav, middels og høy/svært høy for hele landet; kan beregnes pr region/fylke
			43 m <sup>3</sup> /ha	73 m <sup>3</sup> /ha	
			74 m <sup>3</sup> /ha	123 m <sup>3</sup> /ha	
Mengde grov død ved		Alle	10 m <sup>3</sup> /ha	17 m <sup>3</sup> /ha	



Indikator	Variabel	Nivå-2 enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
	Liggende og stående død ved >30 cm diam. (m <sup>3</sup> /ha), beregnet som 40% av total mengde død ved >10 cm diam.		17 m <sup>3</sup> /ha 29 m <sup>3</sup> /ha	29 m <sup>3</sup> /ha 49 m <sup>3</sup> /ha	For bonitetsklasser lav, middels og høy/svært høy for hele landet; kan beregnes pr region/fylke
Biologisk gammel skog	Arealandel av biologisk gammel skog	Alle	36%	60%	Gjenstår å differensiere for ulike regioner/ fylker
Arealandel gammel naturskog	Arealandel med naturskog og areal som var hkl 5 i 7. takst og fremdeles er i hkl 5	Alle	36%	60%	Gjenstår å differensiere for ulike regioner/ fylker
Inngrepsfri natur i skog	Miljødirektoratets indikator: arealandel av skog minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Alle	60%	100%	Samme verdier for alle regioner
Mengde tilført N	Total mengde tilført N for aktuelt vurderingsområde	Alle	Grenseverdi avhenger av tålegrensene for aktuelle naturtyper og arealet av disse	0 kg/år	Samme referanseverdi for alle regioner; grenseverdi for GØT varierer mellom regioner/fylker
Fravær av fremmede karplantearter med høy økologisk risiko	Andel av ANO-flater med fravær av fremmede karplantearter med høy økologisk risiko	Alle	90 %	100 %	Samme verdier i alle fylker

## Våtmark

Indikator	Variabel	Nivå 2-enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
Blåtopp	Andel (%) overvåkingspunkter i nedbørsmyr med fravær av arten	V3 Nedbørsmyr innen Myr og kilde	60 %	100 %	Alle fylker, men blåtopp forekommer mer spredt i Finnmark enn resten av landet
Duskull	Andel (%) overvåkingspunkter i nedbørsmyr med fravær av arten	V3 Nedbørsmyr innen Myr og kilde	60%	100 %	Alle fylker, men ikke i O3 sterkt oseanisk bioklimatisk seksjon
Torvmoser	Dekning av torvmoser	a) Slåttemyr innen Semi-naturlig myr og våteng b) Myr og kilde	a) 12,5 % dekning b) 60 % av referanseverdien	a) 6,25 % dekning b) Varierer mellom grunntyper og lokaliteter. Referanseverdien er lokalitetsspesifikk.	Alle fylker
Bestandstetthet av fugl i våtmark (vadefuglindeks)	Geometrisk gjennomsnitt for seks artsindekser. Basert på hekkende bestand av seks vadefugler	Myr og kilde, Semi-naturlig myr og våteng	60 % av referanseverdi	Referanseverdi kan forsøkes estimert basert på bestandsnivåer fra eldre takseringsdata	Alle fylker
Areal uten dekning av vedplanter i felt-, busk- og tresjikt	Arealandel (%) uten vedplanter i felt- og busksjikt	a) Myr og kilde b) Semi-naturlig myr og våteng	a) 75 % dekning b) 87,5 % dekning	a) 87,5 % dekning. b) 93,75 % dekning	Alle fylker
Overskridelse av tålegrense for nitrogen i våtmark	Overskridelse av tålegrensa for nitrogen	Myr og kilde, Semi-naturlig myr og våteng	5 kg N/ha per år.	0 kg N/ha per år	Alle fylker
Areal av inngrepsfri natur	INON	Alle	60 %	100 %	Alle
Areal uten fremmede arter	Arealandel (%) uten fremmede arter i kategoriene «svært høy», «høy» og «potensielt høy» risiko.	Alle	90 %	100 %	Alle

## Semi-naturlig mark

Indikator	Variabel	Nivå 2-enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
Arealandel uten problemarter	Arealandel (%) uten problemarter, der problemarter er definert i hht. nivå 2-enhet	Alle	75	90	Alle
Arealandel uten skadet og/eller død røsslyng	Arealandel (%) røsslyng som er uskadet av lyngbladbille eller tørke	Kystlynghei	70	90	Østfold, og fylker langs kysten fra Aust-Agder til og med Nordland
Ellenberg lys	Ellenbergverdi lys	a) Kystlynghei, b) Semi-naturlig strandeng, c) Semi-naturlig eng	a) 6,01 - 7,05, b) 7,21 - 8,50, c) 6,45 - 7,23	a) 6,67, b) 7,77, c) 6,84	Kan være regionale forskjeller
Ellenberg pH	Ellenbergverdi pH	a) Kystlynghei, b) Semi-naturlig strandeng, c) Semi-naturlig eng	a) 2,70 - 4,70, b) 6,20 - 8,00 c) 4,15 - 6,36	a) 3,44 , b) 6,69, c) 5,79	Kan være regionale forskjeller
Ellenberg nitrogen	Ellenbergverdi N	a) Kystlynghei, b) Semi-naturlig strandeng, c) Semi-naturlig eng	a) 2,10 - 2,98, b) 4,70 - 6,18, c) 3,26 - 6,17	a) 2,54, b) 5,31, c) 4,11	Alle
Ellenberg fuktighet	Ellenbergverdi fuktighet	a) Kystlynghei, b) Semi-naturlig strandeng, c) Semi-naturlig eng	a) 4,80 - 6,53, b) 5,52 - 8,00, c) 4,69 - 8,18	a) 5,6, b) 6,55, c) 5,56	Kan være regionale forskjeller
Ellenberg salt	Ellenbergverdi salt	a) Kystlynghei, b) Semi-naturlig strandeng, c) Semi-naturlig eng	a) 0,00 - 0,16, b) 0,58 - 5,60, c) 0,02 - 0,24	a) 0,04, b) 1,92, c) 0,09	Alle
Areal uten fremmede arter	Arealandel (%) uten fremmede arter i kategoriene «svært høy», «høy» og «potensielt høy» risiko.	Alle	90 %	100 %	Alle
Humler i åpent lavland	Det relative avviket fra en teoretisk	Semi-naturlig eng	0,6	1	Overvåkingsdata finnes fra følgende fylker: Østfold og

Indikator	Variabel	Nivå 2-enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
	referansetilstand (skalert til verdi 1) basert på potensielle artsforekomster og forventet mengde av arten				Vestfold, Trøndelag, Rogaland og Vest-Agder
Dagsommerfugler i åpent lavland	Det relative avviket fra en teoretisk referansetilstand (skalert til verdi 1) basert på potensielle artsforekomster og forventet mengde av arten	Semi-naturlig eng	0,6	1	Overvåkingsdata finnes fra følgende fyl-ker: Østfold og Vestfold, Trøndelag, Ro-galand og Vest-Agder
Andel lynnheiareal med to eller flere faser i lynnheisyklusen representert	Antall faser innen måle-enhet	Kystlynnhei	2 lynnheifaser eller flere er representert på minimum 50 % av lynnheiarealet	2 lynnheifaser eller flere er representert på minimum 75 % av lynnheiarealet	Østfold, og fylker langs kysten fra Aust-Agder til og med Nordland
Arealandel uten tresjiktdekning	Arealandel (%) uten tresjiktdekning	Alle	Åpne slåttemarkar: 100 % Alle andre enheter: 75 %	Åpne slåttemarkar og semi-naturlig strandeng: 100 % Naturbeitemarkar, lauvenger, kystlynnhei og boreal hei: 95 %	Alle
Arealandel uten vedplanter i felt- og / eller busksjikt	Arealandel (%) uten dekning av vedplanter i felt og/eller busksjikt	Alle (men forskjellige verdier), se <b>Vedlegg 2</b>	90-75 %	100-90 %	Alle
Tykkelse strøsjikt	Gjennomsnittstykkelsen på strøsjiktet målt i 4 punkter per m <sup>2</sup> rute	a) Semi-naturlig eng, b) semi-naturlig strandeng, c) kystlynnhei	a, b) <2 cm, c) <15 cm	a, b) ≤ 0,5 cm, c) < 15cm	Alle
Aktuell bruksintensitet	NiN-variabel 7JB-BA tilknyttet et geografisk avgrenset område: Skala fra 1-8. Arealandel (%) med aktuell bruksintensitet i gitte trinn.	AlleAlle. Boreal hei og kystlynnhei: trinn 3 og 4, Semi-naturlig eng og strandeng: trinn 4 og 5	60 %	100 %	Alle

Indikator	Variabel	Nivå 2-enhet	Grenseverdi	Referanseverdi	Gjelder for hvilke regioner/fylker?
Antall beitemarker (3Q-karplantedata)	Antall overvåkingsruter klassifisert som naturbeitemark i 3Q karplanteovervåking	Semi-naturlig eng (naturbeitemarker)	Mer enn 252 (80 %)	315	Alle
Overskridelse av tålegrense for nitrogen	Nedre tålegrense (kg N/ha per år)	Semi-naturlig strandeng, Semi-naturlig eng, Kystlynghei og Boreal hei	20 kg N/ha per år, 10 kg N/ha per år, 10 kg N/ha per år, 5 kg N/ha per år	0 kg N/ha per år for alle nivå-2 enheter	Alle

## Vedlegg 2: Datasett, referanse- og grenseverdier i semi-naturlig mark

I dette vedlegget har vi undersøkt muligheten for å bruke eksisterende datasett fra ulike nivå 2-enheter innenfor hovedøkosystem semi-naturlig mark for å fastsette referanse- og grenseverdier for noen utvalgte indikatorer for økologisk tilstand.

En oversikt over datasettene som er brukt, finnes i **Tabell V1**.

Indikatorerne som testes ut, er særlig relevante i forhold til egenskapene primærproduksjon, funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer og biologisk mangfold. Datasettene inneholder imidlertid ikke data på biomasse (primærproduksjon), slik at det er vanskelig å undersøke sammenhengene mellom indikatoren og primærproduksjon innenfor økosystemet. Det vi har data på, er i hovedsak artsrikdom, og da målt som antall karplanter (i noen datasett også flere artsgrupper). Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer handler bl.a. om mengdefordeling av arter innenfor ulike funksjonelle grupper, f.eks. busker, graminider og urter i semi-naturlig mark. Vi har for enkelthets skyld sett på andelen graminider av total artsrikdom som et eksempel på funksjonell sammensetning.

I tillegg har vi gjort en vurdering av fugl som indikator for økologisk tilstand i semi-naturlig mark.

Vi har ikke gjort forsøk på formelle analyser av sammenhengene mellom indikatorenes verdi og økosystemets tilstand (målt her som artsrikdom mv.). I stedet bruker vi en deskriptiv tilnærming for å se etter sammenhenger (lineære eller med knekkpunkter) og bruker resultatene, samt ekspertkunnskap, for å foreslå referanse- og grenseverdier. For alle indikatorene gjelder at flere/større datasett vil gi grunnlag for å revidere referanse- og grenseverdier i forhold til det foreslått her.

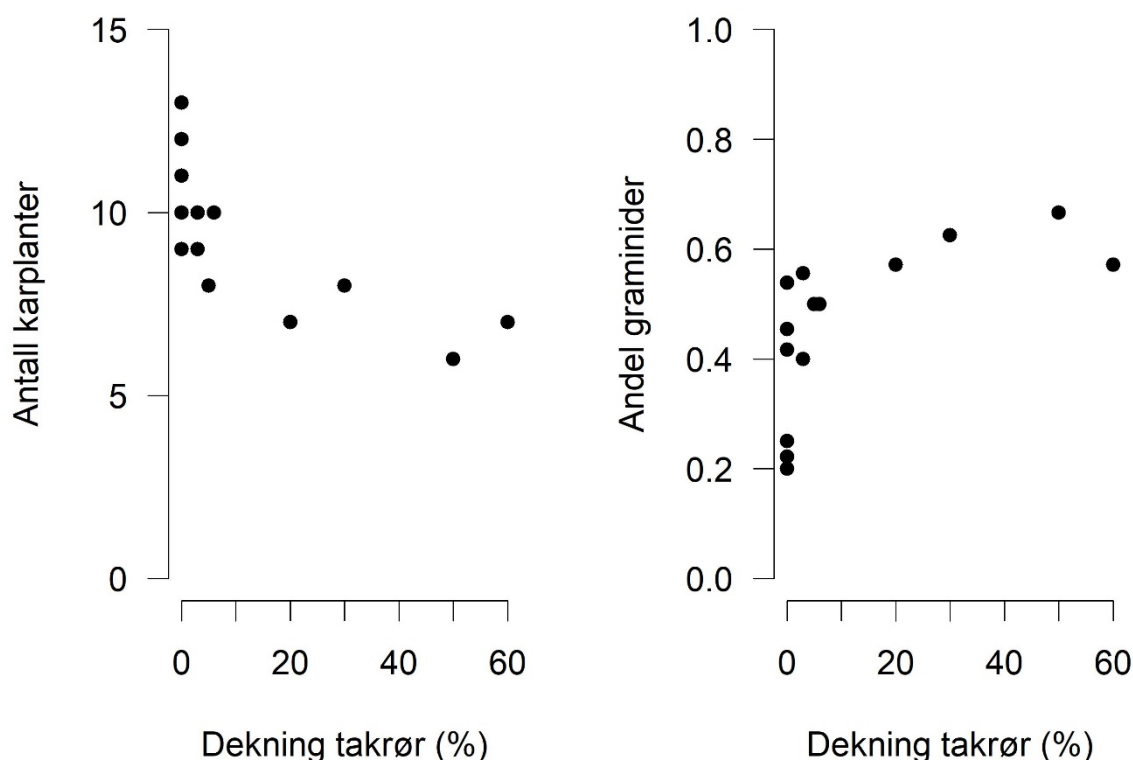
Vedlegget er strukturert slik at indikatorene presenteres i samme rekkefølge som i kap. 5.4 i hovedrapporten.

### Areal uten dekning av problemarter

#### Semi-naturlig strandeng

Dekningen av takrør kan øke i strandenger ved opphør av hevd eller ved andre inngrep som endrer de abiotiske forholdene på enga, og takrør (*Phragmites australis*) er en typisk «problemart» i hvert fall på semi-naturlige strandenger i boreonemoral sone.

Datasettet fra Søm-Ruakerkilen NR inneholder fire ruter analysert over fire år, og to av rutene har takrør. Det er gjennomført tiltak for fjerning av takrør. Det er en tydelig negativ sammenheng mellom dekning av takrør og artsrikdom, og en positiv sammenheng mellom dekning takrør og andelen av artene som er graminider.



På lokal skala er fravær av takrør dermed en god indikator for biologisk mangfold og funksjonell sammensetning. Større datasett vil være nødvendig for å kvalitetssikre referanse- og grenseverdier.

Måleenhet: Måles i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 95 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 80 %.

### Kystlynghei

Det finnes enartsbestander («problemarter») som sprer seg i kystlynghei, og som kan gjøre at naturtypen trues og at den økologiske tilstanden reduseres. Dette kan være arter som allerede tilhører artssammensetningen i naturtypen, men grunnet en eller flere påvirkninger øker i dekningsgrad på bekostning av andre stedeegne arter. Eksempler på slike arter er einstape (*Pteridium aquilinum*), lys- og knappsiv (*Juncus effusus* og *J. conglomeratus*) og blåtopp (*Molinia caerulea*).

Måleenhet: Måles i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 90 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 70 %

### Boreal hei

Typiske problemarter som kan danne enartsbestander i boreal hei, er einer (*Juniperus communis*) og vier-arter. Dette er arter som forekommer naturlig i naturtypen, men som kan bre seg utover dersom hevdintensiteten blir for lav. Einer kan i enkelte utforminger av naturtypen være en av de dominerende artene i feltsjiktet, men kan ved gjengroing dominere arealer alene på bekostning av andre naturlig forekommende arter.

Måleenhet: Måles i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 90 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 70 %

## Fravær av skadet og/eller død røsslyng

Skadet og/eller død røsslyng skyldes i hovedsak to årsaksforhold; det ene er tørkeskader- og død som følge av perioder med lite nedbør, og det andre er beiteskader- og død som følge av lyngbladbilleangrep. Tørkeskader kan oppstå gjennom hele året. Tørke om vinteren, med kombinasjoner av lite nedbør, tele i bakken og vind, kan gi omfattende skader på etablerte røsslyngplanter. Vintertørken langs store deler av kysten i 2014 kan trekkes frem som et eksempel på en ekstremværperiode som førte til et stort omfang av tørkeskade hos røsslyng fra Møre og Romsdal og nordover til og med Nordland. Gjennom NFR-prosjektet LandPress (Miljøforsk) har man funnet ut at eldre røsslyngplanter (moden- og degenererende fase) er mer utsatt for tørkeskade enn ung lyng (byggefase). Tørke om våren og sommeren kan gi omfattende skader på frøspirer som skal etablere seg, da disse har lite utviklet rotsystem og tørker lett ut. Mens tørkeskader kan kjennes igjen ved at røsslyngen har intakte kort- og langskudd, kan skader og død fra lyngbladbillen kjennes igjen ved at skuddene er beitet bort. Lyngbladbillen (*Lochmaea suturalis*) er monofag, og lever i stor grad bare på røsslyng. Den overvintrer som voksen bille i mose og strølag i kystlyngheia, legger egg om våren og får fullvoksne individer på sensommeren. Det er vist at det er sammenheng mellom fangst av lyngbladbiller og lyngens tilstand, med mer biller i gammel lyng enn i ung og frisk lyng (Taksdal 1997). Økte nitrogenavsetninger kan føre til økt sensitivitet for insektangrep, ettersom bladverket blir mer næringsrikt. Skadet og/eller død røsslyng reduserer den økologiske tilstanden ved at primærproduksjonen reduseres kraftig. Skal tilstanden bedres, må røsslyngen etablere seg på ny fra rotskudd eller frø, og dette kan ta varierende tid etter både skadeomfang, regenereringsstrategi, og hvor rask gjenveksten er.

**Indikatorens ilstandsverdi** måles som arealandel (%) røsslyng som er uskadet av tørkeperioder og lyngbladbilleangrep.

Referanseverdi: 90 %

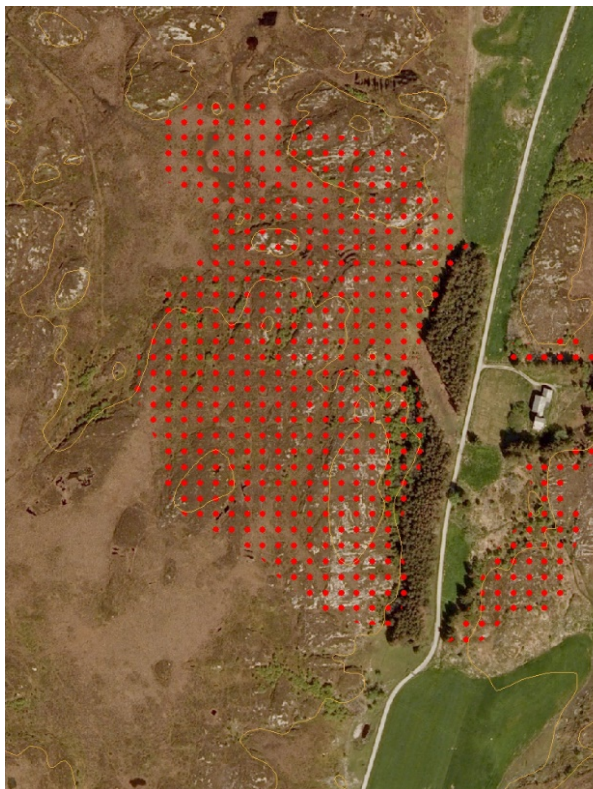
Grenseverdi for god økologisk tilstand: 60 %

## Areal uten dekning av fremmede arter

### Kystlynghei

Det finnes fremmede arter med stor økologisk risiko som sprer seg i kystlynghei, og som kan gjøre at naturtypen trues og at den økologiske tilstanden reduseres. Eksempler på svartelistearter som er en trussel i kystlynghei er rynkerose, sitkagran, buskfuru og gulltorn.





Figur til venstre. Spredning av sitkagran (*Picea sitchensis*) på Tarva i Bjugn, Sør-Trøndelag. Frø fra et 1 ha stort plantefelt har spredt seg utover et område på 8 ha, med en tetthet på 15 500 sitkaplanter per ha (Thorvaldsen 2011). Figur over. Foto som viser spredning av sitkagran i kystlynghei (L.G. Velle).

### Boreal hei

Fremmedartinnslaget i boreal hei er mindre enn i de andre semi-naturlig mark naturtypene. Av arter som man likevel kan trekke fram er spredning av for eksempel sitkagran og buskfuru fra plantefelt satt opp i nærheten av stølsområder.

Også i de andre nivå 2-enhetene vil forekomst av fremmede arter med økologisk risiko kunne redusere økologisk tilstand. Felles referanse- og grenseverdier for hele hovedøkosystemet foreslås.

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 100 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 90 %

## Mengde/andel lynghei i ulike faser

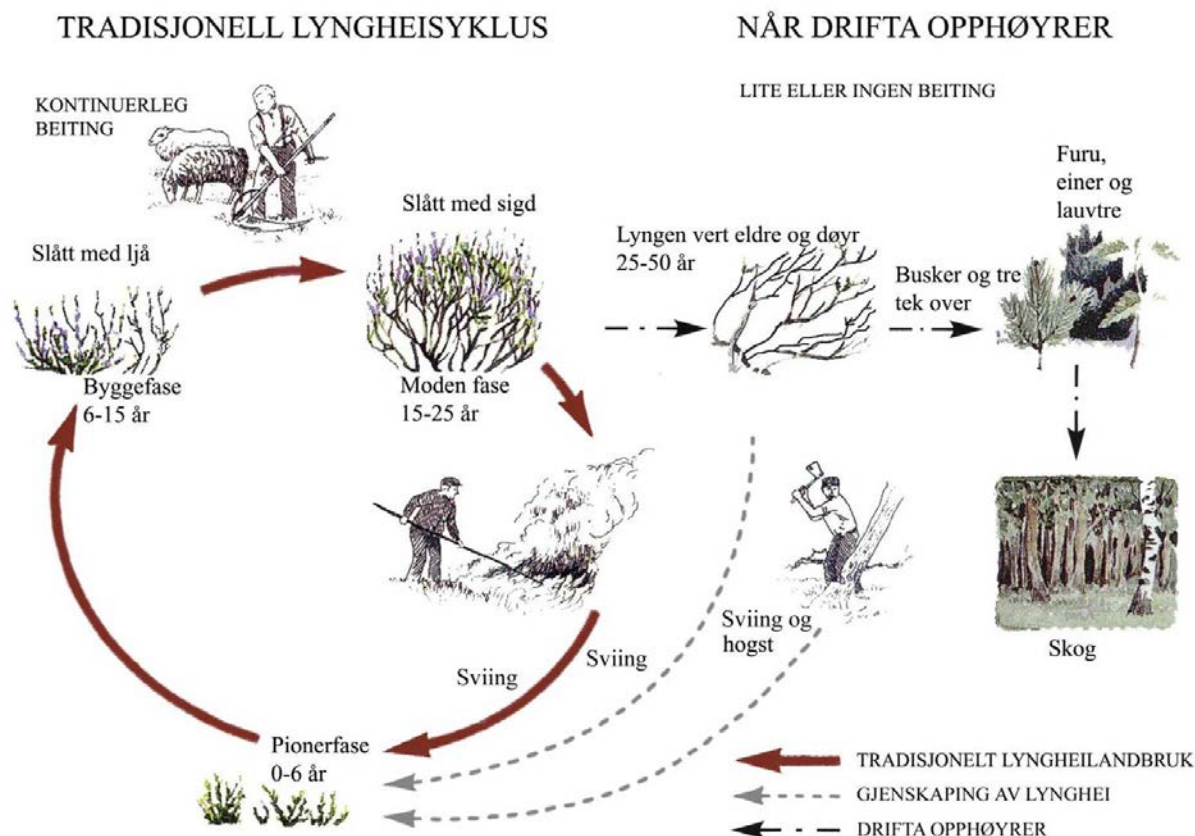
### Kystlynghei

Dagens viktigste hevdregimer i kystlyngheiene er lyngsviing og beiting, gjerne helårsbeiting med gammelnorsk sau. Hevdintensiteten moderat, der for svak intensitet fører til gjengroing, og for sterk intensitet fører til at man får overganger til semi-naturlig eng. Når både hevdregimer og hevdintensitet er god, får man en naturtype bestående av naturtypemosaikker. Disse naturtypemosaikkene er ulike faser i lyngheisyklusen; pionerfase, byggefase, moden fase og degenererende fase.

Måleenhet: Antall faser måles i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter. Deretter skaleres informasjonen opp til en lokalitet/region.

Referanseverdi: To faser eller mer representert på minimum 75 % av lyngheiarealet innen en lokalitet/region

Grenseverdi for god økologisk tilstand: To faser eller mer representert på minimum 50 % av lynchheiarelet innen en lokalitet/region



Lynchheisyklusen viser tradisjonell lynchheidrift til venstre, med lynchheia sine tre faser. Høyre side viser når drifta opphører, og den degenererende fasen (referanse).

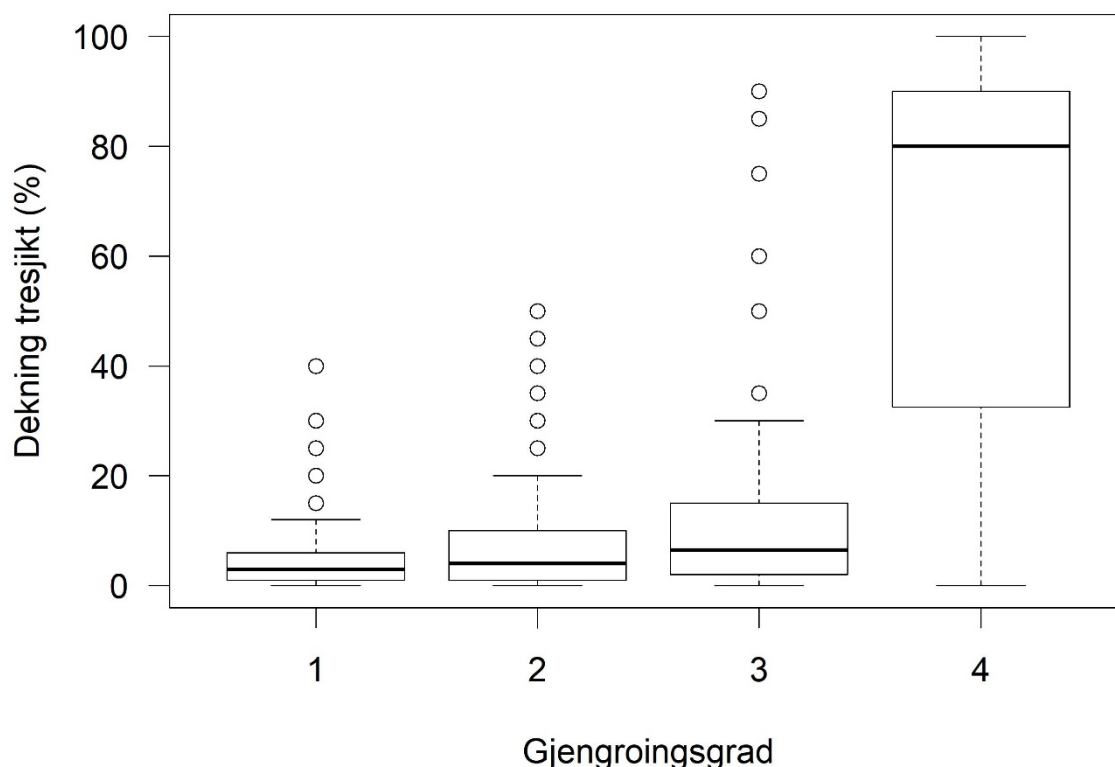
## Areal uten dekning av trær

### Semi-naturlig eng (naturbeitemarker)

I ARKO-semi-naturlig eng varierer tresjiktdekning mellom 0 og 100 %. Artsrikdom på lokalitetsnivå styres av lokalitetens størrelse, og det er ingen signifikant sammenheng mellom tresjiktdekning og artsrikdom, hverken av karplanter eller beitemarksopp.

I 3Q-datasettet varierer dekningen av trær i en 64 m<sup>2</sup>-rute mellom 0 og 75 %, og det er en svak, men signifikant positiv sammenheng mellom dekning av trær og artsrikdom av karplanter i rutene. I Steinset-datasettet er det derimot en negativ sammenheng mellom dekning av trær og artsmangfold ( $p = 0,034$ ), men med bare tre ruter med dekning  $\geq 10$  %. Den romlige skalaen brukt her (16 m<sup>2</sup> er liten ift. foreslått måleskala (se under)).

Hvis vi i stedet for å se på sammenhengen mellom dekningen av trær og artsmangfold, ser på hvordan dekningen av trær varierer med grad av gjengroing (slik den er skåret etter NiN v.1), ser vi at dekningen av trær øker klart med grad av gjengroing, og ingen lokaliteter uten gjengroing har dekning på lokalitetsnivå  $> 40$  %. Gjennomsnittsverdien for lokaliteter uten gjengroing er 6 %, men dekningen er lav også for lokaliteter i gjengroing (hvh. 8 % og 14 % i gjengroingsklasse 2 og 3). Dette gir ikke noe absolutt grunnlag for fastsettelse av referanse- og grenseverdier.



Følgende referanse- og grenseverdier foreslås:

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 95 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %

### Semi-naturlig strandeng

I ARKO-strandeng-datasettet varierer tresjiktdekning mellom 0 og 50 %, og 13 lokaliteter har dekning av tresjikt  $\geq 5$  %. Artsrikdom på lokalitetsnivå styres av lokalitetens størrelse, og dekning av trær har ingen innvirkning på hverken total artsrikdom på en lokalitet eller andel av artene i lokaliteten som er graminider.

Vi kan likevel tenke oss at det er en terskel for hvor stor dekning av trær det er på en lokalitet når mengden trær påvirker artsmangfoldet.

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 100 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %

### Kystlynghei

Kystlynghei i god økologisk tilstand har fravær av, eller lav dekningsgrad av trær. Det kan forekomme trær eller skog i forsenkinger som inngår i kystlandskapet hvor kystlyngheia er, men så lenge naturtypen holdes i hevd, er ikke dette skog som sprer seg. Dersom hevdintensiteten i form av sviing og beiting blir for lav, starter gjengroingen av naturtypen, og dekningsgraden av trær øker. I arbeidet med naturindeks har det blitt foreslått fire gjengroingstrinn i kystlynghei; 1) åpen kystlynghei, men enkelttrær kan forekomme, 2) Spredt forekomst av trær, ofte i

forsenkinger (0-6,25 % tresjikt), 3) Spredt fordeling av trær i hele lyngheia (6,25-25 % tresjikt), 4) Tett med trær i hele lyngheia (25-100 % tresjikt) (Johansen et al. 2015, Johansen et al. 2017). Inndelingen i kategorier baserer seg på hjelpefigur (Figur x) for bestemmelse av dekning av tresjikt (Allard 2007).

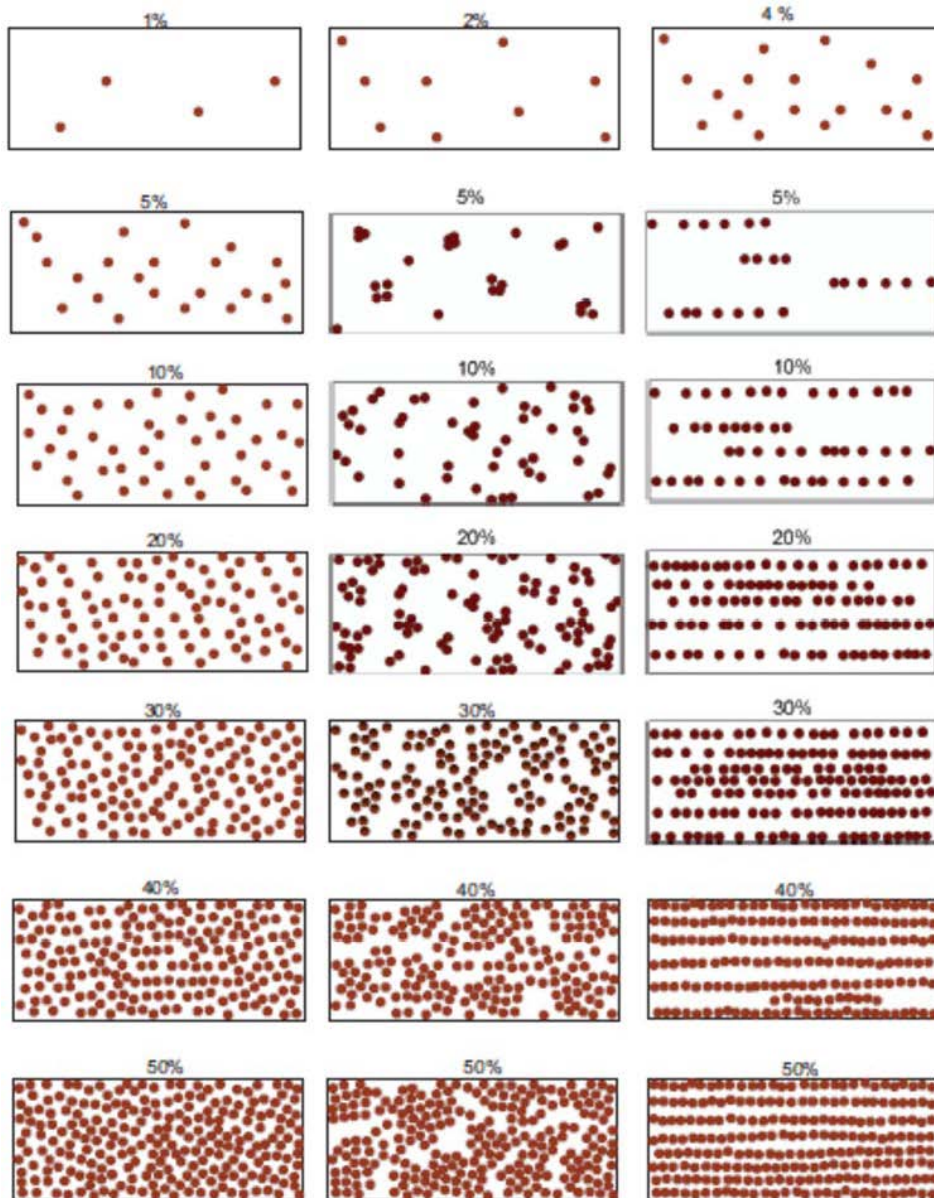
Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

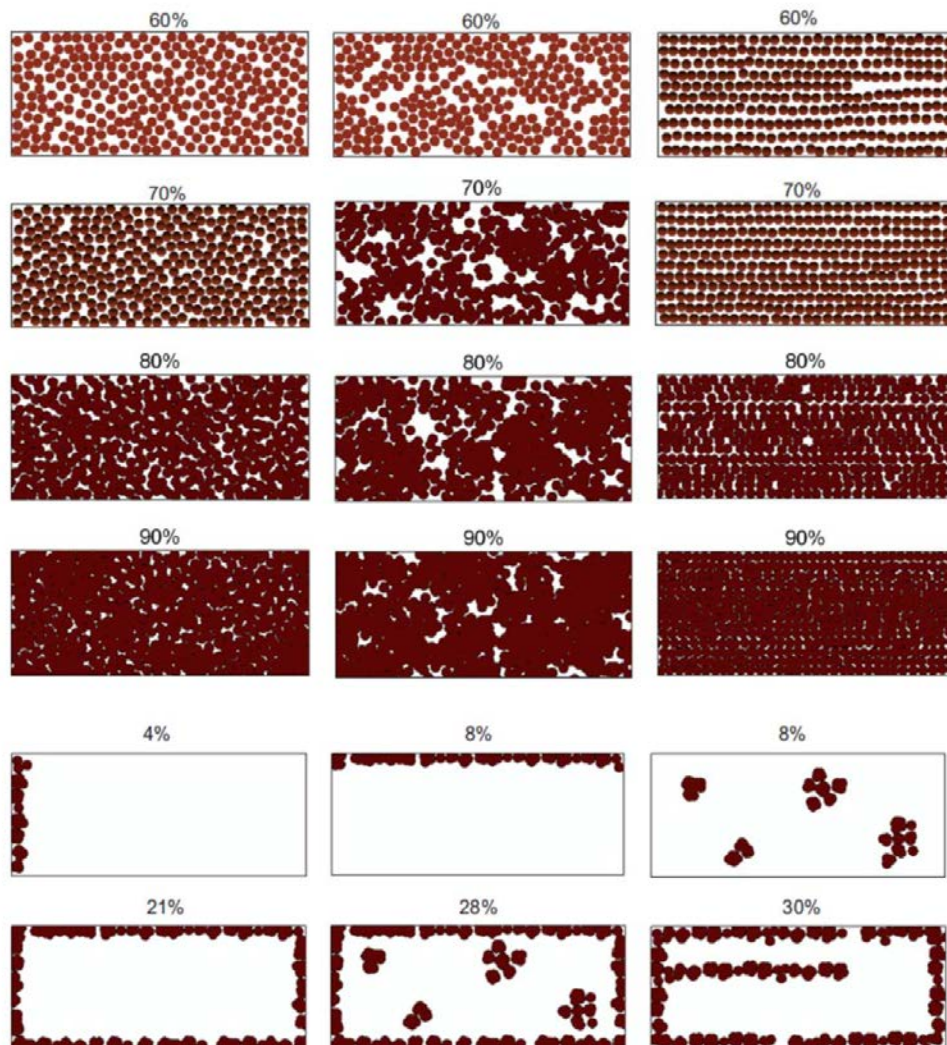
Referanseverdi: 95 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %



*Foto viser gjengroende kystlynghei i Nordland.*





Hjelpesfigur for bestemmelse av dekning av tresjikt (Allard 2007).

### Boreal hei

Boreal hei har blitt dannet ved avskoging. Avskogingen av seterområdene har skjedd som et resultat av mange samvirkende faktorer, der trevirke ble benyttet til fyring, bygningsmateriale m.m. I kontinentale områder, og områder høyt over havet, vokser busker og trær generelt seinere enn i oseaniske strøk. Sammen med husdyrbeite sørget den vedvarende etterspørselen etter ved for at de avskogete områdene ikke grodde igjen med kratt og trær. Omformingen av tidligere skogsmark til åpen mark pågikk i flere hundre år. I datasettet fra boreal hei i Steinsetbygda i moderat tilstand, er dekninga av tresjikt ca. 10 %.

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 95 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %

### Høyde av trær

Det er ingen sammenheng mellom høyden av trær og antallet karplanter hverken i 3Q- eller Steinset-datasettet, mens vi for andre nivå 2-enheter enn semi-naturlig eng ikke har data for

trehøyde. Sannsynligvis bør høyde og dekning av trær ses i sammenheng og en samleindeks utvikles.

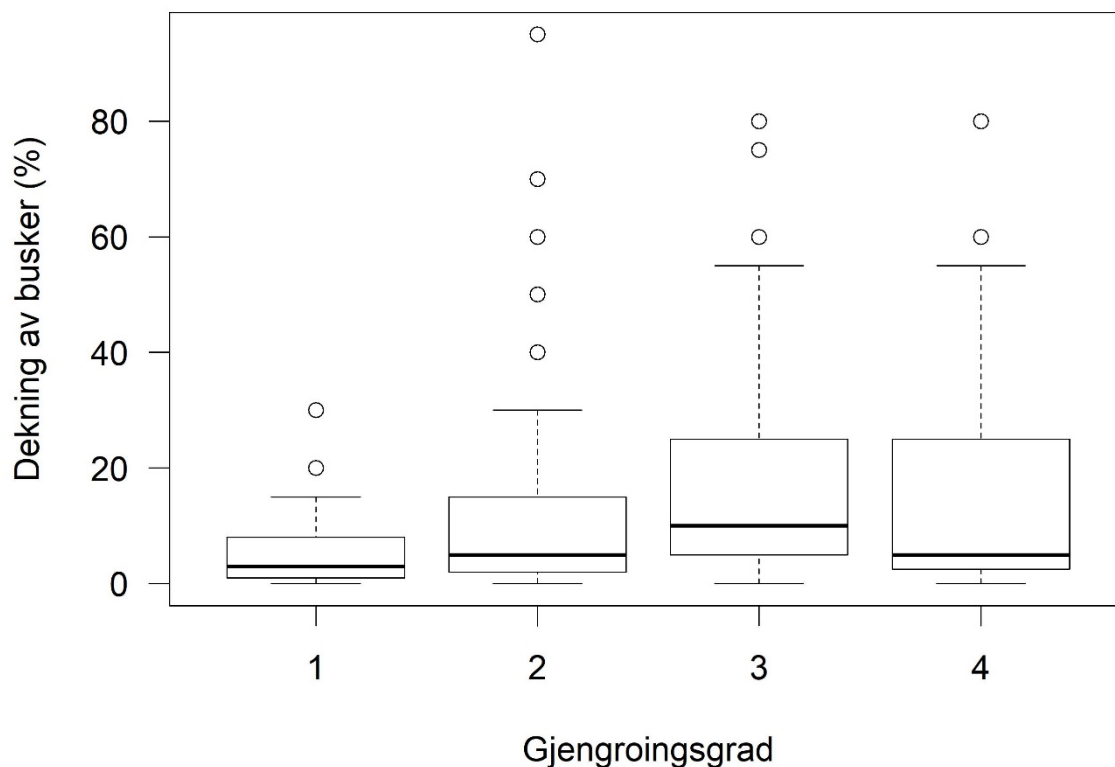
## Areal uten dekning av vedplanter i felt- og/eller busksjikt

### Semi-naturlig eng

Innslag av busker/vedplanter er naturlig i naturbeitemarker, men ikke i slåttmarker i god hevd. I NiN er dekning av busksjikt definert som dekningen av vedvekster med høyde mellom 80 cm og 2 m, men vi foreslår en samlet indikator som også inkluderer vedplanter i feltsjikt (se kap. 4.5.). Datasettene som er brukt for å undersøke tilstandsverdier, definerer busksjikt ulikt; i Steinset-, 3Q- og dragehode-datasettene er busksjikt definert som > 80 cm, i tråd med NiN, mens i ARKO-datasettet inkluderer dekningen også busker lavere enn denne høyden.

I ARKO-semi-naturlig eng varierer busksjiktdekning mellom 0 og 95 %. Artsrikdom på lokalitetsnivå styres av lokalitetens størrelse, med en tendens til at økende busksjiktdekning har negativ sammenheng med artsrikdom av beitemarksopp ( $p = 0,098$ ). Hvis vi i stedet for å se på sammenhengen mellom dekningen av busker og artsmangfold ser på hvordan dekningen av busker varierer med grad av gjengroing (slik den er skåret etter NiN v.1), ser vi at det er betydelig variasjon i dekning innenfor hver gjengroingsklasse. Imidlertid har ingen lokaliteter uten gjengroing dekning på lokalitetsnivå > 30 %.

I 3Q-datasettet varierer busksjiktdekning i en 64 m<sup>2</sup>-rute mellom 0 og 60 %, og det er en svak, men signifikant positiv sammenheng mellom dekning av busksjikt og artsrikdom av karplanter i rutene. I Steinset- og dragehodedatasettet er det få ruter med busksjiktdekning.



Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.  
 Referanseverdi: 95 % dekning for naturbeitemarker, 100 % for slåttemark  
 Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 % for naturbeitemarker, 90% for slåttemark og lauvenger

### Semi-naturlig strandeng

I ARKO-strandengdatasettet varierer busksjiktdekning mellom 0 og 15 %, men bare to lokaliteter har dekning av busksjikt > 5 %. Artsrikdom på lokalitetsnivå styres av lokalitetens størrelse, og dekning av busk- eller tresjikt har ingen innvirkning på total artsrikdom på en lokalitet i dette datasettet.

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.  
 Referanseverdi: 100 % dekning  
 Grenseverdi for god økologisk tilstand: 90 %

### Kystlynghei

Dekningsgraden i kystlynghei øker dersom hevdintensiteten blir for lav. Flere buskarter forekommer naturlig i kystlynghei, og arter som einer, ørevier og krypvier er vanlige. Ofte inngår disse artene som en del av feltsjiktet, ved at de er under 80 cm høye.

Erfaringer fra arbeidet til Johansen med flere (2015), viser at det er vanskelig å skille busksjiktet fra feltsjiktet i kystlynghei flyfototolkning (fjernmåling). Disse sjiktene må skilles gjennom feltarbeid (feltinventeringer).

Måleenhet: Måles som dekning (%) i en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.  
 Referanseverdi: 90 %  
 Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %



*Foto av gjengroende kystlynghei på Abelvær i Nærøy kommune. Flyfoto være nyttig for å hjelpemiddel for å vurdere dekningsgrad av busksjikt og tresjikt.*

### Boreal hei

Busksjikt i boreal hei øker ved redusert hevdintensitet. Gjengroing av boreal hei er en av de største truslene til naturtypen. Flere buskarter forekommer naturlig i boreal hei, slik som einer, dvergbjørk og vierarter. Erfaringer fra arbeidet til Johansen med flere (2015) i kystlynghei, viser at det er vanskelig å skille busksjiktet fra feltsjiktet i kystlynghei flyfototolkning (fjernmåling), og



dette er trolig også gjeldende for boreal hei som er lyngdominert. I datasettet fra boreal hei i Steinsetbygda ligger den prosentvise dekingen av busksjikt på rundt 20 %, og dette er boreal hei i tidlig/sein gjenvækstsuksesjonsfase.

Måleenhet: Måles i som deking (%) en 250 m<sup>2</sup> flate rundt ANO-punkter.

Referanseverdi: 90 %

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 75 %

### Høyde av busker

Sannsynligvis bør høyde og deking av busker ses i sammenheng og en samleindeks utvikles.

## Dekning av bunnsjikt

Bunnsjikt består av moser og lav.

### Semi-naturlig eng

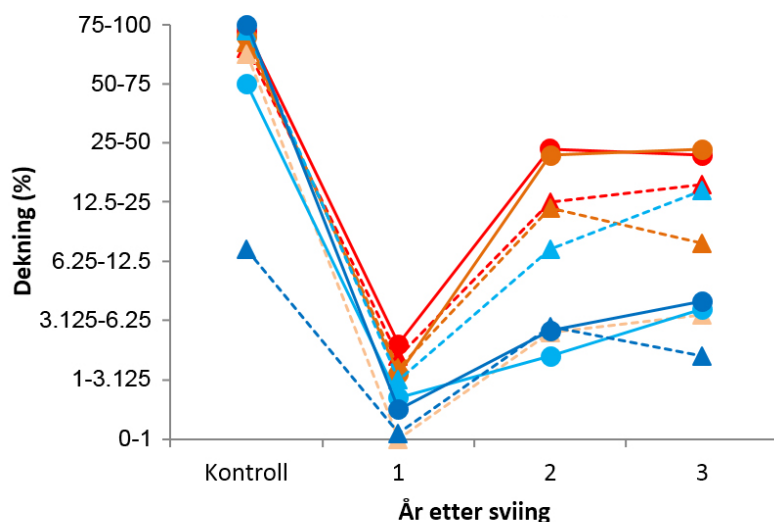
Bunnsjiktdekingen i semi-naturlig eng varierer mellom 0 og 100 % (datasettene Dragehode og Steinset-eng). Det er ingen sammenheng mellom deking av bunnsjikt og arts mangfold av karplanter i datasettene, heller ikke med funksjonell sammensetning (andelen av artene som utgjøres av graminider). **Vi foreslår derfor ikke dekningsgrad av bunnsjikt som indikator for økologisk tilstand i semi-naturlig eng.**

### Semi-naturlig strandeng

Bunnsjiktdekingen er lav i den nedre, mest saltpåvirkede delen av en strandeng, mens i øvre deler av strandenga kan man finne et velutviklet mosedekke i bunnsjiktet. ARKO-strandeng-rutedatasettet viser imidlertid at dekingen av bunnsjiktet i 49 av 50 ruter er 0. **Vi foreslår derfor ikke dekningsgrad av bunnsjikt som indikator for økologisk tilstand i semi-naturlig strandeng.**

### Kystlynghei

Dekningsgraden av bunnsjikt i kystlyngheia varierer gjennom lyngheisyklusen sine faser (Velle & Vandvik 2014). Dekningsgraden av moser og lav er høy i kystlynghei i moden fase. Da er det lenge siden lyngheia ble svidd, og moser og lav har fått tid til å utvikle en høy dekningsgrad. Lyngen slipper også igjennom mer lys etter hvert som den vokser seg høy og får mer buskete struktur, noe som fremmer utviklingen av moser og lav i bunnsjiktet. Etter lyngsviing fjernes som regel store deler av bunnsjiktet. Det kan da ligge igjen som dødt strø, eller det kan ha blitt fjernet ved hjelp av ilden. Dekningsgraden reduseres da ned til mellom 0-10 % etter sviing, for at det så begynner å øke igjen gjennom pionerfasen. Mose og lav vokser raskere til i pionerfasen i sørlige områder enn i nordlige områder.



Prosentvis dekning bunnsjikt (klasser etter modifisert Hult-Sernander-Du Rietz skala) før (kontroll) og tre år etter sviing. Stiplede linjer med triangel er fuktig kystlynghei, og heltrukket linjer med sirkel er tørr kystlynghei. Linjene er lokaliteter fargekodet fra rød i Hordaland til blå i Sør-Trøndelag. For mer info se (Velle & Vandvik 2014).

På grunn av at dekningsgraden til bunnsjiktet veksler mellom 0-100% under god økologisk tilstand (fra pionerfase til moden fase), er dette en vanskelig indikator å benytte.

## Dekning av strøsjikt

### Semi-naturlig eng

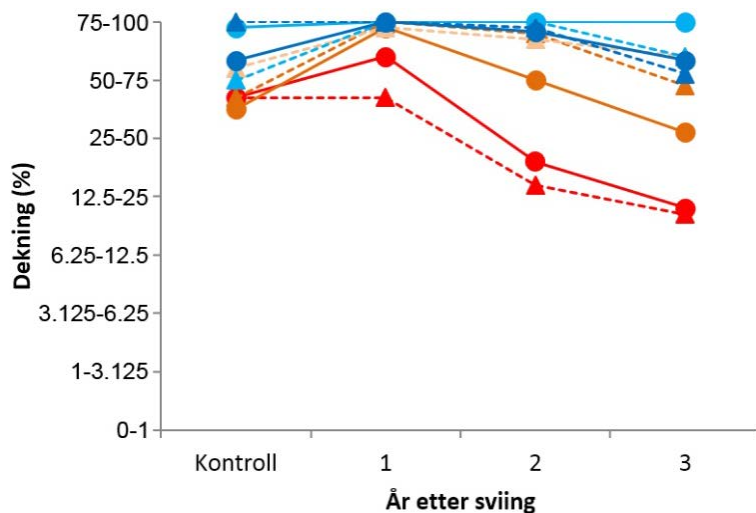
Det er ikke data for å undersøke denne indikatoren.

### Semi-naturlig strandeng

Det er ikke data for å undersøke denne indikatoren.

### Kystlynghei

Dekningsgraden av strøsjikt (litter) i kystlyngheia varierer gjennom lyngheisyklusen (Gimingham 1972) og langs nord-sør gradienten langs kysten (Velle & Vandvik 2014). Generelt sett er dekningsgraden av strøsjiktet høy i kystlynghei, og det er lyngartene, og da særlig røsslyng, som produserer store mengder strø. Dekningen er høyest i moden og degenererende fase, hvor den da varierer mellom 60-100 %. Lyngsviing fjerner strø fysisk, og i tillegg reduseres dekningsgraden etter sviing som følge av forvitring. Dekningen av strø i pionerfasen kan reduseres til under 25 %. Unntaket er i nordlige områder med noe lavere uttørkingsgrad og kjøligere temperatur. Her er dekningsgraden av strø høy både før og etter sviing. Strøet til røsslyng har lav pH, og er med på å gjøre jordsmonnet i kystlyngheia surt.



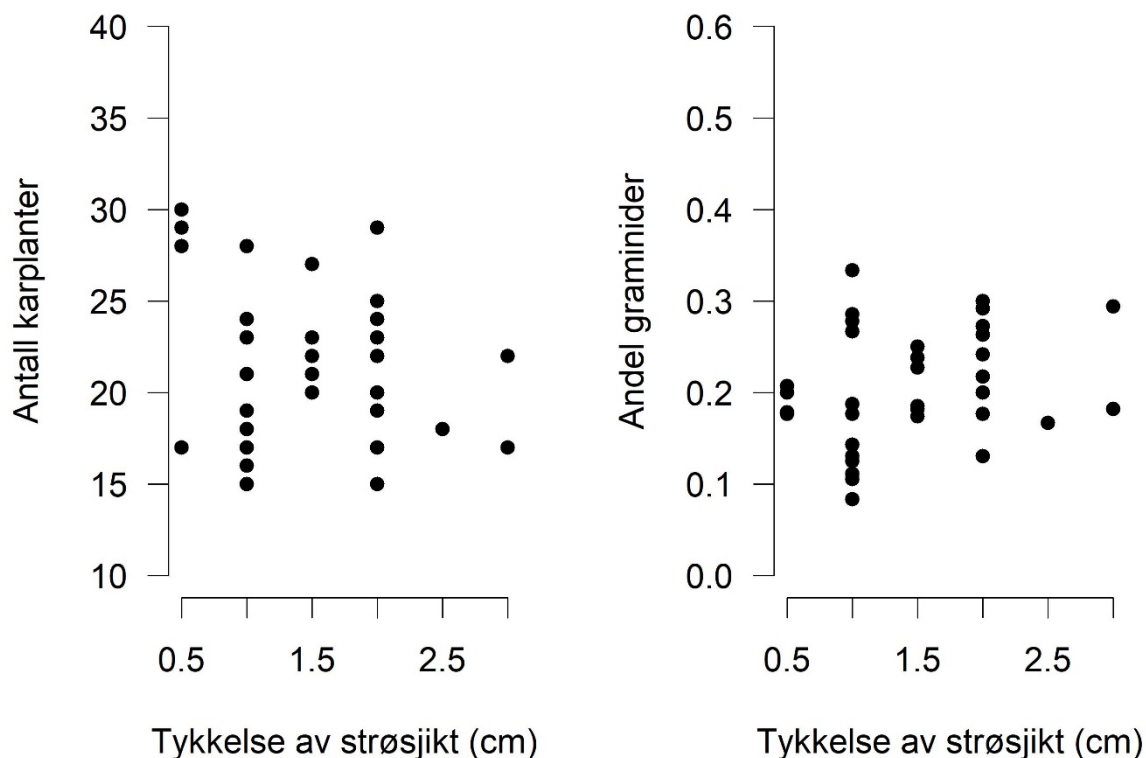
Prosentvis dekning strøsjikt (klasser etter modifisert Hult-Sernander-Du Rietz skala) før (kontroll) og tre år etter sviing. Stiplede linjer med triangel er fuktig kystlynghei, og heltrukket linjer med sirkel er tørr kystlynghei. Linjene er lokaliteter fargekodet fra rød i Hordaland til blå i Sør-Trøndelag. For mer info se (Velle et al. 2014).

Dekningsgrad av strøsjikt i kystlynghei varierer over tid som direkte følge av hevdregime (lyngsviing reduserer dekningen) og klimatisk gradient (høyere dekning i nord enn i sør). Dekning av strøsjikt kan være vanskelig å bruke som indikator for god eller dårlig tilstand.

## Tykkelse av strøsjikt

### Semi-naturlig eng

Det er ganske lite variasjon i tykkelsen av strøsjiktet i Steinset- og dragehode-dataene (0–3,0 cm, hvor tykkelse er målt i 0,5 cm-intervaller), med en tendens til økt andel graminider når tykkelsen av strøsjiktet øker ( $p = 0,066$ ).



Måleenhet: Måles innen 1m<sup>2</sup> på ANO-punkter

Referanseverdi: 0,5 cm

Grenseverdi for god økologisk tilstand: 2 cm

### Kystlynghei

Tykkelsen på strøsjiktet («litter») i kystlyngheia varierer gjennom lyngheisyklusen sine faser (Gimingham 1972). Det er tynnast etter lyngsviing (mellom 0-5 cm) mens røsslyngplantene er unge. Strøproduksjonen øker etter hvert som røsslyngen blir eldre, og den høyeste strøproduksjonen finnes blant planter i moden til sein moden fase (Gimingham 1972). Strøet brytes ned av seg selv, men dette tar tid. Det vil si at etter hvert som tiden går, og det er liten eller fraværende hevdintensitet i lyngheia, så øker tykkelsen på strøet. Etter hvert kan tykkelsen på strøsjiktet komme opp i 15-20 cm, og bli vanskelig å fjerne ved hjelp av lyngsviing.



*Foto til venstre: kystlynghei i god økologisk tilstand der det er et tynt lag av strøsjikt. Foto til høyre: blåtestarr på veg opp gjennom et tykt lag av strø som ligger igjen etter lyngsviing.*

Måleenhet: Måles innen 1m<sup>2</sup> på ANO-punkter

Referanseverdi: < 15 cm

Grenseverdi for god økologisk tilstand: < 15 cm

**Tabell.** Oversikt over datasett brukt for å utforske referanse- og grenseverdier for ulike indikatorer for økologisk tilstand i semi-naturlig mark.

Navn	Beskrivelse	Nivå 2-enhet	Relevante indikatorer som er testet ut	Referanse
ARKO-strandeng	117 strandenger kartlagt etter NiN v. 1. På hver lokalitet er det registrert dekning av tre- og busksjikt, aktuell bruksintensitet (dvs. om den er uten hevd, i ekstensiv hevd eller i intensiv hevd), hvilke dyreslag som beiter, antallet fremmede arter og totalt antall karplanter.	Semi-naturlig strandeng	Dekning av trær Dekning av busker	Evju et al. (2015)
ARKO-strandeng-transekt	63 strandenger med transekter fra strandkanten til enden av strandenga. Vi har registrert vegetasjonshøyde og forekomst av «problemarter» langs hver meter av transektene.	Semi-naturlig strandeng	Dekningsgrad av problemarter	Evju et al. (2015)
Søm-strandeng	I lokaliteten Søm-Ruakerkilen NR har det vært gjennomført et restaureringsprosjekt med fjerning av takrør og oppstart av beite. Det er lagt ut fire vegetasjonsanalyseruter på 1 m <sup>2</sup> , som er analysert i fire år (2009, 2010, 2011, 2013), med registrert forekomst og mengde av alle karplanter.	Semi-naturlig strandeng	Dekning av problemarter	(Svalheim 2011)
ARKO-semi-naturlig eng	351 semi-naturlige enger kartlagt etter NiN v.1. På hver lokalitet er det registrert dekning av tre- og busksjikt, aktuell bruksintensitet, bruksform, gjengroingsgrad og antallet fremmede arter, samt totalt antall karplanter som har tyngdepunkt i enger («engplanter») og beitemarksopp.	Semi-naturlig eng	Dekning av trær Dekning av busker	Bratli et al. (2014)
3Q-karplanter	141 ruter av 8 x 8 m <sup>2</sup> (naturbeitemark) fordelt rundt i landet + 159 ruter av 8 x 8 m <sup>2</sup> (brakklagt eng) fordelt rundt i landet.	Semi-naturlig eng	Dekning av trær Høyde trær Dekning av busker	Engan m.fl. 2008, Stokstad og Pedersen 2017

Steinset-eng	Datsett fra utmarksbeiteområde i Steinsetbygda, Oppland (Etnedal/Nord-Aurdal): 24 ruter av 4 x 4 m <sup>2</sup> (naturbeitemark)	Semi-naturlig eng	Dekningsgrad av problemarter Tykkelse strøsjikt Dekning av trær Høyde trær Tykkelse strøsjikt Dekning av busker Høyde busker	Sickel m.fl. 2018.
Dragehode	Datsett fra 7 dragehodelokaliteter i Oppland/Hedmark, 40 ruter av 1 x 1 m <sup>2</sup> .	Semi-naturlig eng	Dekning av busker Høyde busker Tykkelse strøsjikt	Sickel et al. (2017)
Kystlynghei-Norge	Vegetasjonsdata (karplanter, moser og lav) langs en 340-km nord-sør gradient fra Hordaland til Nord-Trøndelag (60.70°–63.79° N). Data samlet fra fastruter over tid; før sviing, og gjennom tre år etter sviing. N=344.	Kystlynghei	(Dekningsgrad strøsjikt) Dekning av bunnsjikt Dekning av busker Tykkelse av strøsjikt	Velle and Vandvik (2014), Velle et al. (2012).
Flyfoto-data	Arbeid med gjengroing og kvantifisering av tresjikt baserer seg på et arbeid med flyfototolkning av 38 lokaliteter fra Rogaland til Nord-Trøndelag. 6 lokaliteter var oppsøkt i felt som en del av forarbeidet til flyfototolkningen. Alle lokalitetene har tidligere vært kystlyngheilokaliteter foreslått vernet av Fremstad og Steinnes på tidlig 90-tallet.	Kystlynghei	Dekning av trær Dekning av busker	Johansen et al. (2015).
Tarva	Som eksempel på spredning av svartlistet art i kystlynghei, brukes spredningen av sitkagran på Tarva i Bjugn kommune. Her spredningen av sitkagran fra et plantefelt blitt registrert manuelt i felt – og kart over spredning og beregninger foretatt.	Kystlynghei	Mengde/andel fremmede arter	Thorvaldsen (2011), Thorvaldsen (2016).
Steinsetbygda	Datsett fra boreal hei i tidlig/sein gjenvekstsuksesjonsfase i Steinsetbygda.	Boreal hei	Busksjikt, tresjikt og hevdintensitet i boreal hei	Sickel, H. m.fl. 2018.

## Bruk av fugl som indikator for vurdering av økologisk tilstand i semi-naturlig mark

Det eksisterer to nasjonale overvåkingssystemer for fugl i Norge. TOV-E ble etablert som landsdekkende system i 2005 men har data tilbake til omtrent 1996. Hekkefugltakseringen foregår på ca. 500 telleruter over hele landet (Kålås & Husby 2011, Kålås et al. 2014). Fugleovervåkingen i 3Q ble igangsatt i år 2000 på 130 overvåkingsflater (1 km<sup>2</sup>) der senterpunktet av overvåkingsflatene ligger på jordbruksareal. Det er 9 observasjonspunkter per flate (Figur), og det gjennomføres fugletaksering på hver overvåkingsflate hvert tredje år (Pedersen & Krøgli 2017, Pedersen & Krøgli 2017). Utbredelse, bestandstetthet og populasjonsutvikling basert på disse overvåkingssystemene representerer landskap i perioden fra sent 90-tall og fram til i dag og skal gi nasjonal og regional statistikk. Referanseverdi for fugl blir ofte satt til start av overvåkingsserien, og dermed reflekterer begge disse overvåkingssystemene et landskap fra slutten av 90-tallet og fram til i dag. Med tanke på de store omveltningene som jordbruket har gjennomgått etter 1940-årene, er det en stor utfordring å kunne angi en referanseverdi som tilsvarer god økologisk tilstand basert på disse overvåkingssystemene og deretter en fornuftig grenseverdi.



Figuren viser en av 130 overvåkingsflater for fugl i 3Q. Hver av disse flatene takseres hvert tredje år der man bruker 5 minutter på hver av de 9 observasjonspunktene.

Videre er man avhengig av et godt nok statistisk grunnlag for å kunne sette en referanseverdi. Dette avhenger av hvor mange av observasjonspunktene i de to overvåkingssystemene som havner innenfor semi-naturlig mark og for hver av de fire naturtypene boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng. Videre er det en utfordring å finne arter som er gode indikatorer for de fire naturtypene og samtidig er observert i nok antall til at man kan gjøre en bestandsvurdering basert på statistikk eller ekspertvurdering.

Det er ikke mange fuglearter som er unike for hver av de fire naturtypene som utgjør semi-naturlig mark. Men det finnes noen arter som allikevel kan være brukbare kandidater, slik som heipiplerke, buskskvett, bergirisk, storspove mm. Utfordringen er derimot at disse artene også finnes i andre naturtyper og ofte har de i større eller mindre grad preferanser for det moderne jordbrukslandskapet i tillegg til semi-naturlig mark. Observerer man endringer i utbredelsen eller bestandene av disse artene, må man derfor være varsom med å konkludere med årsak og effekt,



da det kan skyldes endringer i de naturtypene man ønsker å vurdere eller områder i nærheten som fuglene også benytter.

Før man kan vurdere fugl som indikator for økologisk tilstand i semi-naturlig mark bør man først gjøre en undersøkelse der man ser på graden av overlapp mellom observasjonspunktene/områdene til 3Q/TOV-e og de fire naturtypene av semi-naturlig mark. Basert på graden av overlapp kan man vurdere hvilke arter som er observert og om disse er i stort nok antall til å sette en referanseverdi og deretter en grenseverdi for de gitte naturtypene. Til dette er man avhengig av flere kartlag fra forskjellige databaser. Dersom det viser seg at det ikke per i dag finnes tilstrekkelig overvåkingsdata til å sette referanseverdi og deretter en grenseverdi for semi-naturlig mark, bør det vurderes å etablere observasjonspunkter som kan danne grunnlaget for en overvåking i nettopp disse naturtypene på sikt.

### **Graden av overlapp mellom semi-naturlig mark og fugleovervåkingen i 3Q:**

Vi har her gjort en vurdering av hvor mange av arealfigurene i Naturbase av naturtypene slåttemark (D01), naturbeitemark (D04), hagemark (D05), kystlynghei (D07), kalkrike enger (D08) og fuktenger (D09) som faller innenfor de 130 fugleovervåkingsflatene (1 km<sup>2</sup>) i 3Q. Totalt i Naturbase finnes det per skrivende stund 2791 polygoner av slåttemark, 7180 polygoner av naturbeitemark, 1001 polygoner av hagemark, 953 polygoner av kystlynghei, 129 polygoner av kalkrike enger og 84 polygoner av fuktenger.

Ved kun å vurdere de naturtypefigurene som overlappet med selve 3Q-flatene, fanget vi opp 27 naturtypefigurer på 22 av de 130 flatene, herav 3 slåttemark, 18 naturbeitemark, 3 hagemark, 2 kystlynghei og 1 fukteng. Ved å utvide arealet rundt 3Q-flatene med en buffersone på 150 meter fanget vi opp 49 naturtypeområder på 33 3Q-flater. Disse fordelte seg på 6 slåttemark, 32 naturbeitemark, 5 hagemark, 4 kystlynghei og 2 fukteng. Ved ytterligere å utvide arealet med en buffer på 300 meter utenfor 3Q flatene fanget vi opp 74 naturtyper hvorav 7 slåttemarker, 48 naturbeitemark, 8 hagemarker, 8 kystlyngheier og 3 fuktenger på 41 3Q-flater. Resultatene fra denne undersøkelsen viser at de 130 flatene som benyttes til å overvåke fuglebestander fanger opp godt under 1 prosent av naturtypefigurene av semi-naturlig mark som finnes i Naturbase. Graden av overlapp er så lav at det ikke kan sies å være et representativt utvalg for semi-naturlig mark i Norge.

Videre undersøkte vi hvor mange av flatene som fullstendig overlappet med semi-naturlig mark (22) eller var i nærheten av semi-naturlig mark (33, 41) som hadde hekkende fugl av aktuelle indikatorarter. Det ble i perioden 2000-2017 gjennomført seks takseringer per flate. Antallet hekkende par var svært varierende:

**Bergirisk** er en mulig indikator på kystlynghei, men ble kun funnet hekkende på 3 av de 22 flatene som overlappet fullstendig med semi-naturlig mark. Ingen av disse flatene fanget opp kystlynghei, men derimot 3 områder med naturbeitemark. Med en buffer på 150 meter og 300 meter var det en av flatene som var i nærheten av et polygon med kystlynghei (**Tabell**). Basert på disse resultatene kan ikke bergirisk benyttes som indikator på kystlynghei basert på 3Q-fugleovervåking alene. I perioden 2000-2017 ble det gjennomført hekkfugltaksering seks ganger. Det ble registrert hekking bare på 3 av besøkene. Det største antall hekkinger som ble registrert på flatene var tre hekkinger på to av flatene.

**Tabell.** Tabellen viser hvor mange flater der det var overlapp mellom fugleflatene, semi-naturlig mark og tilstedeværelse av bergirisk.

Naturtype	På flatene		150m buffer		300m buffer	
	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer
Slåttemark	0	0	0	0	0	0
Naturbeitemark	3	3	3	3	3	3
Hagemark	0	0	0	0	0	0
Kystlynghei	0	0	1	1	1	1
Kalkrike enger	0	0	0	0	0	0
Fuktenger	0	0	0	0	0	0

**Buskskvett** er en mulig indikator for semi-naturlig strandeng og semi-naturlig eng. Den ble funnet på 19 flater som hadde en eller flere av naturtypene (Tabell). Med en buffer på 150 meter var antallet flater med semi-naturlig mark og buskskvett 28. Med en buffer på 300 meter økte antallet til 33 flater som var i nærheten av naturtypene.

*Tabellen viser hvor mange flater der det var overlapp mellom fugleflatene, semi-naturlig mark og tilstedeværelse av buskskvett.*

Naturtype	På flatene		150m buffer		300m buffer	
	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer
Slåttemark	3	3	5	6	5	6
Naturbeitemark	13	15	21	27	26	42
Hagemark	2	2	3	4	4	5
Kystlynghei	2	2	4	4	6	8
Kalkrike enger	0	0	0	0	0	0
Fuktenger	1	1	2	2	3	3

Tabellen nedenfor viser hvor mange hekkende par av buskskvett som ble registrert på de flatene som overlappet med semi-naturlig mark. Ved å legge på en buffer rundt flatene i forhold til naturtyper var det flere flater som var i nærheten av et polygon med semi-naturlig mark og antallet flater med buskskvett økte. Både antallet flater og antall hekkende par varierte over tid, men for de flatene som hadde direkte overlapp gikk antall hekkende par ned og antall flater opp.

*Tabellen viser antall hekkende par av buskskvett og antall flater de ble registrert på.*

Hekkefugltakseringer	1	2	3	4	5	6
Hekkende par	27	12	17	4	7	9
Antall flater	9	10	11	15	17	14
Hekkende par (150 m buffer)	31	21	19	8	8	11
Antall flater (150 m buffer)	12	15	10	7	3	7
Hekkende par (300 m buffer)	40	38	21	9	9	14
Antall flater (300 m buffer)	16	18	12	8	4	10

**Heipiplerke** er en mulig indikator på boreal hei og kystlynghei. Den ble funnet på 13 flater som inneholdt en eller flere av naturtypene med semi-naturlig mark. Med en buffer på 150 meter økte antall flater til 15 som inneholdt heipiplerke og hadde en eller flere av naturtypene i nærheten. Økte vi bufferen til 300 meter resulterte det i 20 flater (Tabell nedenfor).

*Tabellen viser hvor mange flater der det var overlapp mellom fugleflatene, semi-naturlig mark og tilstedeværelse av heipiplerke.*

Naturtype	På flatene		150m buffer		300m buffer	
	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer
Slåttemark	1	1	1	1	1	1
Naturbeitemark	8	11	11	15	15	26
Hagemark	3	3	3	4	5	6
Kystlynghei	2	2	4	4	6	8
Kalkrike enger	0	0	0	0	0	0
Fuktenger	0	0	1	1	2	2

Også her viser det seg at 3Q-utvalget ikke på en god måte fanger opp den naturtypen som heipiplerke skal indikere tilstanden til, fordi bare to flater hadde kystlynghei inne på flaten, mens 6 flater hadde kystlynghei innenfor en radius av 300 meter.

Ser vi på antall hekkende heipiplerke, er antall hekkende par relativt høy, men det er få av flatene der det er overlapp mellom heipiplerke og semi-naturlig eng (tabell nedenfor). Representativiteten er derfor lav med tanke på at det bare er få av flatene som overlapper med kystlynghei.

Tabellen viser antall hekkende par av heipiplerke og antall flater de ble registrert på.

År	1	2	3	4	5	6
Hekkende par	46	47	32	59	48	51
Antall flater	7	8	7	9	10	10
Hekkende par (150 m buffer)	47	63	39	72	53	60
Antall flater (150 m buffer)	8	10	9	11	12	12
Hekkende par (300 m buffer)	62	78	52	82	67	66
Antall flater (300 m buffer)	11	15	11	13	14	15

**Storspove** er en mulig indikator på semi-naturlig strandeng, semi-naturlig eng og kystlynghei. Den ble funnet på 12 flater der det var overlapp, 15 flater med 150 meter buffer og 20 flater med 300meter. Ser vi på fordelingen av de forskjellige naturtypene som utgjør semi-naturlig mark er de få av polygonene i naturbase som fanges opp (tabell nedenfor).

Tabellen viser hvor mange flater der det var overlapp mellom fugleflatene, semi-naturlig mark og tilstedeværelse av storspove.

Naturtype	På flatene		150m buffer		300m buffer	
	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer	Ant.flater	Figurer
Slåttemark	1	1	1	1	1	1
Naturbeitemark	9	11	12	16	16	28
Hagemark	2	2	2	3	4	5
Kystlynghei	1	1	3	3	5	7
Kalkrike enger	0	0	0	0	0	0
Fuktenger	0	0	1	1	2	2

Som for heipiplerke, er antall hekkende par av storspove relativt høy, men det er få av flatene der det er overlapp mellom heipiplerke og semi-naturlig eng (tabell nedenfor). Storspove kan være indikator for flere naturtyper enn heipiplerke, men antall flater og antall naturtypepolygoner er allikevel såpass få at representativiteten blir for dårlig.

**Tabell V8.** Tabellen viser antall hekkende par av heipiplerke og antall flater de ble registrert på.

År	1	2	3	4	5	6
Hekkende par	31	50	31	30	23	22
Antall flater	9	8	8	8	6	5
Hekkende par (150 m buffer)	33	65	39	41	35	34
Antall flater (150 m buffer)	10	11	10	10	9	7
Hekkende par (300 m buffer)	35	80	42	42	38	36
Antall flater (300 m buffer)	12	14	12	11	10	9

### Oppsummering

Fugleovervåkingen i 3Q er designet slik at den skal rapportere på antall og utbredelse på regionalt nivå. Antall, størrelse og fordelingen av polygoner av semi-naturlig mark i Naturbase er slik at de 130 flatene i 3Qs fugleovervåking overlapper med veldig få av disse polygonene. Hvis overvåkingen i TOV-e ble undersøkt på tilsvarende måte, kunne muligens 3Q og TOV-e

kombineres for å få en bedre overlapp for semi-naturlig mark. Dersom dette ikke bedrer presisjonen, bør man vurdere å etablere hekkfugltaksering på et utvalg av semi-naturlig mark og dermed få en større presisjon med tanke på fugl som indikator.

## Vedlegg 3: Potensielle indikatorer i våtmark som trenger data utover ANO og/ eller ekstra utvikling

### Sammensatt karplanteindikator for fuktighet

En sammensatt karplanteindikator for fuktighet er aktuell for økologisk tilstand innen nivå-2 enhetene myr og kilde og semi-naturlig myr og våteng. Den vil være relevant for egenskapene funksjonelle grupper, biologisk mangfold og abiotiske forhold. Nedgang i forekomst av fuktighetskrevende arter over tid viser at et fysisk inngrep (eks. grøft) har en drenerende effekt som påvirker de økologiske prosessene, og at det gir seg utslag i endringer i vegetasjonsdekket. Dette indikerer derfor dårligere økologisk tilstand. Dette anses som en viktig indikator fordi den vil kunne gi viktig informasjon om den hydrologiske tilstanden.

Hvis ANO implementeres med registrering av karplanter i ANO-punkter vil dette etter to rullinger med registreringer gi et datasett der endringer for en slik artsindikator kan påvises. ANO vil også kunne gi et datasett som kan brukes til å utvikle en indikator basert på Ellenbergverdier for fuktighet (jf. Kap. 4.4.). På grunn av mangel på datasett for uttesting kan Ellenbergindikatorer enn så lenge ikke etableres for våtmark.

Som et alternativ til en indikator basert på Ellenbergverdier foreslår vi en indikator basert på ulikhetsindeksen proporsjonal dissimilaritet (PD, ofte kalt Bray-Curtis' indeks). PD er en indeks som baserer seg på å sammenligne to datasett, og gir en verdi mellom 0 og 1 ut fra om arter og mengdeforhold mellom arter er likt (nær 0) eller ulikt (nær 1). PD benyttes som et mål på artsulikhhet i NiN 2, og inngår i metodikken for å definere trinn langs gradienter (Halvorsen 2015). Den aktuelle lokale komplekse miljøgradienten (LKM) er i denne sammenheng tørrleggingsvarighet (TV), som har fem trinn fra mykmatte til øvre tue, og tilsvarer tue-løsbunn-gradienten hos Fremstad (1997). Det er en naturlig fordeling langs TV i myr i god økologisk tilstand, og indikatoren er derfor basert på endringer over tid, og med observasjoner av arter på samme sted ved to tidspunkter. Det er grunn til å tro at det gjennom ANO vil bli registrert informasjon på artsnivå for karplanter, men ikke for kryptogamer. Denne indikatoren inkluderer derfor bare karplantetaksoner, men det er på det rene at den vil bli mer presis hvis særlig mosene inkluderes i tillegg.

**Indikatorens verdi** måles som endring i en ulikhetsindeks (PD), med verdier mellom 0 og 1.

### Referanseverdi

Referanseverdien vil være ingen endring i PD over tid (= 0). Indikatoren er negativ, dvs. jo høyere tilstandsverdi, jo dårligere økologisk tilstand.

### Grenseverdi for god tilstand

Den lokale grenseverdien er der artssammensetningen i en observasjonsflate er så endra at vegetasjonen vil endre grunntype (i tørrere retning langs TV), f.eks. gå fra mykmatte til nedre fastmatte. Grenseverdien på regional skala settes til > 40 % av observasjonsflatene har endra grunntype i tørrere retning.

### Datasett:

Per 2018 mangler det data som kan benyttes til å teste indikatoren, men etablering av ANO vil med stor sannsynlighet framskaffe dette. Endringsindikatorer trenger minst to datapunkter for å kunne beregnes, og antasantasmed en antattantas rullere rulling på 5 år eller lengre. Tidshorisonten vil tidshorisonten for å teste og etablere indikatoren være mer enn 10 år.

### Sammensatt karplanteindikator for rik semi-naturlig myr for gjengroing

God økologisk tilstand (god hevd) i semi-naturlig myr med slåttepåvirkning (slåttemyr) kjennetegnes først og fremst av endrete mengdeforhold mellom planteartene i vegetasjonen i forhold til myr uten hevd. En sammensatt artsindikator, der mengden av flere enkeltarter

sammenlignes med den totale artssammensetningen, vil være en god indikator på økologisk tilstand i slåttemyr innen nivå-2 enheten semi-naturlig myr og våteng. Indikatoren vil være sensitiv for gjengroing som en følge av opphør av hevd. Indikatoren har relevans for egenskapene primærproduksjon, funksjonelle grupper og biologisk mangfold. Indikatoren kan utvikles med bakgrunn i data fra rik slåttemyr, og er i første rekke relevant for slåttemyrer med middelsrik og ekstremrik vegetasjon. Øien et al. (2018, se vedlegg 1) foreslår en slik indikator til bruk i naturindeks, og lister opp artene som potensielt kan inngå, og hvordan de påvirkes av slått. Eksempler på noen arter som er lett gjenkjennelige og som forekommer i økt mengde ved regelmessig slått i rikmyr, er gulstarr, slåttestarr\*, duskull\*, breiull, myrklegg\*, fjellfrøstjerne, myrstjernemose og brunmakkemose (*Carex flava*, *C. nigra* var. *nigra*, *Eriophorum angustifolium*, *E. latifolium*, *Pedicularis palustris*, *Thalictrum alpinum*, *Campylium stellatum*, *Scorpidium cossonii*). Arter merket \* forekommer også i fattigere myrvegetasjon. Dette er hovedsakelig basert på data fra langtidsundersøkelsene av slåttepåvirkning i rik slåttemyr i naturreservatene Sølendet og Tågdalen i Midt-Norge (Moen 1990, Moen et al. 1999, Moen & Øien 2012).

Indikatoren vil ha størst relevans for de vegetasjonsgeografiske regionene de to studieområdene representerer (vegetasjonssonene mellomboreal og nordboreal, samt vegetasjonsseksjonene klart oseanisk, svakt oseanisk og overgangsseksjonen), men den vil og ha relevans langt utenfor dette etter som svært mange av artene på slåttemyr i Norge er representert i indeksen. Indikatoren er relevant for alle fylker og regioner, og for egenskapene funksjonelle grupper, funksjonelt viktige arter og strukturer og biologisk mangfold.

Indikatoren krever betydelig utviklingsarbeid for å fastsette referanse- og grenseverdi. Dette kan gjøres med bakgrunn i eksisterende data. Tilnærmingen kan være å benytte kunnskap om hvilke arter som fremmes av slått.

Det vil kreves nye overvåkingsdata for å kunne ta i bruk denne indikatoren, og semi-naturlig myr og våteng dekker såpass lite areal (ca. 3000 km<sup>2</sup> (0,9 %)) at arealtyperepresentativ overvåking (Halvorsen 2011) er mest realistisk (Øien et al. 2018). ANO vil sannsynligvis ikke gi nok data til at det kan brukes til å beregne verdier for indikatoren på regionalt nivå.

**Indikatorens verdi** måles som en slåttepåvirkningsindeks (SPI) som kan skaleres slik man finner formålstjenlig. SPI beregnes ut fra artssammensetningen i vegetasjonen, og der SPI for slåttemyr i god hevd vil angi referanseverdien. SPI beregnes som gjennomsnittet av alle artenes slåttepåvirkningsverdi (SPV) veid mot den enkelte arts mengde i vegetasjonen. SPV gjenspeiler hvor tolerant eller sensitiv arten er på slått; høy verdi for tolerante arter, låg verdi for sensitive. Det vil være flere måter å beregne SPV på. Øien et al (2018) foreslår to alternativer:

**Generalisert artslistesett.** Dette er ei «idealisert» artsliste (jf. Halvorsen 2015), og viser sannsynligheten for at arten forekommer i en tenkt rik slåttemyrlokalitet, ikke nødvendigvis den faktiske mengden den forekommer i ved god hevd. Arten gis da en verdi ut fra forekomstsannsynlighet i forhold til hevdintensitet og grad av gjengroing.

**Gruppering av arter etter hvordan de påvirkes av slått.** Ut fra den kunnskapen vi sitter inne med kan vi alternativt gruppere artene etter om de øker eller minker (relativt sett) ved slått og gjengroing. En slik liste vil ha det samme utgangspunkt som et generalisert artslistesett. Arten gis da en verdi ut fra hvilken gruppe den tilhører.

Uansett hvilken framgangsmåte man velger, så må en slik indikator prøves ut og kalibreres, både med data fra slåttemyr i (tilnærmet) god hevd for å estimere en referanseverdi under ulike miljøforhold, og med data fra tidligere slåttemyrer som i ulik grad bærer preg av at slåtten er opphørt, samt fra myrer som ikke bærer preg av å ha vært slått tidligere. I tillegg er det nødvendig å videreutvikle indikatoren til også å gjelde for fattigere vegetasjonstyper. Det er naturlig at en slik utprøving blir gjort i områder der man har gode data og god kontroll på hvordan påvirkningen fra slått har vært.

#### **Referanseverdi**

For å kunne beregne gode referanseverdier for en slik sammensatt artsindikator trengs det undersøkelser av artenes respons på slått og beite ved ulik grad av påvirkning (dose-respons-analyse) tilsvarende de som ble gjennomført i forbindelse med utarbeiding av en veileder for vurdering av tilstand for vannforekomster under gjennomføring av vannforskriften (Sandlund & Pedersen 2015). Data fra langtidsundersøkelser av slåttemyr i Sølendet og Tågdalen er av en slik karakter at de kan brukes til å utvikle en sammensatt indikator basert på arter som favoriseres av slått (slåttetolerante arter) og/eller arter som hemmes av slått (slåttesensitive arter) i rikmyr.

### **Grenseverdi for god tilstand**

Det vil være vanskelig å sette en grenseverdi for god tilstand før man har gjennomført tilstrekkelig utprøving og kalibrering, men en slik grenseverdi vil være et sannsynlighetsoptimum basert på referanseverdier for undersøkte slåttemyrer med kjent påvirkning (se over).

### **Datasett**

Det mangler per 2018 data som kan benyttes til å teste indikatoren. Det er imidlertid usikkert om ANO-nettverket vil bli tilstrekkelig til å framskaffe nok data om indikatoren, siden semi-naturlig myr dekker relativt lite areal. Hvis det er tilstrekkelig data på nasjonalt- eller regionalt nivå, kan man teste denne foreslåtte indikatoren.

### **Palsmyr**

Palsmyr er en myrmasstypetype som kjennetegnes av veksling mellom flat jordvannsmyr og torvhauger (palser) som har en kjerne av frossen torv og is som holder seg frosset gjennom hele sommeren (Moen 1998). Palsene har ombrotrof vegetasjon, og palsmyr regnes som en type blandingsmyr. Palsmyr er sensitiv for endringer i klima, og indikatoren er relevant for egenskapene landskapsøkologiske mønstre og abiotiske forhold (jf. Nybø & Evju 2017). Områder med palsmyr har lågere årsmiddeltemperatur enn  $-1$  °C, lite årsnedbør ( $< 500$  mm) og tynt snødekke (Vorren 1979, Sollid & Sørbel 1998). På palsmyr er det en naturlig dynamikk med utsmelting og nydannelse av palser, og manglende nydannelse av palser kan indikere klimaendringer mot et varmere eller mer oseanisk klima. Palsmyr er vanligst i indre Troms og Finnmark, men forekommer også sparsomt i fjellområder i Sør-Norge, særlig på Dovre. Typen opptrer mest i nordboreal og lågalpin/sørarktisk sone og i overgangsseksjon eller svakt kontinental seksjon (Moen mfl. 2001). I NiN-systemet tilsvarer dette trinn 4 og 5 på 6SO Bioklimatiske soner og trinn 4-5 på 6SE Bioklimatiske seksjoner (Halvorsen et al. 2016). Palsmyr anses som en viktig indikator fordi det er en karakteristisk og lett gjenkjennelig myrmasstypetype, og har en klar og relativt rask respons som indikator på klimaendringer.

Palsmyr er én av flere myrmasstyper (torvmarksformer) som følger hverandre relativt systematisk langs bioklimatiske gradienter. Vi ser her palsmyr som en representant for våtmark som opptrer langs en del av en sammensatt klimagradiant, og der den har mer generell relevans som indikator for klimaendringer i våtmark. I første rekke er imidlertid indikatoren relevant for Finnmark og Troms, og den er også relevant for kontinentale fjellområder fra Dovre, over Forollhogna og til Sylan. Dette er grenseområdene mellom Trøndelag, Oppland og Hedmark.

Palsmyr er den eneste myrmasstypen med et dedikert overvåkingsprogram (Hofgaard 2004), og resultater fra dette vil kunne gi informasjon om utvikling for typen. Mye tyder på at palsmyr allerede er i tilbakegang (Hofgaard & Myklebost 2016, Vorren 2017).

**Indikatorens verdi** måles i areal (km<sup>2</sup>) med palsmyr.

### **Referanseverdi**

Referansetilstanden er palsmyr med aktiv nedbryting og nydannelse av palser, og referanseverdien er areal med slik aktiv palsmyr (relatert til klimaet) i normalperiode 1961–1990. Dette kan fastsettes med bruk av historiske flybilder, noe som er prøvd ut for i hvert fall noen områder i overvåkingsprogrammet. Metoden kan nyttes for å fastslå referanseverdi både for

enkeltlokaliteter og på regional skala. Inntil dette er gjennomført på større skala foreslår vi å benytte arealestimatet fra rødlistevurderingen i 2011, der det oppgis at palsmyr dekker 160 km<sup>2</sup> (Moen & Øien 2011).

### **Grenseverdi for god tilstand**

Utbredelse av palsmyr er bl.a. knytta til en årlig gjennomsnittstemperatur på -1 °C, og det er grunn til å se på dette som en terskelverdi. Hvis temperaturen blir høyere enn dette vil palsmyrene mest sannsynlig forsvinne i løpet av noen tiår. Det er imidlertid en viss grunn til å tro at dette vil skje til ulik tid i ulike deler av utbredelsesområdet, og på regional skala antar vi en lineær sammenheng mellom påvirkning og respons. Grenseverdien på regional skala settes derfor til fortsatt forekomst av aktiv palsmyr på > 90 % av arealet, det vil si ved forekomstareal > 144 km<sup>2</sup>. Hvis vi tar utgangspunkt i data som overvåkingsprogrammet skaffer til veie, vil grenseverdien være fortsatt forekomst av aktiv palsmyr på > 90 % av det opprinnelige arealet aktiv palsmyr innen de lokalitetene som overvåkes.

### **Datasett**

Det pågår overvåking av 6 utvalgte områder med palsmyr fra Finnmark i nord til Dovre i sør. Overvåkingen skal spore endringer i klimasensitive økosystemer se f.eks. Hofgaard & Myklebost (2016). Imidlertid overvåkes ikke arealutstrekning av disse eller andre palsmyrer i Norge, og det eksisterer ikke data som kan fylle indikatoren.



## Vedlegg 4. Syv egenskaper som karakteriserer økologisk tilstand

Vedlegget lister de syv egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand, jamfør kapittel 3.4 i Nybø & Evju (red.) 2017.

### 1. Økosystemets primærproduksjon avviker ikke vesentlig fra produksjonen i et intakt økosystem

*Begrunnelse: For høy eller for lav primærproduksjon indikerer et påvirket system mht. for eksempel næringsalter, overbeiting eller tørke.*

### 2. Fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra fordelingen i et intakt økosystem

*Begrunnelse: En vesentlig forskyving av biomassefordelingen mellom trofiske nivåer indikerer et påvirket økosystem og kan for eksempel skje ved beskatning av toppredatorer.*

### 3. Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer avviker ikke vesentlig fra sammensetningen i et intakt økosystem

*Begrunnelse: En vesentlig endring av funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer indikerer et påvirket økosystem. Eksempler inkluderer bortfall av grupper av pollinerende insekter, økning i buskvekster på bekostning av andre planter ved gjengroing av semi-naturlig mark, og dominans av maneter i marine økosystemer.*

### 4. Funksjonen til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem

*Begrunnelse: Funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer har stor betydning for populasjonsstørrelse for en rekke andre arter. Endret mengde av disse artene/strukturene vil dermed påvirke en rekke andre arter og funksjoner i økosystemene. Eksempler på funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer er koraller, tareskog, smågnagere, blåbær og død ved.*

### 5. Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid og avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

*Begrunnelse: Menneskeskapte påvirkninger kan medføre endrede landskapsøkologiske mønstre, som kan påvirke artenes populasjonsstørrelse og -struktur, f.eks. ved høsting, avvirkning og fragmentering av artenes leveområder. Gjenværende leveområder må derfor være store nok og nære nok hverandre til å sikre langsiktig overlevelse av artene. Også klimaendringer, arealbruksendringer, forurensinger og fremmede arter kan påvirke populasjonsstørrelser og alderssammensetning.*

### 6. Økosystemets genetiske mangfold, artssammensetning og artsutskiftning avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

*Begrunnelse: Tap av biologisk mangfold kan gjøre økosystemet mindre robust mot påvirkninger, og innvirker dermed på økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Endrede rater for artsutskiftning, dvs. kolonisering og ekstinksjon, kan tyde på et påvirket økosystem.*

### 7. Abiotiske forhold (fysiske og kjemiske forhold) avviker ikke vesentlig fra et intakt økosystem.

*Begrunnelse: Menneskeskapte påvirkninger, som miljøgifter, tilførsel av næringsalter, endret hydrologi eller forsuring, kan føre til betydelige endringer i økosystemenes fysiske/kjemiske struktur og funksjon, noe som igjen kan ha konsekvenser for økosystemenes*





*Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.*

*NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.*

*NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.*

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3274-6

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger