

2336

NINA Rapport

## Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa

Signe Nybø, Anders L. Kolstad, Hanno Sandvik, Vegar Bakkestuen, Marianne Evju, Erik Framstad, Matthew Grainger, Jane U. Jepsen, Chloé R. Nater, James D.M. Speed, Joachim P. Töpper, Zander Venter, Jens Åström, Sandra C.H. Åström, Tessa B. Bargmann, Hanna M. Silvennoinen & Markus A.K. Sydenham



## **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 engelsk, som NINA Report.

### **NINA Temahefte**

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

### **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 forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler og i populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa

Signe Nybø  
Anders L. Kolstad  
Hanno Sandvik  
Vegar Bakkestuen  
Marianne Evju  
Erik Framstad  
Matthew Grainger  
Jane U. Jepsen  
Chloé R. Nater  
James D.M. Speed  
Joachim P. Töpper  
Zander Venter  
Jens Åström  
Sandra C.H. Åström  
Tessa B. Bargmann  
Hanna M. Silvennoinen  
Markus A.K. Sydenham

Nybø, S., Kolstad, A., Sandvik, H., Bakkestuen, V., Evju, M., Framstad, E., Grainger, M., Jepsen, J., Nater, C., Speed, J.D.M., Tøpper, J., Venter, Z., Åström, J., Åström, S., Bargmann, T., Silvennoinen, H.M. & Sydenham, M.A.K. 2023. Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. NINA Rapport 2336. Norsk institutt for naturforskning.

Trondheim, november 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5136-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAGSGIØR/BIDRØRTERØ

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2617 |2023

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRØRTER

Eirin Bjørkvoll

FORSIDEBILDE

Eksempellandskap fra semi-naturlig eng, naturlig åpne områder under skoggrensa og våtmark © Foto: Anders L. Kolstad

NØKKEWORD

beitedyr – fjernmåling – fremmedarter – fugler – fragmentering – indikatorer – insekter – LiDAR – naturregnskap – NDVI – Norge – oversvømmelse – overvåking – rovdyr – SEEA EA – vegetasjon – økologisk tilstand

KEY WORDS

alien species – birds – carnivores – ecosystem accounting – ecosystem condition – flooding – fragmentation – herbivores – indicators – insects – LiDAR – monitoring – NDVI – Norway – remote sensing – SEEA EA – vegetation

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**  
Postboks 5685 Torgarden  
7485 Trondheim  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Oslo**  
Sognsveien 68  
0855 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., Kolstad, A.L., Sandvik, H., Bakkestuen, V., Evju, M., Framstad, E., Grainger, M., Jepsen, J.U., Nater, C.R., Speed, J.D.M., Töpper, J.P., Venter, Z., Åström, J., Åström, S.C.H., Bargmann, T., Silvennoinen, H.M. & Sydenham, M.A.K. 2023. Indikatorer for økologisk tilstand I våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. NINA-rapport 2336. Norsk institutt for naturforskning.

Miljødirektoratet ga NINA våren 2022 I oppdrag å utvikle indikatorer for økologisk tilstand I våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa på nasjonal og regional skala. Prosjektet er et ledd i å kunne gjennomføre framtidige tilstandsvurderinger for disse økosystemene. Utviklingen av indikatorer skulle bygge på eksisterende kunnskapsgrunnlag og eventuelle kunnskapsbehov skal bygge på og samkjøres med eksisterende overvåking der det er mulig. Indikatorene som utvikles, skal kunne tas i bruk i både IBECA og PAEC-metoden. Miljødirektoratet har forutsatt at data og beregning av indikatorer skal så langt mulig gjøres åpent tilgjengelig.

Prosjektet har vært omfattende og det har vært mange involvert i prosjektet. Det har derfor vært lagt vekt på omfattende kvalitetssikring, både av økologiske og tekniske vurderinger. Rapporten beskriver hvordan dette er håndtert gjennom bruk av en egen gruppe for kvalitetssikring av beregningsmåter (skript), tre økosystemgrupper og en harmoniseringsgruppe som vurderer helheten i tilnærmingene.

Prosjektet har gjennomgått alle tidligere forslag til indikatorer for disse tre økosystemene og i tillegg gjort et omfattende arbeid med å utvikle nye ideer til indikatorer. For de indikatorene som vi har beholdt og gjennomført et utviklingsarbeid på, er økologisk tilnærming og beregningsmåter (skript) kvalitetssikret og gjort tilgjengelig på GitHub og i Dokumentasjonsboka (<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/index.html>). Denne rapporten gir en oversikt over indikatorene vi har arbeidet med i tabeller og gjennom korte sammendrag. I tabellene lenkes det til Dokumentasjonsboka for detaljerte beskrivelser. I tillegg inneholder Dokumentasjonsboka et kapittel der alle indikatorforslagene kan ses gjennom en egen innsynsløsning som også viser om indikatorene er beholdt eller forkastet.

Det er velkjent at overvåkingen av økologiske forhold i disse tre økosystemene er svært mangelfulle. Dette prosjektet har testet de datakildene vi kjenner til som kan være aktuelle for å produsere indikatorer for de tre økosystemene. Vi har ferdigstilt forslag til beregningsmåter for en rekke indikatorer. Men for å få disse indikatorene klare til bruk er det behov for ny datainnsamling og bedre samordning av innsamlede data på tvers av overvåkingsprogrammer, samt at dataene gjøres åpent tilgjengelig med tilhørende standardiserte metadata. I dag er ikke disse løsningene for tilgjengelighet av overvåkingsdata tilfredsstillende.

En rekke indikatorer er avhengige av heldekkende kart over økosystemene for å kunne beregnes helt ferdig. Vi har beskrevet hvilke indikatorer som er avhengig av kart for å kunne produsere faktiske indikatorverdier. I kapitlet om kunnskapsbehov har vi derfor løftet ferdigstilling av et slikt kart høyest. Vi gir også en prioritert rekkefølge for øvrige kunnskapsbehov, deriblant behov for mer overvåking, men også tiltak som gjør det lettere å ta i bruk de dataene som samles inn i dag. Indikatorer basert på fjernmåling og kunstig intelligens anser vi som spesielt viktige å videreutvikle. Til dette trengs det å få på plass bedre bakkesannheter fra overvåking og kartlegging. Vi gir også en vurdering av hvilke økosystemer som kan tilstandsvurderes gitt dagens kunnskap.

Utviklingsarbeidet som har vært gjennomført i dette prosjektet har en rekke synergier til andre kunnskapsbehov som forvaltningen har. Vi har laget et eget kapittel om dette.

Signe Nybø ([signe.nybo@nina.no](mailto:signe.nybo@nina.no)), Anders L. Kolstad ([anders.kolstad@nina.no](mailto:anders.kolstad@nina.no)), Hanno Sandvik ([hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)), Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)), Marianne Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Matthew Grainger ([matthew.grainger@nina.no](mailto:matthew.grainger@nina.no)), Jane U. Jepsen ([jane.jepsen@nina.no](mailto:jane.jepsen@nina.no)), Chloé R. Nater ([chloe.nater@nina.no](mailto:chloe.nater@nina.no)), Joachim P. Tøpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), Zander Venter ([zander.venter@nina.no](mailto:zander.venter@nina.no)), Jens Åström ([jens.astrom@nina.no](mailto:jens.astrom@nina.no)), Sandra C.H. Åström ([sandra.astrom@nina.no](mailto:sandra.astrom@nina.no)), Tessa B. Bargmann ([tessa.bargmann@nina.no](mailto:tessa.bargmann@nina.no)), Hanna M. Silvennoinen ([hanna.silvennoinen@nina.no](mailto:hanna.silvennoinen@nina.no)), Markus A.K. Sydenham ([markus.sydenham@nina.no](mailto:markus.sydenham@nina.no)), Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.  
James D.M. Speed ([james.speed@ntnu.no](mailto:james.speed@ntnu.no)), Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Postboks 8900 Torgarden, 7491 Trondheim.

## Abstract

Nybø, S., Kolstad, A.L., Sandvik, H., Bakkestuen, V., Evju, M., Framstad, E., Grainger, M., Jepsen, J.U., Nater, C.R., Speed, J.D.M., Töpper, J.P., Venter, Z., Åström, J., Åström, S.C.H., Bargmann, T.B., Silvennoinen, H.M. & Sydenham, M.A.K. 2023. Indicators of ecological condition in wetlands, semi-natural land, and naturally open areas below the forest line. NINA Report 2336. Norwegian Institute for Natural Research.

The Norwegian Environment Agency has commissioned NINA to develop indicators for ecological status in wetlands, semi-natural land and naturally open areas below the forest line at national and regional scales. Developed indicators will later be considered for assessing ecological condition of these ecosystems. The development of indicators should build on existing knowledge and any knowledge needs should be filled by and coordinated with existing monitoring programmes where possible. The indicators developed should be able to be used in both the IBECA and PAEC methods. The Norwegian Environment Agency has stipulated that data and calculation of indicators should be made openly available as far as possible.

The project has been extensive, and many people have been involved. Emphasis has therefore been placed on extensive quality assurance and has included both ecological and technical quality control.

Previous proposals for indicators for these three ecosystems have been investigated but also new ideas for indicators based on existing data have been considered. For the indicators that we have retained and developed further, the ecological approach and calculation methods (scripts) have been quality assured and made available on GitHub and in a “documentation book” (<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/index.html>). This report provides an overview of these indicators in tables and through short summaries. The tables link to the documentation book for detailed descriptions. This has significantly reduced the written scope of this report, while making the assessment openly available to everyone. In addition, the documentation book contains a chapter where all the previously proposed indicators can be viewed through a separate access solution that also shows whether the indicators have been retained or rejected.

It is well known that the monitoring of biological and ecological conditions in these three ecosystems is very inadequate. This project has tested data sources that may be relevant for developing indicators. This means that we have been able to finalize proposals for calculation methods for a number of indicators, but to get the indicators ready for use, there is a need for new data collection, better coordination of collected data across monitoring programmes, and to make data openly available with associated standardized meta-data. Current solutions for the availability of monitoring data are not satisfactory.

Several indicators are dependent on comprehensive maps of the ecosystems to be fully calculated. We have described the indicators that are dependent on maps to produce actual indicator values. To develop such a map is given top priority for further work. We also give a priority order for other knowledge needs, including the need for more monitoring, but also measures that make it easier to use the data that is currently collected. We consider indicators based on remote sensing and artificial intelligence to be particularly important to develop further. This requires better ground truths from monitoring and mapping to be put in place. We also provide an assessment of the ecosystems that can be assessed given current knowledge.

The methodological development work in this project gives synergies with other knowledge needs of the nature management authorities. Such potential synergies are described in the last chapter.

Signe Nybø ([signe.nybo@nina.no](mailto:signe.nybo@nina.no)), Anders L. Kolstad ([anders.kolstad@nina.no](mailto:anders.kolstad@nina.no)), Hanno Sandvik ([hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)), Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)), Marianne

Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Matthew Grainger ([matthew.grainger@nina.no](mailto:matthew.grainger@nina.no)), Jane U. Jepsen ([jane.jepsen@nina.no](mailto:jane.jepsen@nina.no)), Chloé R. Nater ([chloe.nater@nina.no](mailto:chloe.nater@nina.no)), Joachim P. Tøpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), Zander Venter ([zander.venter@nina.no](mailto:zander.venter@nina.no)), Jens Åström ([jens.astrom@nina.no](mailto:jens.astrom@nina.no)), Sandra C.H. Åström ([sandra.astrom@nina.no](mailto:sandra.astrom@nina.no)), Tessa B. Bargmann ([tessa.bargmann@nina.no](mailto:tessa.bargmann@nina.no)), Hanna M. Silvennoinen ([hanna.silvennoinen@nina.no](mailto:hanna.silvennoinen@nina.no)), Markus A.K. Sydenham ([markus.sydenham@nina.no](mailto:markus.sydenham@nina.no)), Norwegian Institute for Nature Research, Post box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim.  
James D.M. Speed ([james.speed@ntnu.no](mailto:james.speed@ntnu.no)), Norwegian University of Science and Technology, Post box 8900 Torgarden, 7491 Trondheim.



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>10</b>
1.1 Bakgrunn.....	10
1.2 Oppdraget.....	11
1.3 Oppbygging av rapporten.....	11
<b>2 Helhetlige vurderinger og kvalitetssikring</b> .....	<b>13</b>
2.1 Å arbeide med åpen forskning.....	14
<b>3 Behov for heldekkende økosystemkart</b> .....	<b>16</b>
<b>4 Indikatorer</b> .....	<b>21</b>
4.1 Naturtyper som inngår i de tre hovedøkosystemene.....	23
4.2 Bruk av indikatorer i PAEC- og IBECA-metodene.....	24
4.3 Datagrunnlag brukt for beregning av indikatorene.....	25
4.4 Indikatorer som er videreutviklet.....	30
<b>5 Indikatorbeskrivelse og eksempler på resultater</b> .....	<b>37</b>
5.1 Maksimal grønnetet.....	37
5.2 Gjengroing.....	41
5.3 Fordeling av biomasse i trofiske nivåer.....	44
5.4 Konnektivitet.....	48
5.5 Fravær av inngrep langs vassdrag.....	50
5.6 Hekkefugl i jordbrukslandskapet og i våtmark.....	52
5.7 Fravær av fremmede planter.....	56
5.8 Naturindeksprodukter (NI-produkter).....	58
5.9 Insektindikatorer.....	64
5.10 Vegetasjonsindikatorer.....	70
5.11 Oversvømmelseshyppighet.....	73
5.12 Klimarelaterte indikatorer.....	75
5.13 Slitasje.....	77
<b>6 Indikatorer som er vurdert, men forkastet</b> .....	<b>80</b>
<b>7 Tema som trenger mer utvikling</b> .....	<b>83</b>
7.1 Naturlig åpne områder.....	83
7.2 Pollineringspotensial i semi-naturlig eng.....	84
7.3 Biogeokjemi og karboninnhold i myr – et veikart.....	85
<b>8 Kunnskapsbehov og kostnader</b> .....	<b>88</b>
8.1 Vegetasjonsovervåking og kartlegging.....	88
8.2 Norsk insektovervåking.....	95
8.3 Nasjonal overvåking av humler og dagsommerfugler.....	97
8.4 Overvåking av fugl (Norsk hekkefuglovervåking).....	98
8.5 Økosystemkart og fjernmåling.....	99
8.6 Rekkefølge av skalering og aggregering av indikatorverdier.....	100
8.7 Prioritering mellom de ulike kunnskapsbehovene.....	101

<b>9 Tilstandsvurdering av økosystemene.....</b>	<b>107</b>
9.1 Indikatordekning og potensial for tilstandsvurdering.....	107
9.2 Indikatorer som kan inngå i rapporteringen til EU.....	114
9.3 Relevans for naturregnskap på lokalt nivå.....	116
<b>10 Synergier med andre kunnskapsbehov.....</b>	<b>118</b>
<b>Referanser.....</b>	<b>120</b>
<b>Vedlegg 1 – Personer og institusjoner i prosjektet.....</b>	<b>125</b>
<b>Vedlegg 2 – Indikator for pollinerende insekter.....</b>	<b>126</b>

## Forord

Klima- og miljødepartementet har på vegne av regjeringen, og som oppfølging av Meld. St. 14 Natur for livet (2015-2016), tatt initiativ til å utvikle et system for å vurdere den økologiske tilstanden til norske økosystemer på land og i havet. Arbeidet startet i 2016 med oppnevning av et ekspertråd som foreslo hvordan et slikt system kunne innrettes. Deretter har det blitt utviklet to metoder, indeksmetoden (IBECA) og fagpanelmetoden (PAEC), som kan benyttes til å beregne tilstanden i økosystemene ved hjelp av indikatorer. Begge metodene er i tråd med anbefalinger gitt av ekspertrådet. Førstegenerasjon av vurderingen av økologisk tilstand har vært gjennomført på regionalt og nasjonalt nivå for tre havområder, arktisk tundra, fjell og skog. Vurderingen av økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa har imidlertid ikke blitt gjennomført, hovedsakelig på grunn av manglende datagrunnlag for å gjøre en slik vurdering.

Våren 2022 ble derfor NINA bedt om å lede arbeidet med å utvikle indikatorer for disse tre hovedøkosystemene slik at man senere kan foreta en tilstandsvurdering på regionalt og nasjonalt nivå. Prosjektet skulle bygge på tidligere utredninger, eksisterende datakilder og beregne indikatorverdier der dette var mulig. Beregninger av indikatorer og datakilder skulle være åpent tilgjengelig. Videre skulle indikatorer som blei utviklet i prosjektet, kunne brukes av både IBECA og PAEC-metodene så langt mulig. Prosjektet skulle også identifisere kunnskapsbehov som er nødvendige for å kunne utvikle tilstrekkelig med indikatorer slik at tilstandsvurderinger kan gjennomføres på et senere tidspunkt.

Arbeidet har vært ledet av Signe Nybø, med Anders Kolstad og Hanno Sandvik som direkte prosjektlederstøtte (ko-prosjektledere). Prosjektet har hatt mekanismer for både økologisk og teknisk kvalitetssikring. Videre har ulike forskere hatt ansvar for hver sine utviklingsprosjekter for indikatorer (se **tabell 2**). Svært mange personer har i større og mindre grad deltatt i prosjektet (se **vedlegg 2**).

Alle personer som er forfattere på denne rapporten har bidratt med et betydelig arbeid, både i utvikling av indikatorer, samt økologisk og teknisk kvalitetssikring. Anders Kolstad og Signe Nybø har hatt ansvaret for helheten, mens Matt Grainger, Hanno Sandvik og Anders Kolstad har hatt ansvaret for kvalitetssikring av skriptene og beskrivelsene på Github. Erik Framstad har hatt et særskilt ansvar for kartutredning og Marianne Evju har hatt et hovedansvar for å vurdere hvordan man kan ta tak i vurdering av naturlig åpne områder under skoggrensa. Hanna Silvennoinen har ansvar for å utvikle et forslag til et veikart for biogeokjemi i jord basert på en pilot fra Midt-Norge, mens Markus Sydenham har testet en metodikk for å vurdere pollineringspotensialet i semi-naturlig eng. Økosystemgruppa og harmoniseringsgruppa har bidratt konstruktivt og godt til innretning og helhet.

Det har vært en stor glede å lede et så kompetent prosjektteam, og sjelden har jeg som prosjektleder hatt et slik eminent knippe av forskere som har bidratt til prosjektet. Så takk til dere alle som har bidratt både stort og smått til dette utviklingsarbeidet (se vedlegg 1). Vi vil også takke Miljødirektoratet for godt samarbeid. Eirin Bjørkvoll har ledet arbeidet. Flere personer har vært involvert.

Trondheim november 2023  
Signe Nybø

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Velfungerende økosystemer i god økologisk tilstand gir grunnlag for et variert artsmangfold, grunnleggende livsprosesser og regulerende økosystemtjenester. Velfungerende økosystemer danner grunnlaget for å kunne høste naturressurser og gi gode naturopplevelser. Økosystemer i god tilstand anses for å være mer robuste mot ytre påvirkning, f.eks. klimaendringer og forurensninger, enn økosystemer i dårlig tilstand. I [Naturavtalen](#) som Norge undertegnet i desember 2022, er hovedmål A knyttet til å opprettholde økologisk tilstand slik at sammenhengen og motstandsevnen til alle økosystemer opprettholdes, forbedres eller restaureres slik at arealene med naturlige økosystemer er økt innen 2050.

Norge var tidlig ute og anerkjente økosystemenes betydning for bærekraftig utvikling, og nasjonal handlingsplan for naturmangfold i 2017 (Meld. St. 14 2015-2016) definerte tre overordna nasjonale mål, deriblant et helt nytt mål om økologisk tilstand;

- Økosystemene skal ha god tilstand, og de skal levere økosystemtjenester

Dette nye nasjonale målet ble fulgt opp ved at det ble etablert et ekspertråd som skulle foreslå et fagsystem for hvordan man kan måle god økologisk tilstand basert på naturvitenskapelige indikatorer og kriterier. Ekspertrådet leverte sin tilråding i 2017 (Nybø & Evju 2017). Rådet definerte sju egenskaper som til sammen reflekterer den økologiske tilstanden slik den er definert i Naturmangfoldloven. Indikatorer skal belyse disse egenskapene og dermed økologisk tilstand. I etterkant har det vært utviklet to metoder som begge er forankret i ekspertrådets tilråding; indekismetoden (IBECA) (Jakobsson et al. 2021, Töpper & Jakobsson 2021) og fagpanelmetoden (PAEC) (Jepsen et al. 2020). Begge disse metodene kan benyttes til å vurdere tilstanden i våre økosystemer.

Etter metodeutviklingen har den økologiske tilstanden blitt vurdert for arktisk tundra (Pedersen et al. 2021), Barentshavet (Siwertsson et al. 2023), Norskehavet (Arneberg et al. 2023a), Nordsjøen med Skagerak (Arneberg et al. 2023b), og på nasjonalt og regionalt nivå i skog (Framstad et al. 2021) og fjell (Framstad et al. 2022a). På grunn av manglende datagrunnlag og lite pågående overvåking har man hittil ikke kunnet vurdere tilstanden i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. For disse økosystemene er det også en utfordring at de omfatter mange svært ulike naturtyper. Det er dermed utfordrende å lage indikatorer med utsagnskraft om egenskapene på tvers av disse naturtypene. Dette prosjektet skal undersøke mulige datakilder og utvikle indikatorer som kan danne grunnlaget for en senere vurdering av økologisk tilstand i disse tre hovedøkosystemene. Indikatorene som utvikles, skal kunne benyttes i både IBECA- og PAEC-metoden.

I mars 2021 vedtok FNs statistiske byrå en standard for naturregnskap. Denne statistikkstandarden er geografisk eksplisitt og omfatter bl.a. vurdering av økosystemenes tilstand ved hjelp av indikatorer. Det norske systemet for å vurdere økologisk tilstand er i stor grad kompatibelt med FN-standarden, bl.a. fordi norske representanter fra SSB (P. Garnåsjordet) og NINA (S. Jakobsson) har deltatt i utviklingsarbeidet fram mot standarden. I EU og EØS har Eurostat det formelle ansvaret for å følge opp denne nye standarden. Indikatorer utviklet i dette prosjektet vil bli vurdert i forhold til obligatorisk og frivillig rapportering til Eurostat.

FN-standarden for naturregnskap (SEEA EA) er noe mer utfordrende siden økosystemene er forskjellige fra det norske systemet for inndeling av hovedøkosystemer. Dette prosjektet har bidratt til å utvikle et system, «NINA-typologien», som viser hvordan den norske inndelingen i hovedøkosystemer og NiN-systemet kan gjøres kompatibelt med Eurostat sin inndeling (Framstad et al. 2022b). Rapportering av indikatorer til Eurostat må følge deres hovedenheter for natur.

## 1.2 Oppdraget

Miljødirektoratet ga NINA våren 2022 i oppdrag å utvikle indikatorer for økologisk tilstand for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa på nasjonal og regional skala. Prosjektet er et ledd i å kunne gjennomføre framtidige tilstandsvurderinger for disse økosystemene. Prosjektet skal tilstrebe å utvikle indikatorer som kan benyttes i flere økosystemer, såkalte kjerneindikatorer. Kjerneindikatorerne er indikatorer med felles beregningsmåte, men som kan trenge spesifikke referanse- og grenseverdier for god tilstand for hvert økosystem, tilstrekkelig med data og/eller heldekkende økosystemkart. I helheten inngår også vurderinger av samkjørt og effektiv innhenting av overvåkingsdata.

Utviklingen av indikatorer skulle bygge på eksisterende kunnskapsgrunnlag samt vurdere indikatorer som tidligere er foreslått eller testet for disse tre økosystemene. Miljødirektoratet har spesielt nevnt at vi skal vurdere fjernmåling og de nye overvåkingsprogrammene arealrepresentativ naturovervåking (ANO), arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig mark (ASO) og nasjonal insektovervåking. Prosjektet skal også peke på framtidige kunnskapsbehov, prioritere behovene og anslå årlige kostander for hvert enkelt behov. Nye kunnskapsbehov skal bygge på og samkjøres med eksisterende overvåking der det er mulig. Siden dagens kunnskapsgrunnlag er så mangelfullt, innebærer dette at prosjektet må lete med lys og lykte etter potensielle eksisterende datakilder for å utvikle indikatorer. Prosjektet har derfor definert en rekke indikatoransvarlige som har testet ulike datakilder og nye kombinasjoner av disse.

Indikatorerne som utvikles, skal kunne tas i bruk i både IBECA- og PAEC-metoden. Dette er fordi Miljøforvaltningen ikke har tatt endelig stilling til hvilken metode som skal benyttes i framtidige tilstandsvurderinger. Alle indikatorberegninger er felles for de to metodene, men i IBECA-metoden skaleres indikatorerne til en felles skala mellom 0 og 1, og det settes en konkret grenseverdi for når indikatoren er i god økologisk tilstand eller bedre. I PAEC-metoden skaleres ikke indikatorerne, men konseptet om referansetilstand, intakt natur, er det samme som i IBECA-metoden og i ekspertrådets rapport. Konkrete referanseverdier for indikatorerne er ikke påkrevd i PAEC-metoden. I praksis vektlegger PAEC-metoden tidsserier, siden denne metoden vurderer endringsrater i indikatorerne over tid. PAEC-metoden kan også håndtere indikatorer som ikke bygger på tidsserier, demonstrert i flere eksempler i uttesting av metoden (eksempelvis indikatorene LI13 og LI16 for arktisk tundra (Pedersen et al. 2021)). For IBECA-metoden er utfordringene hovedsakelig knyttet til å sette konkrete referanse- og grenseverdier som kan benyttes i tilstandsvurderingene.

Miljødirektoratet setter nå større og større krav til åpen forskning og åpen tilgjengelighet av data. I dette prosjektet har de satt som krav at beregningsmåtene (skriptene) for indikatorerne skal gjøres åpent tilgjengelig på Github. Vitenskapelige tidsskrift setter også mer og mer krav til at skriptene skal offentliggjøres sammen med artiklene. Kravene til åpen publisering i tidsskriftene mangler imidlertid ofte retningslinjer knyttet til dokumentasjon (forklaringstekster) om økologiske vurderinger som er gjort for valg av beregningsmåte. I dette prosjektet har vi etablert nye kvalitetssikringsrutiner for skriptene som publiseres på Github. Videre har Miljødirektoratet satt som krav at dataene som brukes i utviklingen av indikatorer så langt mulig er åpen tilgjengelig. Vi gjør rede for dette i rapporten.

## 1.3 Oppbygging av rapporten

I denne rapporten legger vi vekt på å framstille helheten i prosjektet. Vi gjentar ikke detaljer som er gjort offentlig tilgjengelig på nettet for hver enkelt indikator, men har laget oppsummeringskapitler som gir en helhetlig oversikt. Detaljert beskrivelse av hver enkelt indikator finnes i [dokumentasjonsboka](#) på Github. Denne beskriver i detalj hvordan hver enkelt indikator er utviklet både med hensyn på økologisk tilnærming, datagrunnlag og teknisk beregning. I denne rapporten lenker vi direkte til mer detaljert informasjon og resultater om enkeltindikatorer der det er

relevant. Vi gir likevel noen smakebiter på resultater fra noen indikatorer som er utviklet i rapporten.

System for kvalitetssikring er beskrevet i kapittel 2 Helhetlig vurdering og kvalitetssikring. Deretter beskriver vi behovet for heldekkende økosystemkart for utvikling av indikatorer. Heldekkende økosystemkart er viktig for flere kjerneindikatorer (kapittel 3). Vi har gått gjennom alle tidligere forslag til indikatorer for disse økosystemene og vurdert dem. Kapittel 5 gir en oversikt over indikatorer som vi har arbeidet med utviklingen av. Noen av disse indikatorene kan mangle tilstrekkelig datagrunnlag for å bli dekkende og representative for de fem regionene. Beregningene som er etablert i dette prosjektet, kan likevel benyttes når bedre datagrunnlag er på plass. I kapittel 6 gir vi eksempler på tidligere forslag til indikatorer som er forkastet, og hvorfor. En fullstendig oversikt over alle tidligere foreslåtte indikatorer som er forkastet og hvorfor, kan ses i dokumentasjonsboka under *oversikt over indikatorforslag*. Prosjektgruppa har identifisert tre tema som har et noe større utviklingsbehov. Disse er omtalt i kapittel 7. Det ene temaet er knyttet til naturlig åpne områder under skoggrensa. Dette hovedøkosystemet består av mange viktige naturtyper for biologisk mangfold, men har vært nedprioritert for kunnskapsinnsamling. Dette vanskeliggjør utvikling av indikatorer. Vi har også gjennomført et pilotprosjekt i Midt-Norge som har testet ut hvor mye karbon som lagres i myr, men også forholdene for nitrogen, fosfor og pH. Med basis i pilotprosjektet har vi laget et veikart til hvordan karbonlageret i myr, og annen biogeokjemi, kan estimeres for hele Norge. For disse to temaene er det laget egne NINA-rapporter, men det gis et sammendrag her. Det tredje temaet skisserer en protokoll for hvordan beregne pollineringspotensialet for semi-naturlig eng.

En viktig del av prosjektet er å dokumentere kunnskapsbehov med tilhørende årlige kostnader. Disse kunnskapsbehovene er prioritert sett i lys av at de skal bidra til å gjøre en framtidig vurdering av økologisk tilstand i de tre hovedøkosystemene mest mulig dekkende for fem regioner og på nasjonalt nivå (kapittel 8). I kapittel 9 gir vi en vurdering om det er mulig å vurdere økologisk tilstand i disse tre økosystemene nå og på lengre sikt når mer data er på plass, og hvorvidt indikatorer utviklet i dette prosjektet kan bidra til rapportering på økologisk tilstand til EU, som igjen er bygd på FN-standarden for naturregnskap. Vi peker også på muligheter for å gjøre en felles innsats på fylkes-, kommunalt og prosjektnivå for å registrere felldata på en standardisert måte. Slike standardiserte felldata kan da inngå både som bakkesannheter til fjernmålingsprodukter som gir grunnlag for å utforme økosystemkart eller kart over tilstandsindikatorer. De kan også inngå i å utvide datagrunnlaget som samles inn gjennom overvåkingsprogrammer for vegetasjon, og dermed redusere usikkerheten i indikatorberegninger.

Vi har lært mye i dette prosjektet. Samtidig har flere av arbeidene gitt synergier til andre kunnskapsbehov miljøforvaltningen har. Dette omtaler vi i kapittel 10.

## 2 Helhetlige vurderinger og kvalitetssikring

Miljødirektoratet har satt omfattende krav til helhetlige vurderinger og åpne løsninger for resultatene fra prosjektet. Dette krever kvalitetssikring i alle ledd fra produksjon av indikatorer og til helhetlig innretning for hvert av økosystemene og på tvers av økosystemene.

De helhetlige økologiske vurderingene knyttes til tre nivåer (figur 1):

A: Utvikling av hver enkelt indikator. Alle som er ansvarlig for sin indikator må:

- ha god kjennskap til overvåkingsprogrammene og fjernmåling som bidrar med data inn til indikatorene
- ha en konseptuell økologisk forståelse som gir grunnlag for utvikling av sine indikatorer. Tilnærmingen må være i samsvar med ekspertrådets forslag til fagsystem for økologisk tilstand. Inkludert i dette er god forståelse av referansetilstand og referanseverdi

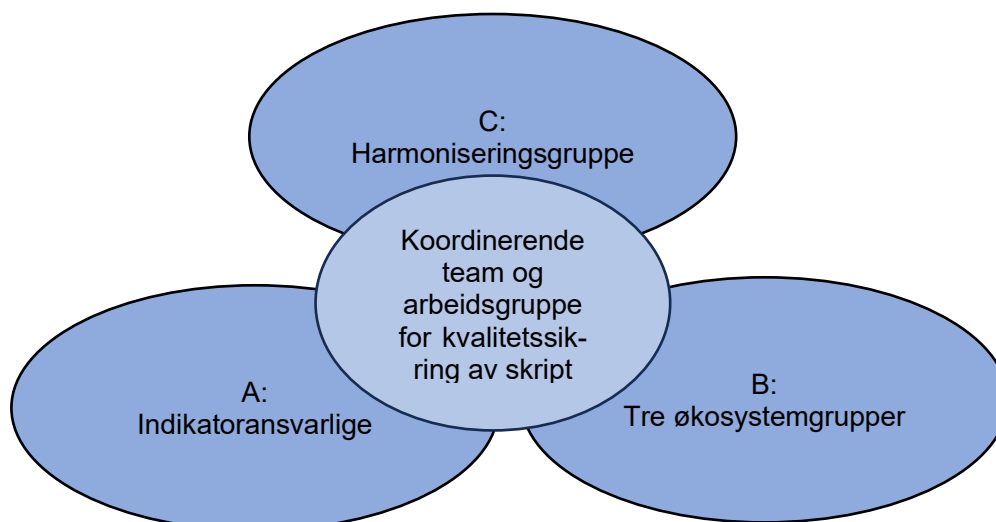
B: Helhetlig vurdering av tilstand per økosystem:

- At indikatorene til sammen utgjør en helhet for hvert av økosystemene
- At alle relevante datakilder er vurdert
- At vurderingene er forankret og diskutert i de forskningsinstituttene som har overvåking knyttet til det gjeldende økosystemet

C: Helhetlig vurdering på tvers av økosystemer:

- At tilnærmingen kan benyttes av både IBECA- og PAEC-metoden
- At tilnærmingen er mest mulig harmonisert på tvers av økosystemene
- At forslag til ny kunnskap og overvåkingsprogrammer prioriteres på tvers av de tre økosystemene slik at det samsvarer med Miljødirektoratets behov

Prosjektet har krevd omfattende koordinering for å samkjøre de indikatorutviklingene, økologisk relevans og helhet. Miljødirektoratet har også krevd åpen publisering av beregningsmåter (skript). Dette har gitt et behov for formell kvalitetssikring av skriptene. I dette inngår også at skriptene skal være lesbare for andre forskere, både økologisk og teknisk. En egen arbeidsgruppe for denne kvalitetssikringen blei opprettet i tilknytning til koordinerende team.



**Figur 1.** Figuren illustrerer hvordan samgangen mellom de ulike behovene for helhet og kvalitetssikring er løst i prosjektet.

I tillegg til denne organiseringen, har insektprosjektet støttet seg på to workshoper med insekt-ekspert for utvelgelse av relevante indikatorer som skulle utvikles, samt avsluttende møte der man kvalitetssikret indikatorene i forhold til beregningsprinsipper og artsgrupper.

Dette prosjektet omfatter mange forskere og institusjoner. Vedlegg 1 gir en liste over forskere og institusjoner som har deltatt i prosjektet og deres funksjon i helhetlig vurdering og kvalitetssikring. I tillegg lister vedlegg 1 andre personer som har bidratt til utvikling av indikatorene. I alt har 46 forskere vært involvert i prosjektet. 17 av disse har bidratt særlig mye, og disse er listet som medforfattere på rapporten. Følgende institusjoner har bidratt inn i prosjektet; Vitenskapsmuseet – NTNU, Møreforskning, Universitetet i Bergen, NIBIO og NINA. Vedlegg 1 inneholder også en oversikt over insektforskere som har deltatt i workshop, og som også har vært konsultert for endelig utvelgelse av insektgrupper som inngår i de ulike indikatorene fra nasjonal insektovervåking.

## 2.1 Å arbeide med åpen forskning

Åpen forskning betyr for oss at arbeidsprosesser, data og viktige diskusjonspunkter gjøres mest mulig åpent tilgjengelig for å sikre innsyn og etterprøvbarehet i arbeidet, samt å legge til rette for mer deltakelse fra utenfor ens eget forskermiljø. Dette vil også hjelpe på å øke kvaliteten på arbeidet og sikre raskere iterative prosesser ved fremtidige tilstandsvurderinger. Åpen forskning vil også øke merverdien av arbeidet i form av delt læring og kommunikasjon av metode og delresultater. Dette prosjektet har frontet viktig nybrottsarbeid når det gjelder åpen forskning, og vi har gjort mange erfaringer og utviklet praktiske retningslinjer og helt konkrete datastrukturer for dokumentasjon av arbeidsprosesser, lagring av data og åpne, etterrettelige diskusjoner. Under følger noen eksempler.

### Åpne data

Prosjektet har brukt utelukkende offentlige tilgjengelige data, eller, i tilfeller der dataene ikke har vært tilgjengelige, så har vi gjort dem tilgjengelige via [LivingNorway](#) i forhold til [FAIR-prinsippene](#). Der LivingNorway ikke har vært egnet, har vi brukt open science framework (<https://osf.io/v7zax/>). Nasjonal politikk er at data skal åpnes når de kan, og være tilgjengelige, gjenfinnbare og mulig å bruke på en måte som gir verdi for næringsliv, offentlig sektor og samfunnet (Meld. St 22 (2020-2021)).

### GitHub og offentlig nettside

Alle skriptbaserte analyser som er gjennomført i forbindelse med indikatorutvikling i dette prosjektet er oppbevart på prosjektets GitHub-side. Vi har brukt RMarkdown-formatet som muliggjør integrering av kode med vanlig forklarende tekst og resultater i form av figurer og bilder. Indikatorutviklerne har benyttet en felles mal for utforming av disse filene, som deretter er gjort synlige gjennom en felles nettside (<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/index.html>). Denne nettsiden er åpent tilgjengelig for alle, og vi har lagt vekt på at dokumentasjonen er lesbar for ikke-eksperter i langt større grad enn hva praksis har vært i lignende prosjekter tidligere.

### Kvalitetskontroll

For å lage gode indikatorer på økologisk tilstand er det helt nødvendig med grundig kvalitetskontroll, både for å oppdage regelrette programmeringsfeil, men også for å sikre at alle deltakere i prosessen har en felles og mest mulig riktig forståelse av konseptene og prinsippene rundt denne typen arbeid. For hver indikator er det typisk flere titalls kritiske avgjørelser som tas underveis i arbeidsflyten og som er med på å avgjøre hvordan en indikator kan brukes og hvordan den skal tolkes. Nettsiden gir innsyn i alle mellomutregninger og valg som gjøres underveis i arbeidsflyten. Dette har gjort det mulig at vi, for hver indikator (dvs. hvert kapittel på nettsiden), har fått en eller flere forskere ved NINA til å gå gjennom både koden (kode-review) og teksten (faglig review) for å gi tilbakemeldinger på tydeligheten i språket og for å sikre god nok dokumentasjonsgrad. Tanken er at konseptene som brukes i indikatoren skal komme klart fram slik at de lettere kan diskuteres mellom flere, og at selve analysene lett lar seg oppdatere og kjøre på nytt selv om



personen som skrev arbeidsflyten ikke lenger er tilgjengelig ved et senere tidspunkt. Alle kommentarer og innspill fra dette arbeidet er lagret og gjort tilgjengelig i GitHub-strukturen.

### 3 Behov for heldekkende økosystemkart

Verdier for en rekke indikatorer produseres for større arealer uten å ta hensyn til hvilke økosystemer de gjelder for. For disse indikatorene er det nødvendig med økosystemkart slik at man kan avgrense beregningen av indikatorverdiene til de arealene der økosystemene finnes. Man beregner altså indikatorverdiene for hvert areal (kartpolygon) for økosystemet og summerer dette til f.eks. region eller nasjonalt.

Dette kapitlet omtaler når man har bruk for heldekkende økosystemkart for å kunne produsere indikatorverdier som kan brukes i tilstandsvurderinger. For hver indikator må man i tillegg utvikle referanse- og grenseverdier. Fastsetting av disse trenger ikke nødvendigvis heldekkende økosystemkart.

#### Tilordning av indikatorverdier til økosystemtyper

Vurdering av økosystemers tilstand i fagsystemet er basert på et sett med indikatorer som representerer ulike egenskaper ved tilstanden. Tilstanden for en gitt økosystemtype karakteriseres ved de enkelte indikatorenes verdier. En helt tilsvarende tilnærming er lagt til grunn for tilstandsregnskap i FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA–EA). En slik tilnærming krever at verdiene for indikatorene må kunne tilordnes den aktuelle økosystemtypen og ikke andre nærliggende økosystemtyper. Det finnes fire prinsipielt ulike måter for å tilordne indikatorverdier til en gitt økosystemtype:

1. *Konseptuell tilordning:* En indikator kan knyttes til en bestemt økosystemtype på generelt grunnlag, f.eks. ved at vi anser alle verdier av denne indikatoren som representative for økosystemet selv om noen av dem er påvirket av forhold i andre økosystemer. Et eksempel på dette kan være bestandsstørrelsen for elg, der vi kan anse alle data som relevante for skog selv om elger i noen grad også har leveområder som omfatter våtmark og åpen fastmark både under og over skoggrensa.
2. *Feltbasert tilordning:* Der indikatorverdiene er hentet fra et representativt utvalg av feltlokaliteter og det samtidig er fastslått hva slags økosystemtype hver lokalitet tilhører, vil vi ha en entydig tilordning av indikatorverdier til den aktuelle økosystemtypen. Det gjelder f.eks. for indikatorer basert på arealrepresentativ overvåking slik som Landsskogtakseringen (Viken 2021) eller Program for arealrepresentativ naturovervåking (ANO; Tingstad et al. 2019). Eksempler på indikatorer basert på slike data, er volumet av død ved i skog eller varmekrav for karplanter i ANO-ruter klassifisert som fjell.
3. *Kartbasert tilordning:* Indikatorverdier som er basert på data fra fjernmåling eller modellering, må kunne knyttes til en geografisk posisjon ved tilstrekkelig presise koordinater. For at disse indikatorverdiene skal kunne tilordnes en gitt økosystemtype, må det foreligge enten et heldekkende kart eller et kart for et representativt utvalg av forekomster av den aktuelle økosystemtypen. De kartlagte forekomstene av økosystemtypen må ha en romlig skala og oppløsning som er relevant for den romlige oppløsningen til dataene. Eksempler på indikatorer basert på slike data, er biomasse av grønne planter i skog basert på NDVI-verdier fra satellitter, eller modellert snødybde pr. kvadratkilometer i fjellet.
4. *Landskapsøkologiske indikatorer:* Noen aktuelle tilstandsindikatorer kan representere ulike landskapsegenskaper for en gitt økosystemtype, f.eks. størrelse eller form for de enkelte forekomstene (polygonene) av skog eller graden av konnektivitet mellom slike skogforekomster. Indikatorverdier for slike egenskaper må avledes fra kart over det aktuelle økosystemet. Indikatorer som beskriver egenskaper ved de enkelte polygonene og ikke de romlige relasjonene mellom ulike polygoner (som konnektivitet), kan også baseres på kart for et representativt utvalg av enkeltforekomster av økosystemtypen.

De to første måtene for å tilordne indikatorverdier til en gitt økosystemtype, krever ikke heldekkende kart av forekomstene av den aktuelle økosystemtypen. Indikatorene nevnt i punkt 3 og 4, krever at det finnes tilstrekkelig presise kart over de aktuelle økosystemene, enten som heldekkende kart for alle forekomster av økosystemtypen eller som et kart for et utvalg av forekomstene (som objekter med definert areal og form). Dersom slike økosystemkart for gitte økosystemtyper ikke finnes, vil tilstandsindikatorer av type 3 eller 4 ikke kunne brukes i vurdering av tilstanden for disse økosystemtypene.

Dersom økosystemkart skal brukes som grunnlag for å tilordne verdier for tilstandsindikatorer til gitte økosystemtyper, er det særlig to forhold som må tas hensyn til:

- Heldekkende økosystemkart vil vanligvis bli brukt for å tilordne verdier for tilstandsindikatorer til flere ulike hovedøkosystemer. Det er da et generelt krav at alle polygonene i et slikt kart tilordnes én og bare én økosystemtype slik at ingen polygoner er 'tomme' og ingen økosystemtyper overlapper.
- Den romlige skalaen og minste kartleggbare enhet for kartpolygonene har stor betydning for hvilke tilstandsverdier som presist kan tilordnes forekomstene av de enkelte økosystemtypene. På den ene siden vil et kart på fin romlig skala og små minste kartleggingsenheter (f.eks. på 10x10 m) kunne gi en presis representasjon av variasjonen i økosystemtyper på bakken. På den andre siden vil det da kunne være vanskelig å tilordne en del fjernmålte og modellerte data til hver kartleggingsenhet. For eksempel har MODIS-instrumentet, som er mye brukt i måling av NDVI, en oppløsning på 250 m, mens modellerte klimadata fra Meteorologisk institutt leveres med verdier pr. km<sup>2</sup>. Grove kartleggingsenheter gjør det lettere å tilordne slike data, men kan medføre at mange små forekomster av ulike økosystemtyper ikke blir representert i kartet.

### **Økosystemtypologiers dekning av hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa**

Som grunnlag for et økosystemkart, må man i utgangspunktet utvikle eller velge en passende økosystemtypologi som dekker formålet for kartet. En slik typologi må kunne dekke hele kartarealet med økosystemtyper som ikke overlapper. Ut fra de overordnede formålene med slike typologier og hvilke kriterier som er brukt for å identifisere og skille enheter fra hverandre, vil ulike typologier for økosystemer for samme geografiske område kunne være ganske forskjellige. I vår sammenheng er det mest aktuelt å vurdere inndelingen av hovedøkosystemer i Norges handlingsplan for biologisk mangfold *Natur for livet* (Meld.St. 14 (2015–2016)), i tidligere arbeid med fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017), inndelingen av naturtyper i *Natur i Norge* (NiN; Halvorsen et al. 2016a,b) og EUs økosystemtypologi til bruk i naturregnskap (vedlegg i Framstad et al. 2023). Disse typologiene er grundig presentert og diskutert av Framstad et al. (2022b). Der presenteres også en syntese som dekker de overordnede enhetene av norske hovedøkosystemer og EUs økosystemtypologi. Her avgrenser vi oss til å se hvordan de tre hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa, er håndtert i de mest aktuelle typologiene:

**Fagsystemets hovedøkosystemer.** Fagsystemets inndeling bygger dels på *Natur for livet* og dels på *NiN*.

- **Våtmark:** I motsetning til *NiN* omfatter våtmark i *Natur for livet* kun åpen myr, sump og kilde, mens tresatt våtmark er lagt til skog. I arbeidet med fagsystemet har det variert om tresatt våtmark er inkludert i skog eller ikke. I dette prosjektet er tresatt våtmark utelatt fra våtmark i tråd med *Natur for livet* (kap. 4.1). Tresatt våtmark registreres i landskogtakseringen, og i praksis inngår tilstandsvurderingen av disse arealene i skog.
- **Semi-naturlig mark:** *Natur for livet* har ikke skilt mellom semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa, men har kombinert disse, sammen med dyrket mark, som kulturlandskap og åpent lavland. I arbeidet med fagsystemet er tresatt semi-naturlig

mark, i motsetning til i NiN, tidligere lagt til skog dersom kronedekket og trehøyde tilfredsstillende Landsskogtakseringens kriterier for skog.

- *Naturlig åpne områder under skoggrensa:* Dette er som nevnt ikke et eget hovedøkosystem i *Natur for livet*, mens det i fagsystemet hittil er avgrenset slik som i NiN (se kap. 4.1). Avgrensingen mot åpen fastmark i fjellet og arktisk tundra er basert på modellert skoggrens (Blumentrath & Hanssen 2010).

**EU-økosystemtypologi:** EU-typologien er basert på tidligere typologier i Corine Land Cover og EUNIS habitatklassifisering<sup>1,2</sup>. Det er en hierarkisk inndeling i tre nivåer, der det er lagt vekt på at spesielt forekomster av økosystemtyper på nivå 1 skal kunne kartlegges ved hjelp av fjernmåling for hele Europa.

- *Våtmark:* EU-typologien har en hovedenhet for åpen ferskvannstilknyttet myr, sump og kilde. Tresatt våtmark inngår i hovedenheten skog dersom kronedekke og trehøyde tilfredsstillende kravene til skog. Dette samsvarer godt med våtmarksbegrepet i *Natur for livet*, men saltvannspåvirket våtmark er i EU-typologien en underenhet i en egen klasse for terrestriske kystøkosystemer.
- *Semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa:* EU-typologien skiller ikke mellom naturlig og semi-naturlig åpen fastmark, men deler slik mark i stedet i henholdsvis grasmark, hei og buskmark, og lite vegetert mark. EU-typologien skiller heller ikke mellom disse typene for områder over eller under skoggrensa. Imidlertid har EU-typologien en egen hovedenhet for terrestriske kystøkosystemer (kyststrender, dyner og våtmark), der det ikke er helt klart hvordan underenhetene skal skilles fra nokså likeartete underenheter av lite vegetert mark.

For å bruke en økosystemtypologi som grunnlag for et økosystemkart må økosystemtypene være definert og atskilt ved klare kriterier. Alle arealenheter må kunne klassifiseres til en økosystemtype (dvs. ingen 'tomme' arealenheter) og hver enkelt areal enhet må kunne tilordnes én og bare én økosystemtype. Det har vist seg å være ulike utfordringer for flere av enhetene for både hovedøkosystemer og EU-typologien når disse skal være grunnlag for økosystemkart (jf. under).

### Utvikling av heldekkende økosystemkart og mulig dekning av de tre hovedøkosystemene

De siste årene har det vært stor interesse i miljøforvaltningen for å lage økosystemkart for å få en oversikt over den geografiske fordelingen av viktige økosystemer og for ulike forvaltningsformål som vurdering av økologisk tilstand, økosystembasert forvaltning, kommunal planlegging, arealstatistikk, med mer. Det er derfor satt i gang flere utviklingsprosjekter for å se hvordan enkelte eller hele settet av hovedøkosystemer eller NiN-enheter kan kartlegges heldekkende for større områder. Også fra et faglig perspektiv har det vært stor interesse for å utvikle metoder for slik kartlegging av økosystemer og naturtyper. En rekke av disse utviklingsprosjektene ble summarisk gjennomgått av Framstad et al. (2022b); se også Framstad et al. (2021) for en gjennomgang av aktuelle datatyper. Her skal vi bare trekke fram noen av erfaringene fra disse utviklingsprosjektene og se hvilken relevans disse erfaringene har for økosystemkart som skal omfatte de tre hovedøkosystemene som er av interesse her.

Det er i hovedsak to typer av datakilder for identifikasjon og avgrensning av hovedøkosystemer over større arealer: (1) eksisterende kartdata, som vanligvis er basert på flybildetolkning og feltkontroller, og (2) nye fjernmålte data fra instrumenter plassert i droner, fly eller satellitter. I tillegg kan andre heldekkende miljødata, f.eks. basert på terrengmodeller eller modellerte klimadata, inngå som supplerende datagrunnlag. Ren feltkartlegging anses ikke som realistisk for heldekkende kartlegging over store arealer.

<sup>1</sup> [Corine Land Cover now updated for the 2018 reference year — Copernicus Land Monitoring Service](#)

<sup>2</sup> [EUNIS -Welcome to EUNIS Database \(europa.eu\)](#)

**Eksisterende kartdata.** De mest aktuelle norske kartdataene for konstruksjon av økosystemkart er NIBIOs arealressurskart AR5, eventuelt det avledete og grovere kartet AR50. For kartfesting av bebygd areal, menneskelig infrastruktur, ferskvann og hav inngår vanligvis data fra Kartverkets Felles kartdatabase (FKB) eller topografiske kart N50. Også andre kartdatakilder kan være aktuelle for å identifisere spesielle arealtyper. Tidligere har Venter & Stabbetorp (2019) brukt kartdata fra AR5 og AR50 for å identifisere og avgrense forekomster av semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Forfatterne vurderte resultatene som nokså utilfredsstillende. Våren 2023 gjorde NIBIO etter oppdrag fra Miljødirektoratet et forsøk på å reklassifisere enheter i AR50 (med supplerende kartdata fra bl.a. N50) til enheter på nivå 1 i EUs økosystemtypologi (Strand et al. 2023). Her var minste kartleggingsenhet fastlagt til 15 daa. Flere av EU-typologiens enheter var vanskelige å identifisere og avgrense konsistent. Særlig ble grasmark dårlig representert (kun ved AR50-enheter av innmarksbeite), og hei/buskmarek omfattet trolig for mye generelt åpent areal. Våtmark dekket i praksis bare allerede kartlagt (åpen) myr som er betydelig underrepresentert i eksisterende kartdata (Bryn et al. 2018, Bakkestuen et al. 2023). Det ble ikke gjort noe forsøk på å skille ut arealer av semi-naturlig mark fra annen åpen fastmark siden EU-typologien ikke skiller mellom naturlig og semi-naturlig mark, men de aktuelle kartdataene vil uansett ikke være særlig egnet (jf. Venter & Stabbetorp 2019). I tillegg viste det seg vanskelig å representere EU-typologiens klasser for terrestriske og marine kystøkosystemer på en økologisk meningsfylt måte. Miljødirektoratet, NIBIO, SSB og Kartverket har i 2023 satt i gang et arbeid med et mer detaljert sektorovergripende grunnkart som kan være egnet for bruk i arealdekkeregnskap. Dette vil baseres på AR5 (AR50 der AR5 ikke dekker), N50, skogdata i SR16, FKB og matrikkelen. Trolig vil noen andre arealtyper som kraftgater og grøntstruktur i byer bli inkludert. En foreløpig testversjon skal foreligge i løpet av 2023. Et slikt kart vil få vesentlig bedre oppløsning enn økosystemkartet produsert av NIBIO våren 2023. Dermed vil det ha potensial til å avgrense større del av forekomstene av økosystemtyper som ofte finnes som små enheter, f.eks. semi-naturlig mark og naturlig åpne områder. Imidlertid vil heller ikke dette kartgrunnlaget ha mulighet for noen konsistent klassifikasjon av semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Kartlegging av våtmark vil fremdeles være basert på eksisterende kartdata der denne økosystemtypen er underrepresentert. EU-typologiens terrestriske og marine kystøkosystemer vil det også trolig være en utfordring å representere med datagrunnlaget i dette prosjektet.

**Fjernmålingsdata.** Data fra flybilder og ulike sensorer i droner, fly eller satellitter har ofte vært framhevet som særlig egnet for å registrere informasjon om arealdekke og økosystemer på bakken. Spesielt instrumenter i nyere satellitter som Sentinel 1 og 2 gir mulighet for mye mer detaljerte opptak enn tidligere, med hyppig frekvens og stor arealdekning. Selv en oppløsning på 10 m, som for Sentinel 2, kan imidlertid være for grov til å fange opp tilstrekkelig mange forekomster av økosystemtyper som semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa, som ofte forekommer som små enheter. Miljødirektoratet har initiert flere utviklingsprosjekter for kartlegging av hovedøkosystemer eller NiN-typer de siste 5–10 årene (se Framstad et al. 2022b for litt mer detaljert beskrivelse). Disse har gjerne kombinert data fra ulike fjernmålingskilder, høydedata og kartdata og har avgrenset kartleggingen til visse fylker eller mindre testområder. Vurderingene av resultatene varierer for ulike typer og testområder, gjerne fra under 70 % til mer enn 90 % nøyaktighet. Kvaliteten på resultater for semi-naturlig mark og naturlig åpne områder var sammenliknbare med dem for andre hovedøkosystemer. Bakkestuen et al. (2023) har nylig laget et kart over forekomster av åpen våtmark i Sør-Norge basert på bl.a. fjernmålingsdata og høydedata. Kartet er testet mot registrering av NiN-typer i ANO-flater og viste da svært lovende resultater. En tilsvarende kartlegging for åpen våtmark i Nord-Norge er gjennomført i 2023 (Bakkestuen pers. medd.). Resultatet er presentert i en egen [innsynsløsning](#). Forsøkene med kartlegging av NiN-typer og hovedøkosystemer basert på data fra fjernmåling og andre heldekkende miljødata, kan virke ganske lovende, også for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Det er imidlertid verdt å merke seg at slik kartlegging nesten aldri er gjort slik at man kan se om identifikasjon og avgrensning av forekomster av ulike økosystemtyper overlapper tilstrekkelig bra fra en kartlegging til den neste.

**Andre tilnærminger for heldekkende kart for de tre hovedøkosystemene.** Det er også gjort forsøk på å kartlegge forekomsten av ulike NiN-typer ved hjelp av prediksjonsmodellering basert på eksisterende miljø- og landskapsdata (Simensen et al. 2020). Resultatene viste at kvaliteten på modellene varierte mye fra hovedtype til hovedtype, med gode resultater for noen hovedtyper, mens andre ikke lot seg modellere med tilstrekkelig presisjon. En videreutvikling av slik modellering av NiN-typers geografiske forekomst gjennomføres i det pågående forskningsprosjektet ECoMAP<sup>3</sup>. Resultatet her er imidlertid en rekke sannsynlighetskart for hver naturtypes forekomst og ikke et felles økosystemkart med definerte avgrensinger for typene. Slike sannsynlighetskart kan eventuelt brukes som grunnlag for å aggregere piksler til polygoner som tilordnes spesifikke NiN-typer eller hovedøkosystemer. Metodene for slik modellering er under utvikling og kan etter hvert bli bedre egnet for å lage økosystemkart.

---

<sup>3</sup> <https://betweenthefjords.w.uib.no/ecomap/>

## 4 Indikatorer

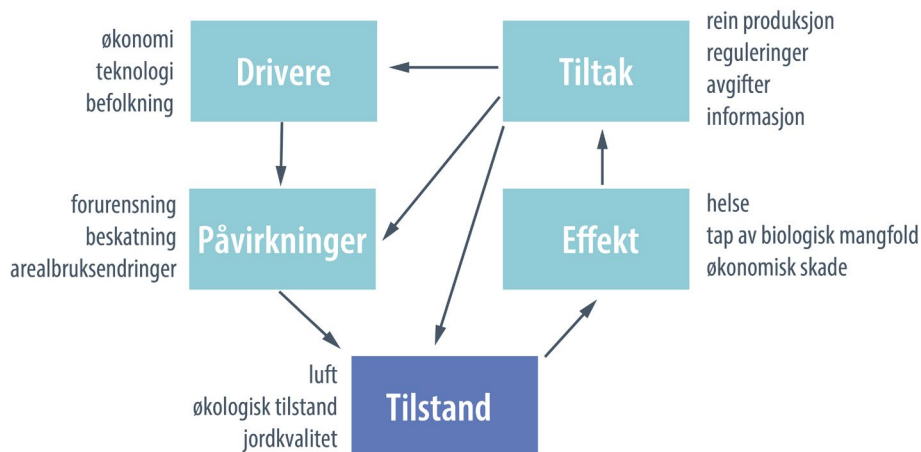
Miljødirektoratet har satt i gang dette prosjektet med sikte på å få utviklet indikatorer for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpent lavland i hele Norge for at tilstandsvurdering disse tre økosystemene i hele landet kan gjøres på et senere tidspunkt. De har satt som krav at «Indikatorutvikling skal så langt som mulig bygge på eksisterende overvåkingsprogrammer» og «bør bygge på pilotprosjektene som er gjennomført, men indikatorutvalget skal være basert på et begrenset antall indikatorer». Overvåkingsprogrammene arealrepresentativ naturovervåking (ANO), overvåking av semi-naturlig eng (ASO), overvåking av åpen grunnlendt kalkmark (GRUK) og program for insektovervåking er særskilt nevnt som aktuelle datakilder. I tillegg ønsker de at det bør undersøkes om relevante tidsserier for tilstand kan baseres på fjernmålingsdata.

Etter at ekspertrådet leverte sitt forslag til fagsystem for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017), har det vært gjennomført flere utviklingsprosjekter som har testet fagsystemet og indikatorer for semi-naturlig mark og våtmark (Nybø et al. 2019, Jepsen et al. 2022). Vi har sammenstilt alle forslagene til indikatorer for disse hovedøkosystemene i ekspertrådets rapport og disse to pilotene i en egen innsynsløsning («indipri»-appen) og vurdert egnetheten av disse indikatorene. Vi har vurdert forslagene til indikatorer ved å identifisere aktuelle datakilder og mulighetene for å beregne de foreslåtte indikatorene. Vi har tatt utgangspunkt i at man i tidligere arbeid har vurdert den økologiske egnetheten til disse indikatorene. Noen av indikatorene som dette kapitlet omtaler, har også vært testet i en enklere form i pilotene i Trøndelag. Kapittel 4 og 5 oppsummerer arbeidet som er gjort med å operasjonalisere en rekke indikatorer, mens kapittel 6 omtaler tidligere forslag som ikke bør utvikles videre av ulike årsaker. Det er ikke tidligere gjennomført utviklingsprosjekter for naturlig åpne områder under skoggrensa, og det er heller ikke tidligere foreslått indikatorer for dette hovedøkosystemet. Dette er bakgrunnen for at vi valgte å utvikle en egen rapport om naturlig åpent lavland (Evju et al. 2023). Vi gir en oversikt over resultatene fra dette arbeidet her.

Det etterstrebes gode indikatorer som reflekterer de sju definerte egenskapene for økologisk tilstand (Boks 1; Nybø & Evju 2017). Disse egenskapene er en operasjonalisering av begrepene i naturmangfoldloven som definerer økologisk tilstand, nemlig økosystemets struktur, funksjon og produktivitet. Kriterier for valg av indikatorer er listet i ekspertrådets kapittel 3.5. Ekspertrådet anbefalte at man følger DPSIR-tilnærmingen og velger indikatorer som reflekterer tilstanden (*state*) til økosystemene, og ikke indikatorer som er knyttet til tiltak eller påvirkninger (figur 2). Det ble derfor konkludert med at påvirkningsfaktorer (f.eks. sur nedbør, hogst m.m.) ikke er aktuelle som indikatorer for tilstand. I uttesting av fagsystemet i terrestriske systemer er det likevel benyttet noen indikatorer som er sterkt korrelert med omfanget av påvirkninger; f.eks. fravær av fremmede arter og fravær av infrastruktur. Disse indikatorene gir imidlertid direkte utsagn om tilstanden til økologiske egenskaper og har derfor blitt inkludert som indikatorer (tabell 2).

*Boks 1: Økologiske egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand hvis de ikke avviker vesentlig fra et intakt økosystem (referansetilstanden):*

- Økosystemets primærproduksjon
- Fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer
- Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
- Funksjonen til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
- Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid
- Økosystemets genetiske mangfold, artsammensetning og artsutskiftning
- Abiotiske forhold (fysiske og kjemiske forhold)



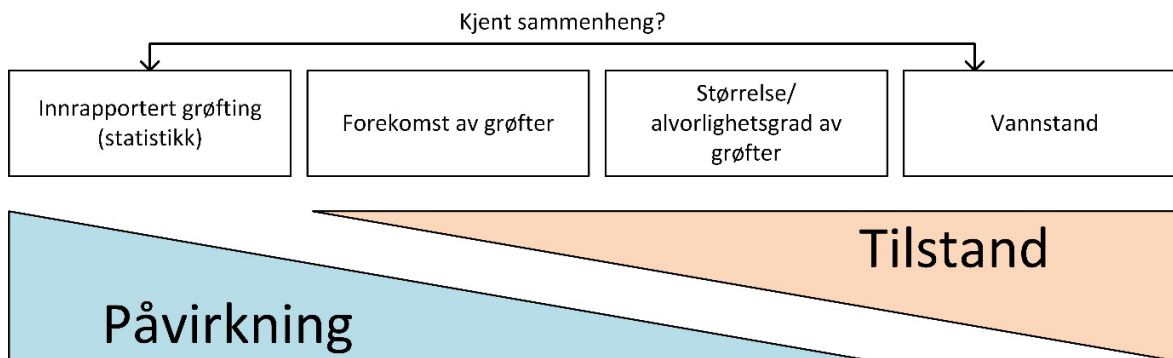
**Figur 2.** DPSIR-konseptet systematiser hva som er bakenforliggende drivere, påvirkninger, tilstand og effekter på samfunnet og hvordan miljøforbedrende tiltak rettes både mot drivere, påvirkninger og tilstand (Figur hentet fra ekspertrådets rapport s. 18).

FNs system for naturregnskap anbefaler også at tilstandsindikatorer skal være direkte knyttet til egenskaper som reflekterer økosystemtilstanden, samt at de skal dekke bredden av egenskapene. FNs tilnærming åpner imidlertid for at variabler for påvirkninger (f.eks. utslipp av forurensninger) kan brukes der det ikke finnes data for variabler som mer direkte angir tilstanden til økosystemet (f.eks. effekter av forurensning på arters bestander eller økosystemfunksjoner). De understreker at det da helst bør være god kunnskap om sammenhengen mellom påvirkningene og deres effekter på økosystemet (kjent dose-respons-forhold). I dette prosjektet har vi åpnet for at en indikator («forekomst av grøfter») som representerer en påvirkning, kan inngå som indikator for hydrologi i våtmark (**figur 3**). Dette er gjort fordi det mangler gode data om faktiske hydrologiske forhold i våtmark, siden kostnadene og tidsperspektivet for å måle hydrologi direkte er svært høye, mens kunnskapen om sammenhengen mellom grøfting og hydrologiske forhold er god. Indikatoren «forekomst av grøfter» krever imidlertid mer utvikling og er prioritert for utvikling (kap. 8).

Flere lignende eksempler finnes, for eksempel innenfor gruppa av klimarelaterte indikatorer. Her er det utviklet et fleksibelt verktøy for å beregne indikatorverdier og fremstille tidsserier basert på klimadata. Noen aktuelle variabler er påvirkningsvariabler, eksempelvis temperatur og nedbør. Andre klimarelaterte variabler er derimot mer tydelig tilstandsvariabler, slik som snødybde eller vannmetning i jord.

Parallelt med dette oppdraget, arbeides det med revidering av NiN-systemet og tilhørighet av hovedtyper til semi-naturlig mark og våtmark. Dette prosjektet har forholdt seg til NiN 2.3, og det kan bli behov for revidering av skript iht. NiN-revisjonen.





**Figur 3.** Eksempel på fire relaterte variabler (hvite bokser) relatert til grøfting av våtmark. Variablene strekker seg fra klare påvirkningsvariabler til venstre til klare tilstandsvariabler til høyre. Mellom disse ligger to variabler som kan tolkes både som indikatorer på påvirkning (eksempelvis som indikatorer på aktiviteten grøfting) og som mer direkte fysiske mål på tilstanden i økosystemet. Ofte finnes det mer tilgjengelig data på påvirkningsvariabler enn for tilstandsvariabler, og i FN-rammeverket for naturregnskap åpnes det opp for å benytte påvirkningsvariabler som proxy-variabel for faktiske tilstandsindikatorer der slike ikke finnes og der det er en kjent sammenheng mellom påvirkningsvariabelen og et aspekt som er utvetydig knyttet til økologisk tilstand (dobbelpil).

## 4.1 Naturtyper som inngår i de tre hovedøkosystemene

Denne rapporten følger inndelingen av de tre hovedøkosystemene som ble etablert i ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017), og er i tråd med natursystemer i NiN 2.3 (Halvorsen et al. 2016a,b). NiN er i ferd med å bli revidert til NiN 3.0, men revideringen har ikke vært publisert mens utarbeidelse av denne rapporten har pågått. Dette prosjektet har derfor ikke kunnet vurdere konsekvenser av revideringen av NiN. Forhåpentligvis vil revideringen kun føre til at man må endre noe på programmeringen av skriptene som framstiller indikatorene, men eksakt hva revideringen fører til for beregning av indikatorene, vet vi ikke. Det må tas høyde for revideringen av NiN ved en framtidig tilstandsvurdering.

Følgende NiN-hovedtyper ble av ekspertrådet definert inn i disse tre hovedøkosystemene (Nybø & Evju 2017):

**Våtmark:** For våtmark er hovedtyper i NiN 2.3 gruppert til fire nivå-2-enheter av NiN-typer som har store økologiske likheter. Dette er

- 1) Myr og kilde. Her inngår NiN-hovedtypene V1 åpen jordvannsmyr, V3 nedbørsmyr, V4 kaldkilde, V5 varm kilde, V11 torvtak, V12 grøftet torvmark og V13 ny våtmark
- 2) Semi-naturlig myr og våteng. Her inngår V9 semi-naturlig myr og V10 semi-naturlig våteng
- 3) Sumpskog. Her inngår V2 myr- og sumpskogsmark og V8 strandsumpskogsmark
- 4) Helofyttsump. Her inngår M8 helofytt-saltvannssump og L4 helofytt-ferskvannssump

I denne rapporten har vi utelatt sumpskog. Dette er fordi det i 2023 ikke finnes datagrunnlag for å supplere landskogtakseringens registreringer som kan si noe spesielt om disse hovedtypene. De er også foreslått rapportert sammen med skog (Framstad et al. 2022a). Hvis det kommer til data som kan benyttes til å tilstandsvurdere sumpskog, kan dette gjøres på et senere tidspunkt i en såkalt spesialvurdering. Videre har vi utelatt helofyttsump. Helofyttsump har relativt lite areal som kan påvirke den samlede tilstandsvurderingen av våtmark, og vi tror ikke det overordnede bildet vil endre seg ved å utelate denne kategorien. Det finnes heller ikke data som kan beskrive disse NiN-hovedtypene. I denne rapporten er det derfor de to nivå-2-enhetene myr og kilde samt semi-naturlig myr og våteng som er inkludert i våtmark.

**Semi-naturlig mark:** For semi-naturlig mark ble det ikke etablert nivå-2-enheter i ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017), og det er NiN 2-hovedtypene som anvendes direkte: T32 semi-naturlig eng, T33 semi-naturlig strandeng, T34 kystlynghei, T31 boreal hei.

**Naturlig åpne områder under skoggrensa:** Her inngår 17 hovedtyper sortert etter fellestrekk ved naturlige forstyrrelser (Evju et al. 2023):

- 1) Kystnære områder: T6 strandberg, T11 saltanrikingsmark, T12 strandeng, T21 sanddynemark, T24 driftvoll, T29 grus- og steindominert strand og strandlinje, T8 fuglefjelleng og -topp
- 2) Vassdragsnære områder: T15 fosse-eng, T18 åpen flomfastmark, T23 ferskvannsdriftvoll
- 3) Områder uten eller med naturlig tynt jordsmonn: T1 nakent berg, T2 åpen grunnlendt mark, T27 blokkmark
- 4) Ras- og skredutsatte områder: T13 rasmark, T16 rasmarkhei og -eng, T17 aktiv skredmark, T25 historisk skredmark

## 4.2 Bruk av indikatorer i PAEC- og IBECA-metodene

Det er utviklet to metoder for vurdering av økologisk tilstand, IBECA og PAEC, og begge disse er tatt i bruk i operasjonelle vurderinger av norske økosystemer. IBECA er anvendt for to hovedøkosystemer på land (fjell og skog), mens PAEC er anvendt for ett hovedøkosystem på land (høy- og lavarktisk tundra) og tre hovedøkosystemer til havs (arktisk og subarktisk del av Barentshavet, Nordsjøen og Norskehavet), for referanser se kap.1.1.

Det har vært et mål for dette prosjektet at indikatorer som utvikles for de tre hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa skal tilrettelegges for bruk i begge metoder så langt mulig. Vi oppsummerer her kort metodiske føringer som har relevans for hvorvidt indikatorer som er utviklet i dette prosjektet kan anvendes i IBECA og PAEC.

Begge metoder stiller like krav til at gode og representative (for økosystemet) data skal legges til grunn. Data med god romlig dekning gir bedre muligheter for å kvantifisere geografisk variasjon i tilstanden til en gitt indikator, mens data med god tidsmessig dekning gir muligheter for å kvantifisere endringer i en indikator over tid (endringsrater). Begge metoder vurderer også kvaliteten av de underliggende data. I PAEC vil et svakt datagrunnlag for enkelte indikatorer kunne vektes lavere i den samlede vurdering (slik at disse tillegges noe mindre betydning). I IBECA tillegges alle indikatorer like stor betydning uansett datagrunnlag, men målt usikkerhet i datagrunnlaget integreres i den helhetlige vurderingen.

Basert på datagrunnlaget beregnes uskalerte indikatorverdier. I PAEC anvendes disse uskalerte verdiene direkte som grunnlag for tilstandsvurderingen, mens de i IBECA skaleres til en verdi mellom 0 og 1. For å kunne skalere, er det nødvendig å kunne fastsette referanse- og en grenseverdi for god tilstand samt verdier for indikatoren under forringet tilstand, såkalte 0-verdier (se f.eks. Framstad et al. 2023). Dersom man har tilstrekkelig kunnskap og data til å sette slike verdier, kan indikatoren skaleres og anvendes i IBECA. I PAEC-metoden benytter man helst tidsserier for å vurdere utviklingen i indikatoren og dennes sammenheng med menneskeskapt påvirkninger. Tidsserier er ikke et krav, men vil gi en mer nyansert vurdering, med potensielt lavere usikkerhet knyttet til estimerte endringer og årsakssammenhenger. PAEC-metoden kan også benytte indikatorer som ikke er underbygget av tidsserier, og det er eksempler på dette i anvendelsen av protokollen for arktisk tundra (Pedersen m. fl. 2021). Indikatorer som er underbygd med utilstrekkelige (typisk korte) tidsserier håndteres på samme måte som indikatorer med tilstrekkelige (typisk lengere) tidsserier, men vil få tildelt en lavere score på kvaliteten av datagrunnlaget. Indikatorer helt uten tidsserier krever at man formulerer fenomenet som beskriver hva som utgjør dårligere tilstand på en litt annen måte, men håndteres ellers på samme måte i en vurdering som øvrige indikatorer.

Tabell 2 viser at for de fleste indikatorene er det utviklet referanse- og grenseverdier. Disse indikatorene kan benyttes av begge metodene. For *maksimal grønnsitet* og *hekkefugl*-indikatorene mangler referanse- og grenseverdier og disse dermed ikke inngår i tilstandsvurderingen for IBECA før disse er utviklet. Indikatoren *maksimal grønnsitet* er klar til bruk for noen hovedtyper av våtmark, men ikke alle våtmarkstyper, mens kap. 5.6 peker på at hekkefuglindikatorer kan bli skalert gitt videre utvikling av NI. Indikatoren *oversvømmelseshyppighet* mangler også referanse- og grenseverdier. Dette er en påvirkningsvariabel og det er derfor usikkert om denne vil inngå en framtidig tilstandsvurdering (se neste avsnitt). Indikatorer fra insektovervåkingen er trolig uaktuelle for å inngå i tilstandsvurdering uansett metode. Her mangler det tidsserier og det mangler en god forståelse av hva referanseverdiene er for disse syv insektindikatorer. Her er det behov for lengre tidsserier før de kan inngå i en tilstandsvurdering.

Det påpekes at den endelige beslutningen om hvilke indikatorer som skal benyttes i en framtidig tilstandsvurdering av de tre hovedøkosystemer som denne rapporten omhandler, ligger hos den gruppa av fagekspertene som gjennomfører tilstandsvurderingen. Både i PAEC og IBECA har faggruppa mulighet for å utvikle indikatorer man mener mangler, men også å utelate ferdig utviklede indikatorer basert på en faglig begrunnet vurdering.

### 4.3 Datagrunnlag brukt for beregning av indikatorene

Prosjektet har undersøkt ulike kilder til datagrunnlag som kan inngå i beregninger av indikatorer. Indikatorene skal belyse tilstand i regioner og nasjonalt og indikatorverdiene må derfor avspeile tilstanden i hele arealet som skal vurderes. Utvikling av indikatorer basert på fjernmåling og/ eller heldekkende kart er relevante datakilder siden de dekker alle arealer og er dermed arealrepresentative (**tabell 1**, datasett A-F, H, R, V). Alle pågående økologiske overvåkingsprogrammer som er vurdert i dette prosjektet er arealrepresentative (**tabell 1**, datasett K-N, O-P). I noen få tilfeller har vi også undersøkt om vi kan benytte datakilder som har svært store datamengder, men som ikke er arealrepresentative. Dette gjelder feltregistreringer som er gjort knyttet til DN-håndbok 13 (**tabell 1**, datasett I) og kartlegging etter Miljødirektoratets feltinstruks (**tabell 1**, datasett J). Vi har her undersøkt om datasettene kan gjøres arealrepresentative ved å stratifisere uttak av dataene fra feltregistreringene (se kapittel 5.7). Enkelte datasett bidrar med generell informasjon som benyttes til å fastsette referanse- og grenseverdier (**tabell 1**, datasett G, S, U).

Det er ønskelig med tidsserier for indikatorene for å vurdere utviklingen over tid. Disse tre hovedøkosystemene mangler tilstrekkelig overvåking og dette er viktigste årsak til at det ikke har vært gjennomført nasjonal tilstandsvurdering tidligere. I dette prosjektet er det kun hekkefugl- overvåkingen og humle- og sommerfuglovervåkingen av biologiske tidsserier som er lengre enn 3 år. I tillegg har vi framskaffet tidsserier for store rovdyr og store beitedyr.

Dette kapittelet gir en oversikt over datasett som har vært benyttet til å utvikle indikatorene i prosjektet (**tabell 1**). Hvilke datasett som har vært benyttet for de ulike indikatorene, er angitt i **tabell 2**. Behov for forbedringer i datasettene for at indikatorene skal kunne utvikles nasjonalt og for alle fem regioner i Norge er beskrevet i kapittel 8.

**Tabell 1.** Beskrivelse av datakilder som har vært benyttet ved utvikling av indikatorer for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skog-grensa.

Datasett	ID	Type data	Datasett DOI/URL	Tilgjengelighet	Tidsmessig oppløsning	Arealmessig oppløsning
<b>MODIS</b>	A	Fjernmåling	<a href="https://code.earthengine.google.com/efb84013701f1d5f6e1e81345f389b84">https://code.earthengine.google.com/efb84013701f1d5f6e1e81345f389b84</a>	Åpen	2000-2022	Arealdekkende, 250m
<b>LIDAR</b>	B	Fjernmåling		Åpen		Arealdekkende
<b>Sentinel</b>	C	Fjernmåling	<a href="https://code.earthengine.google.com/2ceb0c3e03adade9e6f6d0903184b8c4">https://code.earthengine.google.com/2ceb0c3e03adade9e6f6d0903184b8c4</a>	Åpen	2015-2022	Arealdekkende, 10m
<b>Infrastrukturindeks</b>	D1	Kartdata	<a href="https://vegar.users.earthengine.app/view/infrastrukturindeks">https://vegar.users.earthengine.app/view/infrastrukturindeks</a>	Åpen	2002-2023	Arealdekkende
<b>Infrastrukturindeks vassdrag</b>	D2	Kartdata	<a href="https://vegar.users.earthengine.app/view/infrastrukturindeks-vassdrag">Infrastrukturindeks-vassdrag (earthengine.app)</a>	Åpen	2023	Arealdekkende
<b>AR5</b>	E	Kartdata	<a href="https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/arealressurs-kart-fkb-ar5/243751e8-5803-4627-898c-d0ddabe82056">https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/arealressurs-kart-fkb-ar5/243751e8-5803-4627-898c-d0ddabe82056</a>	Tilgjengelig betalingsmur	2023,	Heldekkende datasett med oppløsning på 2 daa, unntatt jordbruksområder som har 0.5 daa oppløsning
<b>Myrkart</b>	F	Fjernmåling/Li-DAR	<a href="#">Åpen våtmark i Sør-Norge basert på Natur i Norge (NiN) typologi - Kartkatalogen (geonorge.no)</a>	Åpen (Nord-Norge ikke lagt ut ennå)	2020	Arealdekkende
<b>Svenske indikatorverdier for vegetasjon</b>	G1	Funksjonelle attributter for plantarter	<a href="https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20308621">https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20308621</a>	Åpen	2021	Ikke relevant
<b>Grimes indikatorverdier for vegetasjon</b>	G2	Funksjonelle attributter for plantarter	<a href="https://www.nature.com/articles/250026a0">https://www.nature.com/articles/250026a0</a> <a href="https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00607.x">https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00607.x</a>	Åpen	1974/2004	Ikke relevant

Datasett	ID	Type data	Datasett DOI/URL	Tilgjengelighet	Tidsmessig oppløsning	Arealmessig oppløsning
<b>Klimadata</b>	H	Modelerte data	<a href="https://thredds.met.no/thredds/projects/senorge.html">https://thredds.met.no/thredds/projects/senorge.html</a>	Åpen	1957-2023	Heldekkende med 1 × 1 km oppløsning, alle naturtyper
<b>DN-håndbok 13</b>	I	Kartlegging	<a href="https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/10">https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/10</a>			Ikke arealrepresentativ, naturlige naturtyper
<b>Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks</b>	J	Kartlegging	<a href="https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2031">https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2031</a>	Åpen	2018-2021	Ikke arealrepresentativ, naturlige naturtyper
<b>Insekt-overvåking</b>	K	Overvåking	<a href="https://doi.org/10.15468/2jwnc6">https://doi.org/10.15468/2jwnc6</a>	Åpen	2020-2023	Arealrepresentativ, semi-naturlig mark
<b>Humle- og dagsommerfugl-overvåking</b>	L	Overvåking	<a href="https://doi.org/10.15468/mpsa4g">https://doi.org/10.15468/mpsa4g</a>	Åpen	2009-2023	Arealrepresentativ, åpen gressmark
<b>ANO</b>	M	Overvåking	<a href="https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2054">https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/Dataset/Details/2054</a>	Åpen	2019-21 (2022-23 data finnes men er ikke i kartkatalogen enda)	Nasjonalt arealrepresentativ i naturlige terrestriske økosystemer, 18 1m <sup>2</sup> ruter i tilfeldig valgte 500x500m ruter
<b>ASO</b>	N	Overvåking	Ligger lokalt hos Miljødirektoratet		2022 (2019-21 data finnes men er ikke rensket og harmonisert enda)	Nasjonalt arealrepresentativ, semi-naturlig eng

Datasett	ID	Type data	Datasett DOI/URL	Tilgjengelighet	Tidsmessig oppløsning	Arealmessig oppløsning
<b>GRUK</b>	O	Overvåking	<a href="https://ipt.nina.no/resource?r=gruk_2020">https://ipt.nina.no/resource?r=gruk_2020</a>	Åpen	2020-22 (2023 data finnes men er ikke rensket og harmonisert enda)	Arealrepresentativ for sonen 500m fra kyst i Oslofjorden i åpen grunnlendt kalkmark
<b>Hekkefuglovervåkingen (tidligere TOV-E)</b>	P	Overvåking	<a href="https://data.livingnorway.no/dataset?key=4a00502d-6342-4294-aad1-9727e5c24041">https://data.livingnorway.no/dataset?key=4a00502d-6342-4294-aad1-9727e5c24041</a>	Åpen	2007-22 (2023 er samlet inn men ikke lagt inn i databasen enda)	Nasjonalt arealrepresentativ i naturlige terrestriske økosystemer
<b>Naturindeksdatabasen</b>	Q	Overvåking, Modelerte data, Ekspertvurderinger	<a href="https://naturindeks.nina.no/">https://naturindeks.nina.no/</a>	Delvis åpen / på forespørsel (Chloé Natter)	Per nå bare enkelt-år (1990, 2000, 2010-14, 2019)	Arealmessig oppløsning varierer blant ulike indikatorer. Se <a href="https://www.naturindeks.no/Indicators">https://www.naturindeks.no/Indicators</a> . Beregnede produkter er nasjonalt arealrepresentativ.
<b>Landsat</b>	R	Fjernmåling	<a href="https://code.earthengine.google.com/da8a9279238ef26d14be08a43788b6b7">https://code.earthengine.google.com/da8a9279238ef26d14be08a43788b6b7</a>	Åpen	1984-2022	Arealdekkende, 30m
<b>Generaliserte artlistedata (NiN)</b>	S	Artsliste		På forespørsel (Rune Halvorsen)	Ikke relevant	Ikke relevant
<b>Referansesamfunnsdata</b>	T	Artsliste	<a href="https://osf.io/w8tzy/">https://osf.io/w8tzy/</a>	På forespørsel (Marianne Evju)	Utviklet i 2023	Ikke relevant

Datasett	ID	Type data	Datasett DOI/URL	Tilgjengelighet	Tidsmessig oppløsning	Arealmessig oppløsning
<b>for naturlig åpent</b>						
<b>Fremmedartslista 2023</b>	U	Artsliste	<a href="https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023?TaxonRank=tvj">https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023?TaxonRank=tvj</a>	Åpent	Ikke relevant	Ikke relevant
<b>N50</b>	V	Kartdata	<a href="https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/ea192681-d039-42ec-b1bc-f3ce04c189ac">https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/ea192681-d039-42ec-b1bc-f3ce04c189ac</a>	Åpent	2002-2023	Nasjonalt arealrepresentativ
<b>Hydrologiske data fra NVE</b>	W	Overvåking	<a href="http://api.nve.no/doc/hydrologiske-data/#/Observations/PostObservations">http://api.nve.no/doc/hydrologiske-data/#/Observations/PostObservations</a>	Åpent	1800-2023	Nasjonalt nettverk
<b>Beitedyr biomasse-tetthet</b>	X	Regne-ark	<a href="https://figshare.com/articles/dataset/Metabolic_biomass_of_Norwegian_large_herbivores_and_carnivores_in_time_and_space/24015072">https://figshare.com/articles/dataset/Metabolic_biomass_of_Norwegian_large_herbivores_and_carnivores_in_time_and_space/24015072</a>	Åpent	Variabelt, fra 1 til 12 år	Kommuner
<b>Rovdyr biomasse-tetthet</b>	Y	Regne-ark	Som over	Åpent	Årlig	Fylker

## 4.4 Indikatorer som er videreutviklet

For å gjøre en helhetlig tilstandsvurdering av et økosystem, bør man ha indikatorer som representerer hver av de syv egenskapene som karakteriserer økologisk tilstand (se Boks 1). Miljødirektoratet har bedt om at prosjektet prioriterer å utvikle kjerneindikatorer, dvs. indikatorer som kan omfatte flere hovedøkosystemer. Vi har prioritert å undersøke slike indikatorer, for eksempel har vi utviklet metodikk for å beregne *maksimal grønnhet*, *konnektivitet* og *gjengroing* i flere økosystemer. Fastsetting av indikatorverdiene for disse indikatorene i hvert enkelt hovedøkosystem kan imidlertid først gjøres når man får på plass heldekkende økosystemkart (se kap. 3). I tillegg har Miljødirektoratet bedt om at vi prioriterer indikatorer for våtmark, deretter semi-naturlig mark og til slutt naturlig åpne områder (se kap. 8.7). Kvaliteten på indikatorene må også være tilstrekkelig, dvs. de må kunne avspeile tilstanden i arealet som skal vurderes (dvs. være arealrepresentative) og ha tidsserier der mulig (se kap. 4.3).

Vi har valgt å lage en tabell som gir en oversikt over indikatorer vi har jobbet med i dette prosjektet og som gjengir viktig nøkkelinformasjon om indikatorene, deriblant status med tanke på langt unna de er å kunne tas i bruk i en nasjonal tilstandsvurdering. Merk at flere av indikatorene fortsatt ikke kan beregnes før det foreligger et kart over de relevante økosystemene. Arbeidet med indikatorutviklingen er dokumentert gjennom [dokumentasjonsboka](#) som ligger på nett. Dokumentasjonsboka inneholder både tekstlig omtale av indikatorene, skript (beregningsmåte) og lenke til de åpne dataene. I dokumentasjonsboka kan man lese mer detaljert om hver indikator; hvilket datagrunnlag den er basert på, om dataene er arealrepresentative, lengde og dekning av tidsserier, oppdateringsfrekvens, definisjon av referansetilstand, referanseverdier, verdier for god økologisk tilstand, usikkerhet i dataene og beregningsmåte. **Tabell 2** gir et utdrag fra dokumentasjonsboka på nett. Mer detaljert informasjon om hver indikator finnes i lenken som er oppgitt i tilknytning til indikatornavnet.

Enkelte av de utviklede indikatorene kan framstilles for flere økosystemer. Disse kalles kjerneindikatorer. Tilnærmingen for beregning av disse indikatorverdiene er lik for de økosystemene nevnt i **tabell 2**, men referanse- og grenseverdiene er gjerne spesifikke for hvert økosystem. Ved beregning av indikatorverdiene må derfor de riktige referanse- og grenseverdiene for hvert økosystem benyttes.

Skriptene som er utviklet i dette prosjektet, kan benyttes til å beregne indikatorverdier gitt at det er tilstrekkelig med data og kunnskap om referanse- og grenseverdi for det aktuelle økosystemene. Kunnskapsbehov er omtalt i kapittel 8.

Noen kjerneindikatorer er avhengige av heldekkende økosystemkart (se kap. 3). Når dette er på plass, vil skriptene utviklet i dette prosjektet kunne benyttes til å beregne indikatorverdiene.

I neste kapittel (kap. 5) beskriver vi litt mer om hver enkelt indikator og hvorfor den er viktig for å vurdere økologisk tilstand. I tillegg har vi lagt inn smakebiter på resultater av analyser som er gjort i prosjektet, blant annet kart og grafer. Flere grafer og resultater finnes i dokumentasjonsboka – se lenke i første kolonne i **tabell 2**.



**Tabell 2.** Indikatorene for økologisk tilstand i tre hovedøkosystemer, **V:** våtmark, **S:** semi-naturlig mark, **Å:** naturlig åpne områder under skoggrensa. Egenskaper er angitt med følgende forkortinger, **Prim:** primærproduksjon, **Trofisk:** fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, **Funk.sam.:** funksjonell sammenheng innen trofiske nivåer, **Vikt.art.:** funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, **Landskaps.:** landskapsøkologiske mønstre, **Bio.mang.:** biologisk mangfold, **Abio.for.:** abiotiske forhold. «Metode» viser til om indikatoren kan benyttes i indeksmetoden (IBECA) eller i fagpanelmetoden (PAEC). Enkelte indikatorene kan først framstilles når heldekkende økosystemkart foreligger (merket med 'ja' i kolonne 'kart?'). Datasett i parentes henviser til data som er brukt under utviklingen av arbeidsflyten og som ikke vil inngå i den ferdige indikatoren. Første kolonne (#) angir indikatornummer og henviser samtidig til delkapitler i kapittel 5 hvor man kan lese mer om indikatorene.

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
1	<a href="#">Maksimal grønnhet</a>	Fjernmålt NDVI som mål på hvor grønt et område er	Prim.	S Å V	Nei	nei		ja	A, C, R	årlig	Heldekkende.  Sentinel: 2015-2022 MODIS: 2000-2022 Landsat: 1984-2022	Dette var et utviklingsprosjekt. Resultatene viser at indikatoren trolig kan utvikles for noen NiN-hovedtyper, men langt fra alle. Det kreves i alle tilfeller en betydelig videre utviklingsfase, inkludert valideringsfase.	J. Tøpper
2	<a href="#">Gjengroing</a>	Vegetasjonshøyde målt med LiDAR	Funk.sam.	S Å V	ja	ja	P, I	ja	B, (E), J	Kan ikke oppdateres slik det ser ut i dag	Heldekkende  Ingen temporær oppløsning.	Indikatoren er nær ferdigstilling for våtmark, men kan beregnes for alle tre hovedøkosystemene gitt at det finnes presise økosystemkart. Slike kart er derimot ikke nær forstående for naturlig åpne områder eller semi-naturlig mark. Det gjenstår noen sensitivitsanalyser, validering og faglig diskusjon før indikatoren kan tas i bruk.	Z. Venter
3.1	<a href="#">Store beitedyr</a>	<a href="#">Menge store beitedyr sett i forhold til forventet mengde basert på dagens netto primærproduksjon</a>	Trofisk	S, Å	ja	nei	P, I	ja	A, X	5-10 år	Nasjonalt og regionalt (fylke) Årene: 2000,2009,2015.	Indikatoren er tolkbar gjennom produserte kart og aggregerte tidsserie på fylkesnivå. Det gjenstår å komme fram til en bedre definert grenseverdi.	J. Speed,

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
3.2	<a href="#">Store rovdyr</a>	Mengde store rovdyr sett i forhold til forventet mengde basert på dagens populasjoner av store beitedyr	Trofisk	S Å	ja	ja	P, I	nei	X, Y	5-10 år	Nasjonalt og regionalt (fylke) Årene:1907-2015, ca. 10 års intervaller	Som over	J.Speed,
4	<a href="#">Konnektivitet</a>	Graden av sammenheng eller kobling mellom ulike våtmarksområder i et landskap	Landskaps.	V	ja	ja	P, I	ja	B, C, V	Årlig hvis ønskelig	Indikatorverdier for fem regioner i Norge. Data hvert 10. år fra 2003.	Det er utviklet kode for å beregne indikatorverdier for hver polygon i det nye våtmarkskartet. Det gjenstår å løse en mindre teknisk utfordring før man vil få på plass tidsserier med aggregerte tilstandsverdier for fem regioner i Norge	V. Bakkestuen
5	Fravær av inngrep langs vassdrag	Grad av nedbygging, arealinngrep eller vannstandsreguleringer i vassdrag	Landskaps.	Å	ja	nei	P	nei	V, W	Årlig hvis ønskelig	Nasjonalt og regionalt (regioner) Året 2023.	Denne påvirkningsfaktoren er tilnærmet ferdig regnet. Det gjenstår noe koding fordi NVE data ble opprinnelig analysert manuelt i ArcGIS Pro. Aggregering av indikatorverdier til regioner gjenstår også, men forventes ferdig snart.	V. Bakkestuen
6.1	<a href="#">Hekkefugl i våtmark</a>	Bestandsindeks for fugl tilknyttet våtmark basert på hekkefugltakseringen	Bio.mang.	V	nei	nei	P	nei	P	Årlig	Nasjonalt, muligens delt opp i Sør- og Nord-Norge. Årlige Indikatorverdier fra 2007.	Klar til bruk.	C. Nater
6.2	<a href="#">Hekkefugl i jordbrukslandskapet</a>	Bestandsindeks for fugl tilknyttet semi-naturlig mark basert på hekkefugltakseringen	Bio.mang.	S	nei	nei	P	nei	P	Årlig	Som over	Som over	C. Nater

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
7	<a href="#">Fravær av fremmede planter</a>	Mengden av fremmede planter og deres relative dominans i artssammensetningen	Bio.mang.	S Å V	ja	ja	P, I	ja	J, M	3-5 år	For hver kommune er arealet delt opp i 4 strata basert på grad av menneskelig påvirkning. Indikatoren kan beregnes for hver av disse stratum gitt at det er nok data, og aggregeres videre til 5 regioner i Norge.  Ingen tidsserie enda.	Arbeidsflyt og konsept for indikatorutviklingen er tilnærmet ferdig, men det mangler økosystemkart utenom våtmark.  Mangel på felldata kan forhindre at vi, for noen hovedøkosystemer, kan beregne indikatorverdier som er representative for hele regioner.	A. Kolstad
8	<a href="#">Naturindeks-produkt</a>	Potensielt flere indikatorer basert på bestandsstatus for arter eller artsgrupper.	Bio.mang.	V	ja	ja	P, I	nei	Q	5 år med dagens oppsett	Fem regioner.  Beregnete verdier tilgjengelig for årene 2000, 2010, 2014, 2019. Framtidig kommer 2024/2025.	Ferdig.  Det er utviklet en fleksibel funksjonsbasert R-arbeidsflyt for enkelt og raskt å kunne komponere skreddersydde indekser fra indikatorsettet i Naturindeksen.	C. Nater
9.1-9.4	<a href="#">Insektindikatorer:</a> 9.1 Biomasse flygende insekter 9.2 Artsantall pollinerende insekter 9.3 Artsantall møkk-assosierte insekter 9.4 Artsantall rov- og parasittveps	Total biomasse eller artsantall i ulike grupper insekter fra malaisefeller	Vikt.art.	S	nei	nei		nei	K	5 år	Fire hovedregioner: Sør-Norge (Rogaland og Agder), Østlandet, Trøndelag, Nord-Norge. Verdier beregnes i 5 års-perioder og vil kunne gjøres tidligst etter sesong 2024 for Østlandet.	Det er utviklet et fleksibelt verktøy for å framstille ulike indikatorer basert på data fra insektovervåkingen. Indikatorerne kan enkelt skaleres og aggregeres etter ønske, for eksempel til regionale tidsserier, men det har ikke vært mulig definere referanseverdier, og man ser heller ingen enkel løsning for dette i nærmeste framtid.	J. Åström

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
9.5-9.7	<u>Insektindikatorer:</u> 9.5 Artsantall flygende insekter 9.6 Fravær av fremmede insektarter 9.7 Genetisk innenartsvariasjon hos insekter	Som over  I tillegg: Genetisk distanse innen arter uttrykt som middelværdi eller jevnhet.	Bio.mang.	S	nei	nei		nei	K U	5 år	Som over	Som over	J. Åström
9.8	<u>Dagsommerfugler</u>	Forekomstfrekvens av dagsommerfugler relatert til et forventings-samfunn.	Bio.mang.	S	ja	nei	P, I	nei	L	Årlig	Fire hovedregioner: Sør-Norge (Rogaland og Vest-Agder), Østlandet (Vestfold og Østfold), Vestlandet, Trøndelag. Beregnede verdier tilgjengelig for årene 2009-2022.	Klar til bruk	J. Åström, S. Åström
9.9	<u>Humler</u>	Forekomstfrekvens av humler relatert til et forventingssamfunn.	Vikt.art.	S	ja	nei	P, I	nei	L	Årlig	Som over	Klar til bruk	J. Åström, S. Åström

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
10.1-10.5	<a href="#">Vegetasjon og pH (10.1); fuktighet (10.2); nitrogen (10.3); fosfor (10.4); stress-strategi (10.5)</a>	Vegetasjonens affinitet (og respons) for ulike miljøforhold gjennom planteindikatorer på pH, fuktighet, Nitrogen, Fosfor, Grimes livsstrategi ift. abiotisk stress	Abio.for.	$\frac{S}{A^2}$	ja	ja	P, I	nei	M, N, O, S	5 år	5 regioner i Norge Ingen tidsserie på plass enda	Det er ferdigutviklet en arbeidsflyt for å fremstille flere konseptuelt like indikatorer. Det gjenstår for noen av disse å validere at de responderer på relevante endringer i tilstand. Flere viktige naturtyper, spesielt langs kysten, trenger mer data slik ASO og GRUK utgjør for hhv. semi-naturlig eng og grunnlendt kalkmark.	J. Tøpper
10.6-10.10	<a href="#">Vegetasjon og lys (10.6); beiting/slått (10.7); jordforstyrrelse (10.8); konkurransestrategi (10.9); forstyrrelsesstrategi (10.10)</a>	Vegetasjonens affinitet for ulike miljøforhold gjennom planteindikatorer på lys, hevd, jordforstyrrelse, og Grimes livsstrategier ift. konkurranse og forstyrrelse	Funk.sam.	$\frac{S}{A^2}$	ja	ja	P, I	nei	M, N, O, S	5 år	Som over	Som over	J. Tøpper
11	<a href="#">Oversvømmelseshyp-pighet</a>	Andel av år hvor en vannforekomst går over sine bredder	Abio.for.	Å	nei	nei		ja	C, W	Årlig	Nasjonalt og regionalt Ingen tidsserie enda	Det gjenstår en del arbeid for å utvikle gode referanseverdier og for å aggregere data til regioner og/eller til tidsserier.	V. Bakkestuen

#	Indikatornavn	Kort beskrivelse av indikatoren	Egenskap	Økosystem	Ref. verdi	Gr. verdi	Metode	Kart?	Data <sup>1</sup>	Mulig oppdateringsfrekvens	Romlig og temporær oppløsning	Status	Kontaktperson
12	<a href="#">Klimarelaterte variabler</a> Eksempler: <a href="#">sommertemperatur</a> ; snødybde, vannmetning i jord; og flere	Tidsserier for ulike klimavariabler analysert som avvik i forhold til faktiske (interpolerte) data fra normalperioden 1961-1990.	Abio.eg.	S Å V	ja	ja	P, I	ja	H	Årlig for tidsserie, og 1-5 årlig for skalerte indikatorer der man bruker 5-årige gjennomsnitt	Opprinnelig oppløsning på 1 km som kan aggregeres til de fem regionene i Norge. Tidsserier tilbake til 1957.	Ferdig.  En fleksibel R-arbeidsflyt kan generere ulike indikatorer som velges av prosjektgruppa eller fagpanelet som gjennomfører tilstandsvurderingen	A. Kolstad
13	<a href="#">Slitasje</a>	Hyppighet av kjøresport, samt slitasje og slitasjebetinget erosjon	Prim.	S Å V	ja	ja	P, I	ja	J, M	3-5 år	Som over, bare at strata er basert på regioner i stedet for kommuner.	Som for indikatoren <i>Fravær av fremmede planter</i>	A. Kolstad
14	Biogeokjemi (Karbonlager Nitrogenlager)	Det er utviklet veikart for beregning av karbonlager i myr (kap. 7.3)	Abio.for	V							Kan bli nasjonalt dekkende, forutsatt innsamling av nye data (se kap. 7.3).	Det er utviklet et veikart for å få på plass indikatoren (kap. 7.3).  Eurostat lister denne som tilstandsindikator i jordbruksmark og grasmark	H. Silvenoinen
15	Areal uten vedplanter	Andel av det totale arealet som er uten betydelig innslag av vedplanter	Funk.sam.	S Å V	-	-	-	nei	M, N, O	5 år	Regioner (kun et mindre område for naturlig åpne områder).  Ingen tidsserie enda.	Ikke utviklet, men skript og dataflyt vil være lett å tilpasse fra <i>Slitasje-</i> og <i>Fravær av fremmede planter</i> -indikatorene.	A. Kolstad

<sup>1</sup> Se nummerering i **tabell 1**, kap. 4.1

## 5 Indikatorbeskrivelse og eksempler på resultater

### 5.1 Maksimal grønnet

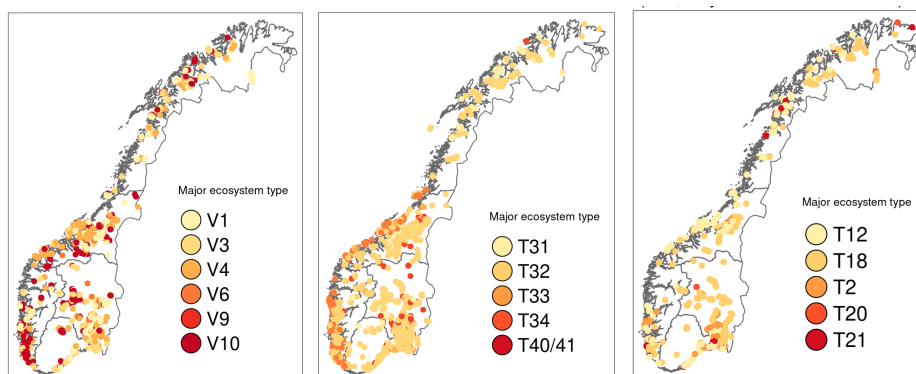
Nøkkelinformasjon	
Indikator(er):	Maksimal grønnet
Økosystemer:	Alle
Økologisk egenskap:	Primærproduksjon
Status for prosjektet:	Utviklingsstadium

#### Bakgrunn

NDVI ('Normalized difference vegetation index') kan brukes til å beskrive grønneten til et område, og NDVI kan dermed representere en proxy-variabel for mengden klorofyll og planteproduktivitet i et gitt område. Ulike økosystemtyper har grønnetssignaler av ulik intensitet, men også med en viss varians. Avvik utover den naturlige variasjonen i begge retninger kan indikere en reduksjon i økologisk tilstand for et gitt økosystem. Lavere enn normal NDVI kan for eksempel tyde på økt forstyrrelse, mens høyere enn normal NDVI kan tyde på gjenvekst og overganger mot tettere vegetasjon. I nyere vurderinger av økologisk tilstand for skog- og fjelløkosystemer ble to ulike NDVI-baserte indikatorer utviklet og anvendt. For skog ble NDVI over hele landet sammenlignet med en romlig referanse fra verneområder (Framstad et al. 2021). For fjell og arktisk tundra ble den tidsmessige endringen av NDVI de siste tjue årene vurdert (Framstad et al. 2022a, Pedersen et al. 2021). I begge tilfeller ble NDVI-produktet fra MODIS-satellitten brukt basert på tilgjengelige økosystemkart for skog, fjell og arktisk tundra i Norge.

#### Metode

I dette arbeidet har vi utforsket potensialet for å utvikle en NDVI-indikator for økologisk tilstand som representerer åpne våtmarks-systemer (dvs. unntatt sumpskog), semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Vi undersøker sammenhengen mellom NDVI og økologisk tilstand basert på stedfestede områder NiN-kartlagt etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2022), der NiN-variablene for økologisk tilstand er blitt evaluert i felt (figur 4).



**Figur 4.** Polygoner av våtmark (venstre), semi-naturlig mark (midten) og naturlig åpne områder under skoggrensa (høyre) i Norge, naturtypekartlagt etter Miljødirektoratets instruks.

Siden de enkelte avgrensede arealene i disse åpne økosystemene ofte er mye mindre enn pikselstørrelsen i MODIS-bildene (250 x 250 m), som ble brukt for skog og fjell, har vi i tillegg brukt Sentinel-2 og Landsat-data som har en oppløsning på 10 x 10 m (Sentinel-2) og 30 x 30 m (Landsat). Dette arbeidet ble gjennomført som et pilotprosjekt siden vi ikke kan utvikle en ferdig

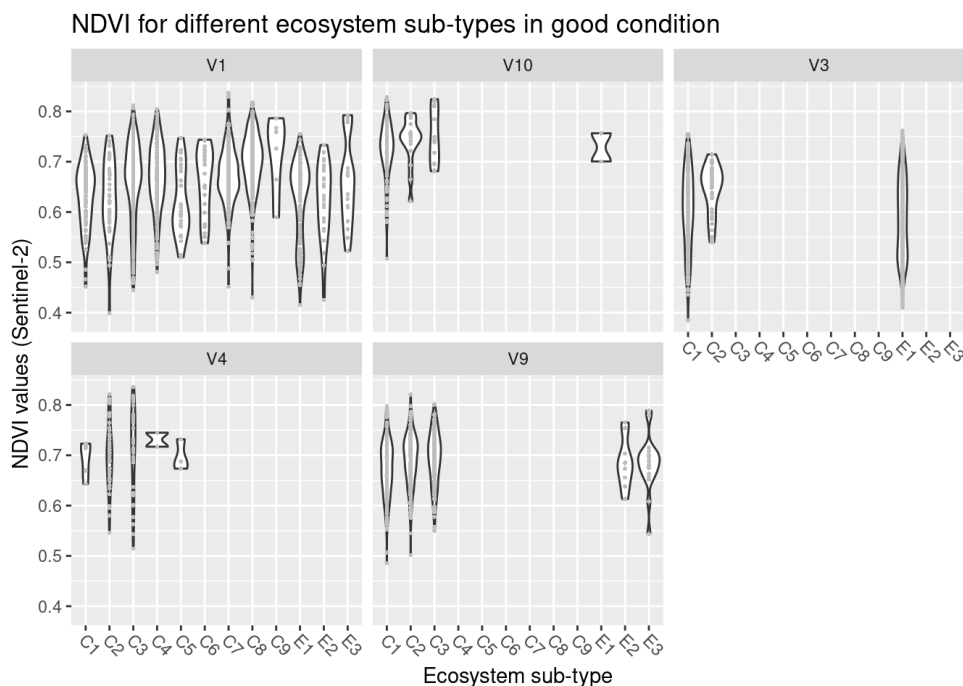
indikator uten (i) økosystemkart på hovedtypenivå (se lenger ned) og (ii) en mer grundig uttesting med bakkessannheter slik det er gjort for fjell og skog.

### Referanseverdier

Indikatoren er ikke forsøkt skalert, men i utviklingsprosjektet har vi sett på muligheten for å bruke naturtypelokaliteter i *god tilstand* for å definere referansetilstanden og gi referanseverdier.

### Resultater

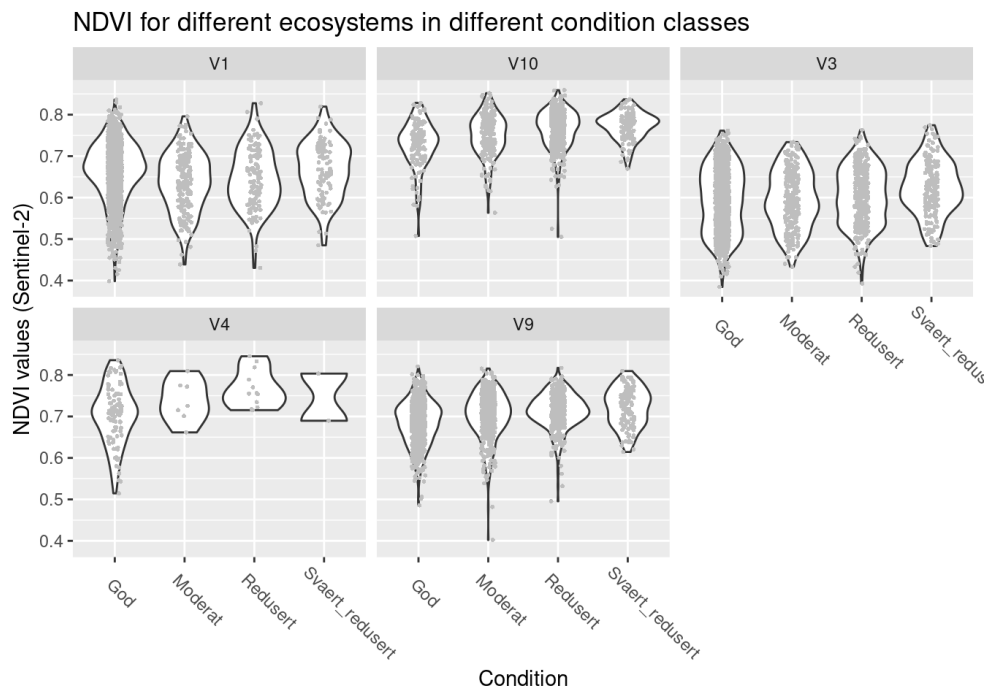
Resultatene fra alle tre hovedøkosystemer viser tydelig at NDVI-signalet i god økologisk tilstand varierer mellom hovedtyper, i våtmark til og med mellom grunntyper (jo høyere kalktrinn desto høyere NDVI, **figur 5**).



**Figur 5.** Sesongmaksimum for 'Normalized difference vegetation index' (NDVI) fra Sentinel-2-datasettet i våtmarkspolygoner i naturtypedatasettet kartlagt etter Miljødirektoratets instruks. Figuren viser NDVI på grunntypenivå innen fem ulike hovedtyper (V1 minerotrof jordvannsmyr, V3 ombrotrof nedbørsmyr, V4 kaldkilde, V9 semi-naturlig myr og V10 semi-naturlig våteng). Dataene som vises er kun fra det året der polygonen ble NiN-kartlagt og kun fra polygoner som var i god tilstand. Gradientene C1-C4, C5-C8 og E1-E3 i V1 samt C1-C3 i de andre hovedtypene gjenspeiler en økende kalkgradient (se Bryn & Naas 2021). Figuren kalles et fiolinplott, og bredden på fiolinen reflekterer fordelingen av datapunktene (grå prikker) langs variabelen.

I våtmark er det dessuten en tydelig sammenheng mellom økende NDVI (fra Sentinel-2) og synkende økologisk tilstand for de semi-naturlige våtmarkstypene V9 og V10 (**figur 6**), noe som tyder på endret hydrologi (f.eks. grøfting), klimaendringer og/eller eksternt tilført nitrogen. Dette mønsteret kom også tydelig fram i en statistisk analyse for hver region i Norge (se indikator dokumentasjon på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/NDVI-indicator-wetland.html>).





**Figur 6.** Sesongmaksimum for 'Normalized difference vegetation index' (NDVI) fra Sentinel-2 datasettet i våtmarkspolygoner i naturtypedatasettet kartlagt etter Miljødirektoratets instruks. Datasettet inneholder polygoner i fem ulike våtmarkstyper (V1 minerotrof jordvannsmyr, V3 ombrotrof nedbørsmyr, V4 kaldkilde, V9 semi-naturlig myr og V10 semi-naturlig våteng) og kun fra det året der polygonen ble NiN-kartlagt til å være i enten god, moderat, redusert eller svært redusert tilstand. Figuren kalles et fiolinplott, og bredden på fiolinen reflekterer fordelingen av datapunktene (grå prikker) langs variabelen.

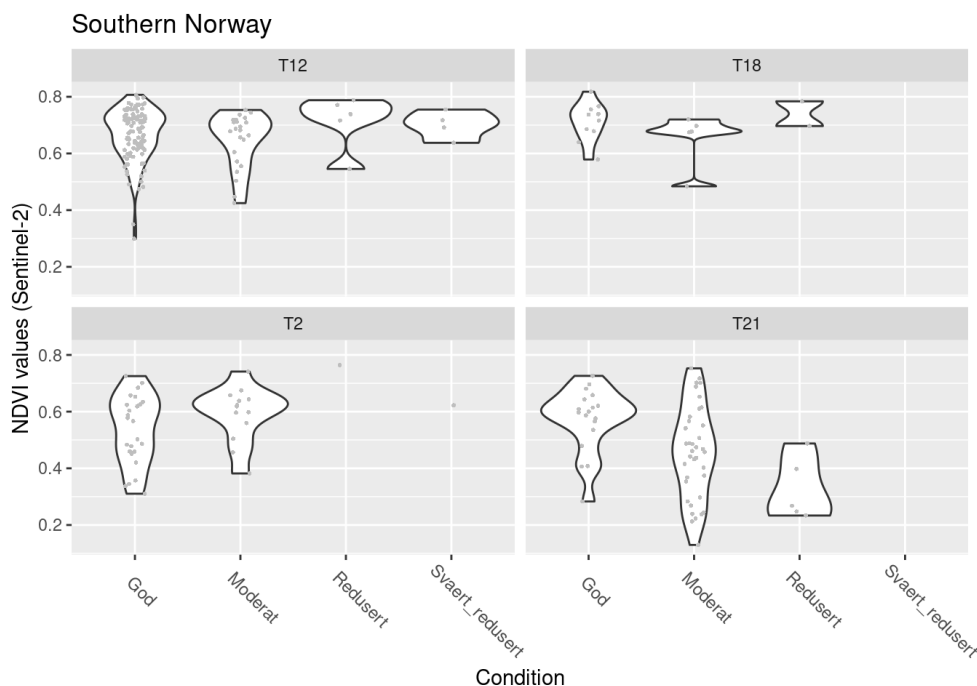
Når det gjelder tidsseriene Landsat: 1984-2021, MODIS: 2000-2022, Sentinel-2: 2015-2022, så viser alle tre NDVI-datasett (Sentinel-2, MODIS og Landsat) at NDVI har økt over hver respektive tidsserie i våtmarkspolygoner som ble NiN-kartlagt til god økologisk tilstand i løpet av de siste årene. MODIS-dataene viser dog en effektstørrelse på bare en 1/10 av Sentinel-2 og Landsat, trolig fordi den store polygonstørrelsen introduserer mye støy i dataene og samtidig reduserer antall polygoner med data, siden vi ekskluderte alle polygoner som er mindre enn pixelstørrelsen i NDVI-dataene. I de semi-naturlige våtmarkstypene var denne økningen av NDVI signifikant større jo mer redusert den økologiske tilstanden var (se modellene i NDVI-kapitlene på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/index.html>).

Blant de semi-naturlige fastmarkstypene viser først og fremst T31 boreal hei og kysttypene T33 semi-naturlig strandeng og T34 kystlynghei en økning i NDVI med redusert økologisk tilstand. Tidsserieanalysene viser en økning av NDVI over tid i T31 i god tilstand, men denne økningen er ikke signifikant større i polygoner i dårlig tilstand (se detaljer i indikator dokumentasjonen på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/NDVI-indicator-seminat.html>). For naturlig åpne områder under skoggrensa er T21 sanddynemark den eneste naturtypen som viser en sammenheng mellom NDVI og økologisk tilstand, jo verre tilstand jo lavere NDVI (figur 7); dette fenomenet tyder på mulige utfordringer med slitasje, men datagrunnlaget er også relativt tynt. Flere naturtyper viser dessuten en økning i NDVI over tid, men uten at det er relatert til økologisk tilstand (se detaljer i indikator dokumentasjonen på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/NDVI-indicator-natopen.html>).

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Hvorfor NDVI øker over tid i polygoner av ulike økosystemer i god tilstand, vet vi ikke med sikkerhet, men det er muligens en del av en global trend knyttet til endringer i klima og menneskelig

arealbruk de siste tiårene (se for eksempel Liu et al. 2015). Dette bør utredes nærmere for forholdene i Norge for å kunne definere operasjonelle skaleringsverdier.



**Figur 7.** Sesongmaksimum for 'Normalized difference vegetation index' (NDVI) fra Sentinel-2 datasettet i naturlig åpne områder under skoggrensa i naturtypedatasettet kartlagt etter Miljødirektoratets instruks i Sør-Norge. Datasettet inneholder polygoner i fire ulike hovedtyper (T12 strandeng, T18 åpen flomfastmark, T2 åpen grunnlendt mark og T21 sanddynemark) og kun fra det året der polygonen ble NiN-kartlagt til å være i enten god, moderat, redusert eller svært redusert tilstand. Figuren kalles et fiolinplott, og bredden på fiolinen reflekterer fordelingen av datapunktene (grå prikker) langs variabelen.

For bruk i evalueringer med både IBECA og PAEC bør det undersøkes nærmere med bakkesannheter hvordan NDVI og økologisk tilstand henger sammen. I tillegg trengs det økosystemkart for å ekstrahere testdatasett uten romlig bias for å gi arealrepresentative estimater på NDVI. Resultatene over viser tydelig at disse økosystemkartene bør være på minst hovedtypenivå (i NiN-systemet), siden NDVI varierer mellom hovedtypene innen hvert hovedøkosystem.

## 5.2 Gjengroing

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Gjengroing
Økosystemer:	Alle, men trolig lite egnet for naturlig åpne områder
Økologisk egenskap:	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
Status for prosjektet:	Tilnærmet ferdig, gitt økosystemkart

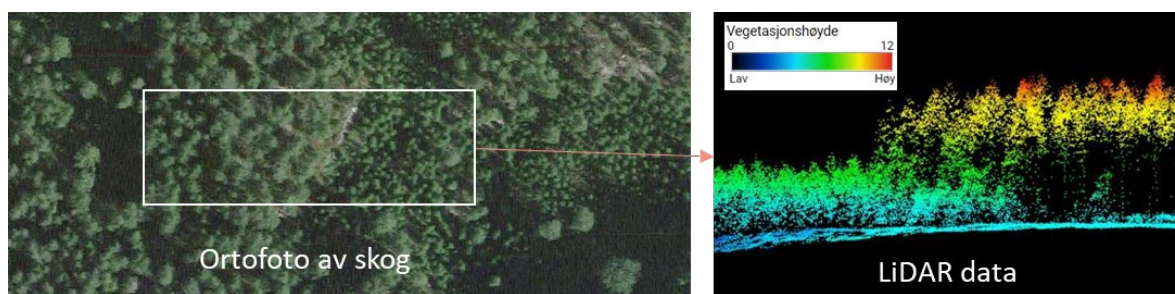
### Bakgrunn

Gjengroing skjer når tidligere åpne økosystemer (ofte jordbruksområder og områder med utmarksbeite) gradvis endrer vegetasjonsstruktur, og er spesielt synlig når områdene blir overvokst av busker, kratt, og skog. Gjengroing skjer særlig når tradisjonell hevd opphører, som slått eller beiting som hindrer planteveksten. Gjengroing er en naturlig biologisk prosess. Når menneskelig aktivitet avtar, tar naturen gradvis tilbake det som tidligere var menneskeskapt kulturlandskap. Gjengroing som er resultatet av menneskelig påvirkning, som for eksempel skogplanting eller skogreising, er vanligvis en ønsket prosess, mens uønsket gjengroing skjer spontant. Et varmere klima og tilførsel av nitrogen vil også øke hastigheten på gjengroingen.

Gjengroing kan føre til tap av biodiversitet i naturområder som våtmark, naturlig- og semi-naturlig åpne områder under skoggrensa. Gjengroing fører til omfattende kvantitative og kvalitative endringer i bunnsjikt og feltsjikt, samt endringer i struktur. Dette kan svekke samfunnets evne til å bevare det biologiske mangfoldet i naturen. En annen betydningsfull konsekvens er at det norske landskapet endrer seg fra å være variert til å bli mer ensformig.

### Metode

Til å måle gjengroing over hele Norge brukte vi fjernmålingsdata fra LiDAR (**figur 8**). LiDAR-data kommer fra Kartverkets høydedata og inkluderer både terreng (DTM) og overflatehøyde (DSM). Med DSM og DTM kan vi beregne høyden på objekter over bakken. Fra dette fjerner vi bygninger digitalt med data fra FKB. Det som gjenstår er vegetasjon – mest trær, men også noen busker eller mindre vedplanter.



**Figur 8.** Eksempel på hvordan en skog (til venstre) ser ut i en LiDAR-punktsky (til høyre).

Siden det ikke foreligger noe økosystemkart for verken semi-naturlig mark eller naturlig åpne områder under skoggrensa, har vi valgt å bruke AR5-polygoner som har arealbrukstyper som skiller åpne fastmarks- og våtmarkstyper fra skog, som en midlertidig løsning for å måle gjengroingstilstand for Norge. For våtmark bruker vi AR5-polygonene definert som «Myr». For åpne økosystemer bruker vi AR5-polygonene definert som enten «Åpen fastmark» eller «Innmarksbeite». Innmarksbeite skiller ikke mellom semi-naturlig eng og innmarksbeite som ikke høstes maskinelt, mens åpen fastmark ikke skiller mellom naturlig åpne områder og hei eller fjell. Dette arbeidet må derfor anses som et *proof-of-concept* for en gjengroingsindikator for semi-naturlige

naturtyper og naturlig åpne områder under skoggrensa basert på generelt åpne arealer i lavlandet. Vi beregner medianverdi for indikatoren for hver eneste polygon.

### Referanseverdier

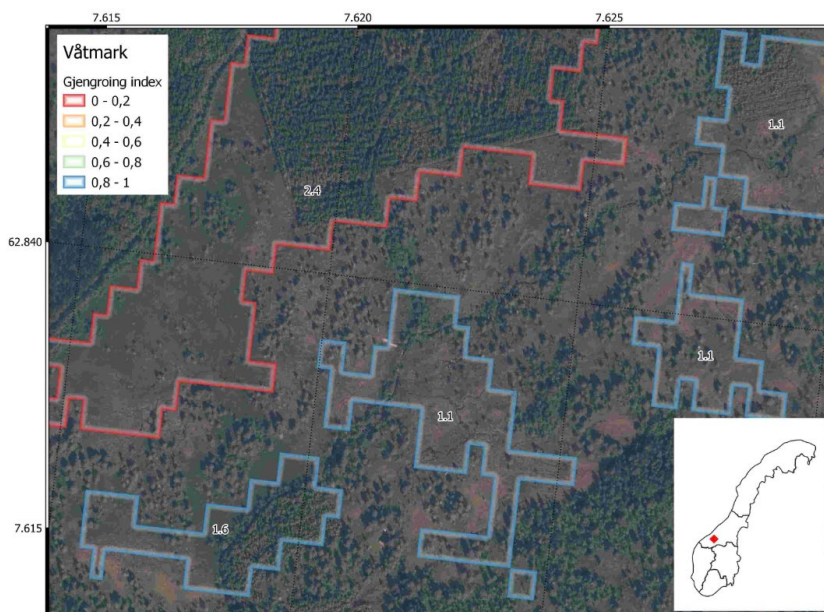
NiN-polygoner med god økologisk tilstand fra «Naturlig åpne områder under skoggrensa», «Semi-naturlig mark» og «Våtmark» brukes til å definere referanseverdien for gjengroingstilstand. Median LiDAR vegetasjonshøyde innenfor disse polygonene ble brukt som referanseverdi, og disse ble aggregert videre til regionale referanseverdier ved å bruke stratifisering av høyde (300m bånd) og bioklimatiske soner. Det er mulig at det ikke er nødvendig å bruke både bioklimatiske soner og høyde for stratifiseringen siden de er nær beslektet. Effekten av denne beslutningen må undersøkes nærmere.

Som verdi for svært dårlig tilstand, 0-verdien, bruker vi medianverdi for LiDAR vegetasjonshøyder innenfor AR5 skog-polygoner for å definere et klimaksstadium for vegetasjonssuksjonen der gjengroing er på sitt mest ekstreme. For ikke å inkludere skogflekker som nylig er høstet, maskerer vi all skog som har vært hogd siden 1986. Her er 1986 en hard grense definert av et datasett som var basert på satellittbilder fra Landsat. Dette er en tilnærming for å prøve å identifisere skog som er minst 35 år gammel, selv om det helt sikkert også vil inkludere noe ungskog. Vi bruker både lokale og regionale tilnærminger for å definere dårlig økologisk tilstand.

Grenseverdi for god økologisk tilstand er ikke implementert, men det foreligger et forslag om å definere grenseverdien som en konstant høyde over referanseverdien.

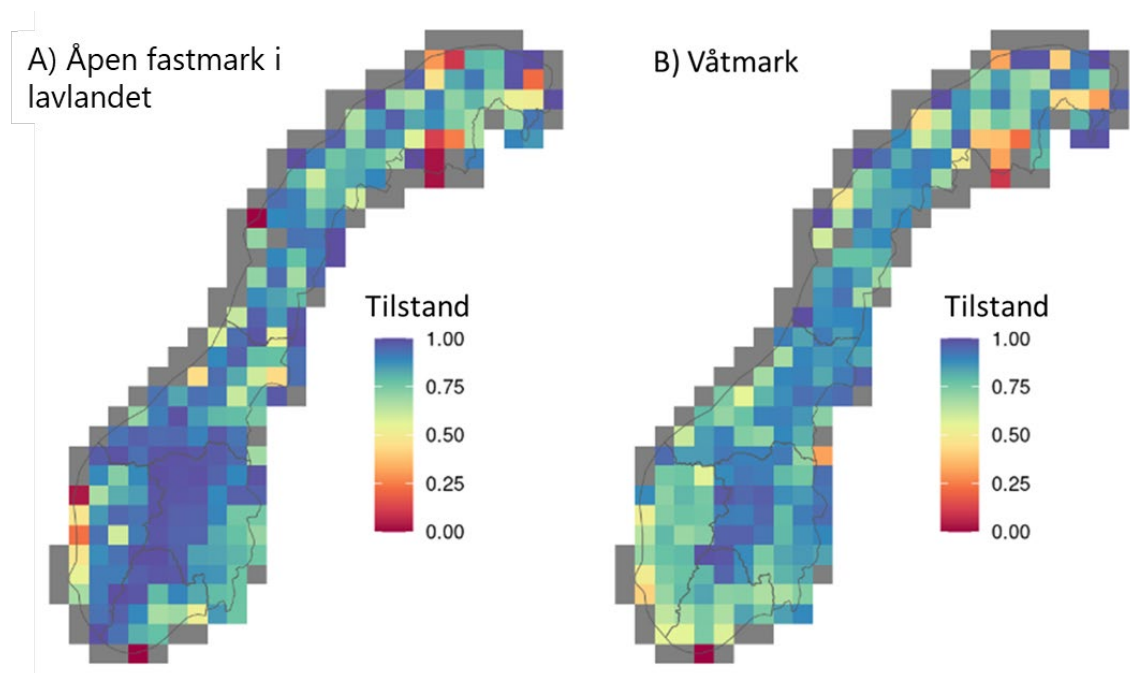
### Resultater

Den skalerte gjengroingsindikatoren er beregnet for alle AR5-polygoner i Norge («myr», «åpen fastmark», «innmarksbeite»). Skaleringen her er slik at vegetasjon som er høyere enn referanseverdien får skalert verdi enn 1, dvs. dårligere tilstand for indikatoren. Vi gir et eksempel lenger ned fra Midt-Norge. I **figur 9** er en våtmarkspolygon farget rød (dvs. i dårlig tilstand) på grunn av gjengroing i den nordlige delen. Dette ser ut som en plantasjeskog og oppstod muligens etter at våtmarka ble drenert. Høyden på skogsvegetasjonen tilsvarer en median på 2,4 m, som er høyere enn referanseverdien for denne regionen (1,09 m) og nesten like høy som den modne skoghøydereferansen på 2,8 m. Dette gir en lav indikatorskår på 0,1. I motsetning til dette har våtmarkspolygonen i midten av bildet en median vegetasjonshøyde på 1,1 m som er kun litt lavere enn referanseverdien.



**Figur 9.** Kartutsnitt som viser skalert verdi for gjengroingsindikatoren. Blå viser tilstand nær referansetilstanden, mens rød er dårlig tilstand.

For å visualisere fordelingen av indikatorverdier over landet har vi beregnet et arealvektet gjennomsnitt for SSBs 50 km rutenett (**figur 10**). Vi kan se at tilstanden for begge økosystemtypene samlet sett er dårlige langs kystområdene og lavtliggende områder. I høyere høydelag er indikatorverdiene for gjengroingstilstand bedre. Indikatoren kan aggregeres til regionalt og nasjonalt nivå.



**Figur 10.** Skalert verdi for gjengroingsindikatoren i 50 km<sup>2</sup> ruter. Jo rødere farge, jo større gjengroing. Blå farge viser lav gjengroing.

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Beregningen av denne indikatoren er avhengig av flere avgjørelser som alle kan ha stor påvirkning på indikatorverdiene. Det er derfor ønskelig å gjennomføre noen flere valideringsøvelser før indikatoren tas i bruk. Disse er beskrevet i [dokumentasjonsboka](#).

Indikatoren baserer seg på LiDAR-data fra perioden 2010-2021. Disse dataene er av svært høy kvalitet og gir presise målinger av vegetasjonshøyden for individuelle økosystemforekomster. Indikatoren kan derfor gi et svært presist estimat på omfanget av gjengroing per i dag. Den største ulempen med disse dataene er at det ikke foreligger noen plan for oppdatering av datagrunnlaget. Det kan derimot være mulig å videreutvikle og oppdatere indikatoren ved å benytte seg av satellittbilder som har høyere oppdateringsfrekvens. En skisse for hvordan dette kan gjøres er gitt i kapittelet om kunnskapsbehov og er synliggjort i prioriterte kunnskapsbehov.

### 5.3 Fordeling av biomasse i trofiske nivåer

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Store rovdyr Store beitedyr
Økosystemer:	Semi-naturlig mark Naturlig åpne områder
Økologisk egenskap:	Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer
Status for prosjektet:	Tilnærmet ferdig, gitt økosystemkart, men uavklarte grenseverdier

#### Bakgrunn

Trofiske interaksjoner styrer strømmen av ressurser gjennom økologiske samfunn og økosystemer. Endringer i biomassen innenfor ett trofisk nivå kan føre til kaskadeeffekter til andre trofiske nivåer. I noen tilfeller kan dette føre til drastiske endringer i økosystemets struktur og funksjon, og dermed for økosystemets tilstand. For å kvantifisere om det er endringer i biomasse mellom trofiske nivåer som kan påvirke hvordan økosystemet fungerer, har vi utviklet indikatorer for fordelingen av biomasse mellom trofiske nivåer.

#### Metode

Det er utviklet to indikatorer: store beitedyr og store rovdyr. I den første indikatoren ser man på forholdet mellom biomassen av planter og store pattedyr som er planteetere (**figur 12**) og i den andre indikatoren inngår forholdet mellom biomassen til store planteetere og store rovdyr. I indikatorene inngår kun dyr større enn 10 kg, og for store beitedyr inngår både ville arter og husdyr. Disse to indikatorene avspeiler egenskapen «fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer» og er knyttet til semi-naturlige og naturlige åpne områder under skoggrensa.

Til tross for at pikselstørrelsen er såpass grov at mange forekomster ikke er representert godt nok, spesielt av naturlig åpne områder, valgte vi MODIS NPP som et mål på netto primærproduksjon fordi den gir den lengste tidsserien (1999 til nå). Arbeidsflyten for å beregne netto primærproduksjon kan derimot enkelt bli gjentatt med andre dataserier om primærproduksjon hvis ønskelig, for eksempel Sentinel. Sentinel har en mye finere romlig oppløsning enn MODIS NPP slik at man også kan skaffe presise data fra mindre økosystemforekomster, som er vanlig spesielt for hovedøkosystemet *Naturlig åpne områder under skoggrensa*.

I dette prosjektet har vi utvidet dataseriene for biomasse av beitedyr fra 1947 (Austrheim et al. 2011, Speed et al. 2019) tilbake til 1907 (**tabell 1**, datasett X) (**figur 11**). Beitedyr inkluderer ville planteetere som elg, rådyr, hjort, villrein; samt husdyr som storfe, sau, hest, geit og tamrein. Antall husdyr er hentet fra statistikk i SSB og reindrift.no for tamrein og omgjort til biomasse ved å gange med gjennomsnittlig kroppsvekt. Biomassen ble korrigert slik at den reflekterer tilgjengelig biomasse fordelt over året. For husdyr ble dette gjort ved å gange biomassen med andelen av året som husdyrene er på utmarksbeite. Biomassen til rovdyr ble estimert for den samme perioden gjennom populasjonsmodellering for store rovdyr i Norge (ulv, brunbjørn, gaupe og jerv). Dataene baserte seg på jaktstatistikk og ble samlet og modellert i en masteroppgave (Sobocinski 2022) (**tabell 1**, datasett Y). Jaktstatistikk ble også brukt til å beregne biomassen av ville planteetere. Bruk av jaktstatistikk for å beregne tetthet av viltarter forutsetter at forholdet mellom jaktdataene og dyrepopulasjonene ikke endrer seg over tid. Tilnærmingen er likevel svært mye brukt til dette formålet og forblir den beste tilgjengelige metoden for å beregne historiske bestander av vilt på store romlige skalaer. **Figur 14** viser biomassen til store rovdyr fordelt på fylker fra 1907 og fram til 2015. For hvert hovedøkosystem er det definert et utvalg rovdyrarter som inngår i indikatoren, basert på forventet leveområdet.

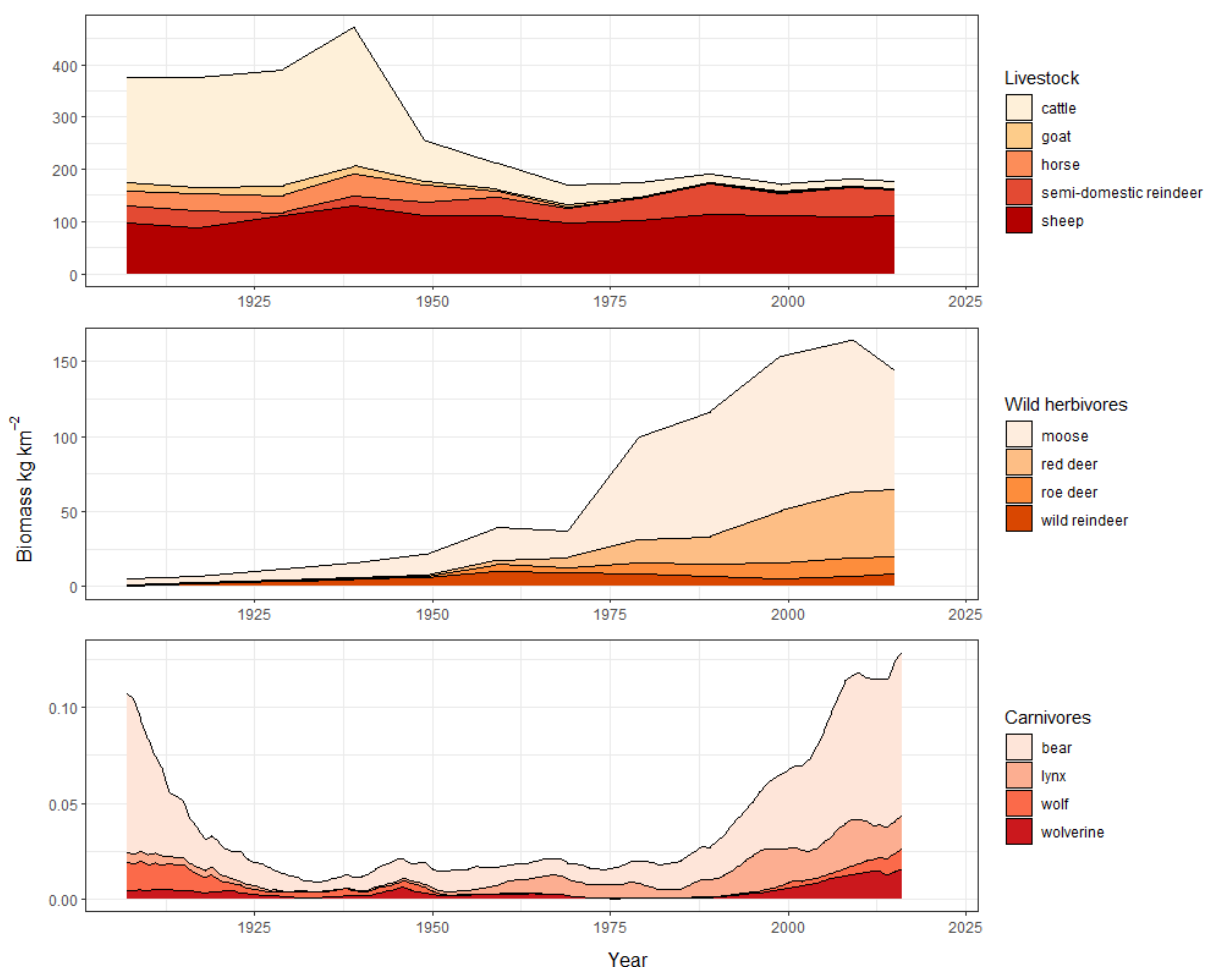
### Referanseverdier

Referanseverdiene er basert på «forventet biomasse» av et trofisk nivå slik det er beskrevet i økologisk teori. Disse estimatene ble utledet fra globale sammenhenger mellom planter og planteetere av pattedyr (Fløjgaard et al. 2022) og mellom virveldyrbyttedyr og rovdyr (Hatton et al. 2015).

Indikatorverdien for «store rovdyr» er dermed basert på forskjellen mellom den observerte biomassen av rovdyr og den forventede biomassen av rovdyr gitt biomassen til store beitedyr. Høye indikatorverdier indikerer at det er mer biomasse av rovdyr enn hva biomassen av beitedyr (eller sett fra rovdyrenes ståsted: byttedyr) skulle kunne gi grunnlag for. Lave indikatorverdier indikerer at det er færre rovdyr enn forventet. Tilsvarende er indikatorverdien for beitedyr basert på observert biomasse av beitedyr sett i forhold til forventet biomasse av beitedyr gitt plantebiomassen. Høye indikatorverdier indikerer mer biomasse av beitedyr enn hva primærproduksjonen skal kunne gi grunnlag for. Dette kan for eksempel føre til overbeiting.

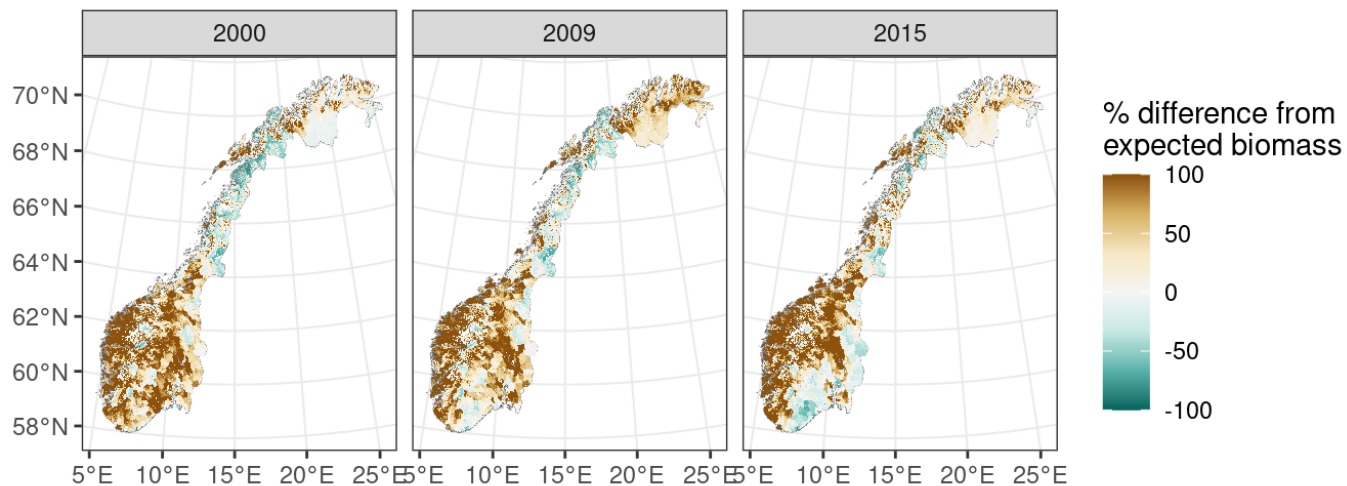
### Resultater

Indikatorverdier kan beregnes for semi-naturlig mark og naturlig åpne områder hver for seg. **Figur 12 og 13** viser imidlertid resultater for hhv. indikatorene *Store beitedyr* og *Store rovdyr* for hele landet under ett, uavhengig av økosystem. **Figur 14** viser biomassen til store rovdyr fordelt på fylker fra 1907 og fram til 2015.



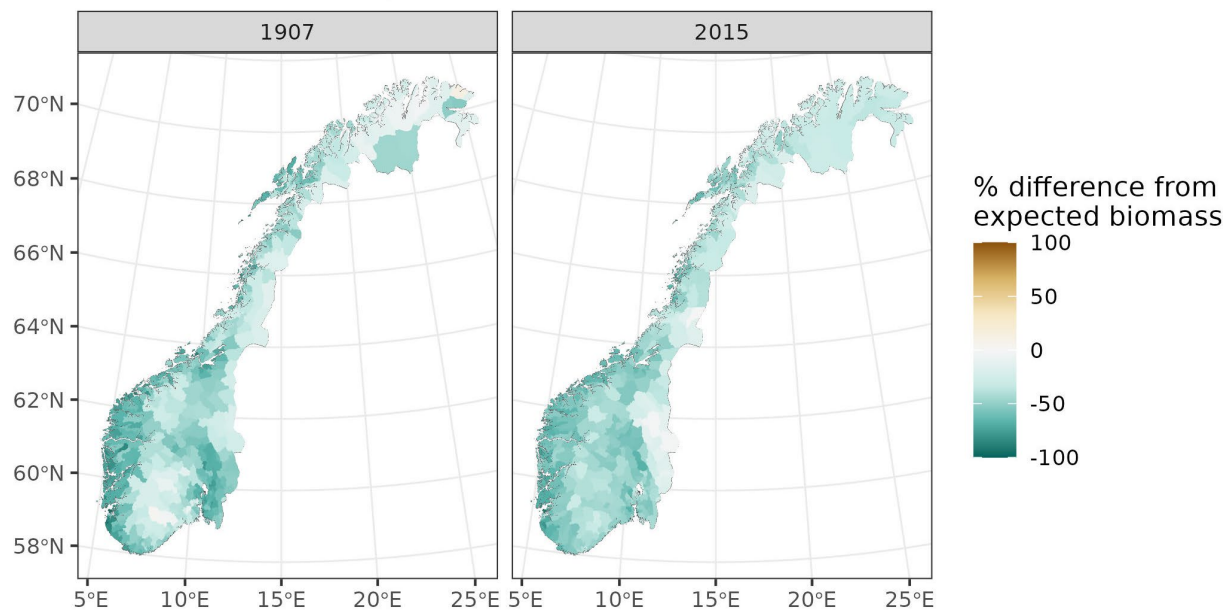
**Figur 11.** Biomasse av store beitedyr og rovdyr fra 1907 til 2015 per kvadratkilometer som et gjennomsnitt for hele landet. Merk at biomassen av husdyr er justert i forhold til hvor stor del av året de går ute på beite.

### Difference from expected herbivore biomass



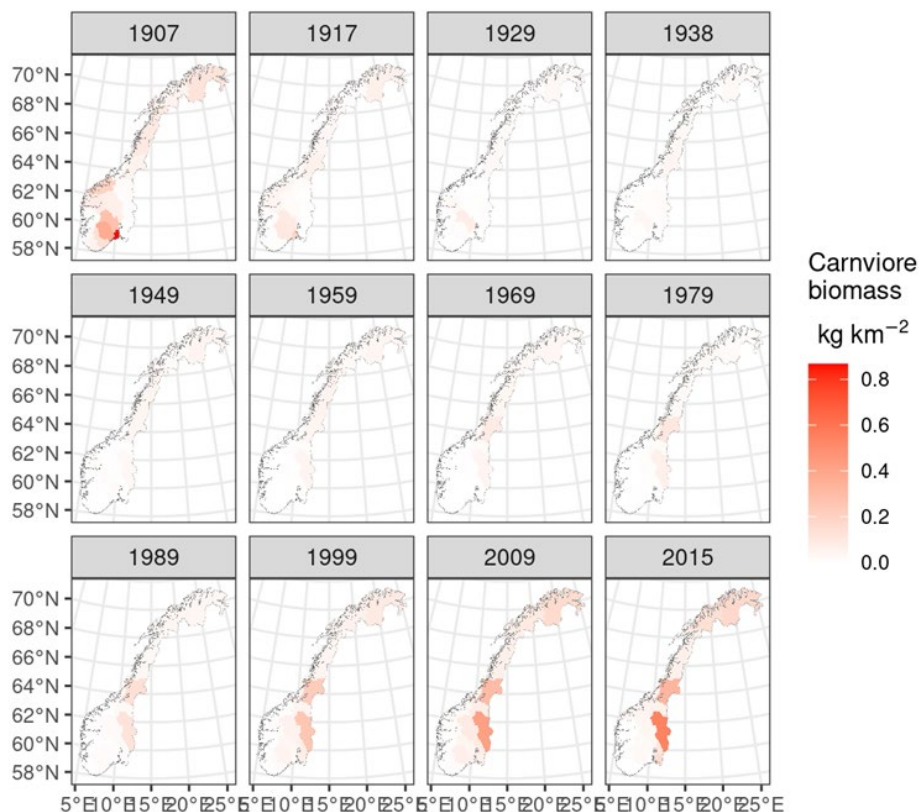
**Figur 12.** Relativ biomasse av store beitedyr (elg, rådyr, hjort, villrein; samt husdyr som storfe, sau, hest, geit og tamrein) sett i forhold til produksjonen av planter for landet samlet, dvs. uavhengig av økosystem. Jo mørkere blå, jo færre planteetere er til stede enn forventet. Jo brunere farge, jo høyere biomasse av store beitedyr og dermed et større potensial for overbeite.

### Difference from expected carnivore biomass



**Figur 13.** Relativ biomasse av store rovdyr (ulv, brunbjørn, gaupe og jerv) sett i forhold til biomasse av store beitedyr for landet som helhet, dvs. uavhengig av økosystem. Lave indikatorverdier indikerer færre rovdyr enn hva biomassen av beitedyr skulle tilsi. Indikatoren er også beregnet i intervaller på omtrent 10 år i perioden mellom 1907 og 2015.





**Figur 14.** Biomasse per kvadrat kilometer i hvert fylke av store rovdyr (ulv, brunbjørn, gaupe og jerv) fra 1907 til 2015.

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Metoden for beregning av indikatorverdiene er ferdig, men for indikatoren *Store beitedyr* kreves det bedre økosystemkart før indikatoren kan tas i bruk. Disse økosystemkartene brukes for å hente informasjon om NPP fra de rette arealene. Dagens versjon av denne indikatoren er derfor å regne som et *konseptbevis (proof-of-concept)*.

Den romlige oppløsningen på disse to indikatorene er kommunenivå og fylkesnivå for hhv. *Store beitedyr* og *Store rovdyr*. Dette er selvfølgelig en mye grovere oppløsning enn økosystemforekomstene. For at indikatorene skal reflektere de trofiske interaksjonene i de aktuelle økosystemene er man derfor avhengig av at tilordningen av arter til hovedøkosystem er riktig og mest mulig ikke-overlappende. Siden de fleste beitedyrene og rovdyrene lever i mer en ett hovedøkosystem og beveger seg mellom dem relativt ofte, er det derimot fare for at indikatorverdiene man estimerer på kommune- og fylkesnivå ikke gjenspeiler de trofiske interaksjonene i akkurat det økosystemet man er interessert i. Størrelsen på denne usikkerheten kan ikke kvantifiseres, men det er klart at den ikke er null og at man derfor må vurdere disse indikatorverdiene i lys av dette.

## 5.4 Konnektivitet

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Konnektivitet
Økosystemer:	Våtmark
Økologisk egenskap:	Landskapsøkologiske mønstre
Status for prosjektet:	Tilnærmet ferdig for våtmark. Gitt økosystemkart kan indikatoren beregnes for alle økosystemer Uavklarte grenseverdier

### Bakgrunn

Tap av naturlig habitat og endringer i landskapsmønstre er en sentral problemstilling innen biogeografi og bevaringsbiologi, og tap av konnektivitet (tilkobling eller forbindelser) mellom passende habitater påvirker både individer, populasjoner og samfunn gjennom ulike økosysteminteraksjoner. I landskapsøkologi er konnektivitet i store trekk i hvilken grad landskapet letter eller hindrer bevegelse mellom forekomster eller egnete habitater. Begrepet konnektivitet inkluderer både **strukturell konnektivitet** hvor det er de fysiske plasseringene av egnete og uegnete habitater og/eller forekomster som analyseres, og **funksjonell konnektivitet** hvor det er selve bevegelsen av individer mellom egnete og på tvers av uegnete habitater og forstyrrelseskonturer som studeres.

### Metode

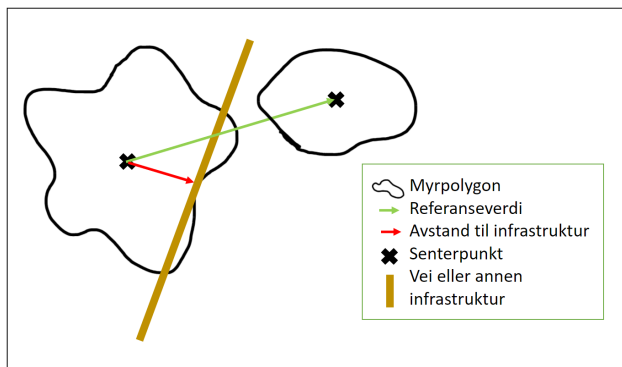
Vi har vurdert at det er for lite data tilgjengelig nå for å kunne beregne funksjonell konnektivitet på landsbasis i forbindelse med vurdering av økologisk tilstand da det for nesten alle arter er en bortimot total mangel på relevante data. Vi har derfor laget en indeks for strukturell konnektivitet basert på fysiske inngrep utregnet ved hjelp av en infrastrukturindeks (Erikstad et al. 2023) og et nytt myrkart over Norge (Bakkestuen et al. 2023).

Vi har beregnet infrastrukturindeksen for tre tidspunkter, 2002, 2012 og 2022, se **figur 16** for eksempel fra 2022. Infrastrukturindeksen er utregnet som frekvensen av nøkkelvariabler (i denne sammenheng ulike typer infrastruktur som medfører inngrep og fragmentering av arealer), målt i en sirkel med 500 m radius rundt hver piksel (fokuspunkt) og utregnet for hele landet. Indeksen måles på en enhetsløs skala fra verdi null (ingen infrastruktur i en radius av 500 m fra punktet) til 13,2 (fullstendig nedbygd). For eksempel vil en verdi 3 tilsvare minst ett hyttefelt, en ny vei, eller lignende. Videre har vi modellert myr for Nord-Norge basert på myrmodellen for Sør-Norge (Bakkestuen et al. 2023) og nye annoterte data for Nord-Norge utviklet i løpet av 2023 (<https://ee-vegar.projects.earthengine.app/view/wetland-map-norway>).

### Fastsetting av indikatorverdier og referanseverdi

Det er utarbeidet et myrkart som gir sterkt forbedret presisjon rundt forekomster av myr i hele landet (Bakkestuen et al. 2023). Dette myrkartet er benyttet for å beregne konnektivitet i myrlandskapet. Konnektivitetsindikatoren er beregnet ved å sammenligne tilstanden med infrastruktur (veier, bygninger, etc.) med en referansetilstand der infrastruktur ikke er til stede. Dette ble utført ved å måle graden av konnektivitet mellom myrpolYGONER i to separate scenarier: en der infrastrukturindeksen var ekskludert (referansetilstanden), og en der infrastrukturindeksen var inkludert (dagens tilstand). Denne sammenligningen gjør det mulig å kvantifisere endringen i konnektivitet som skyldes tilstedeværelsen av infrastruktur i landskapet.

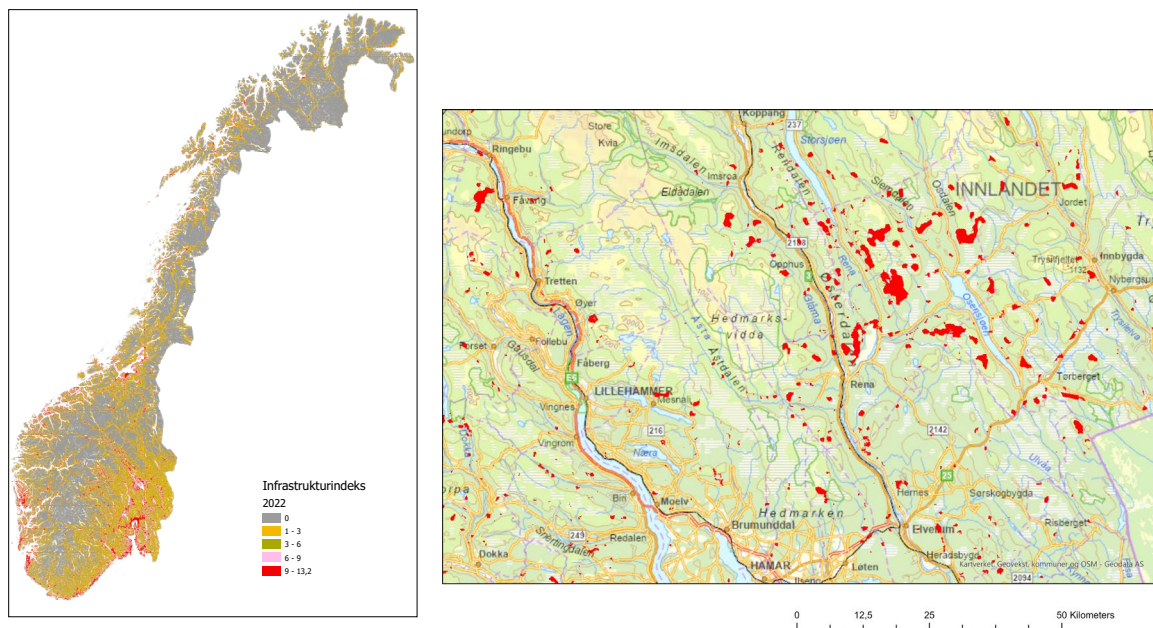
Indikatorverdien for *konnektivitet* beregnes som lengde på den grønne pila delt på lengden på den røde pila i **figur 15**. Den grønne pila representerer referanseverdien og er minimumsavstand mellom et myrpolYGON til nærmeste sentrum av et annet myrpolYGON. Den røde pila er minimumsavstand fra sentrum av hver myrpolYGON til nærmeste infrastruktur, der infrastruktur er definert som arealer med høyere verdi enn 3 på den enhetsløse infrastrukturindeksen.



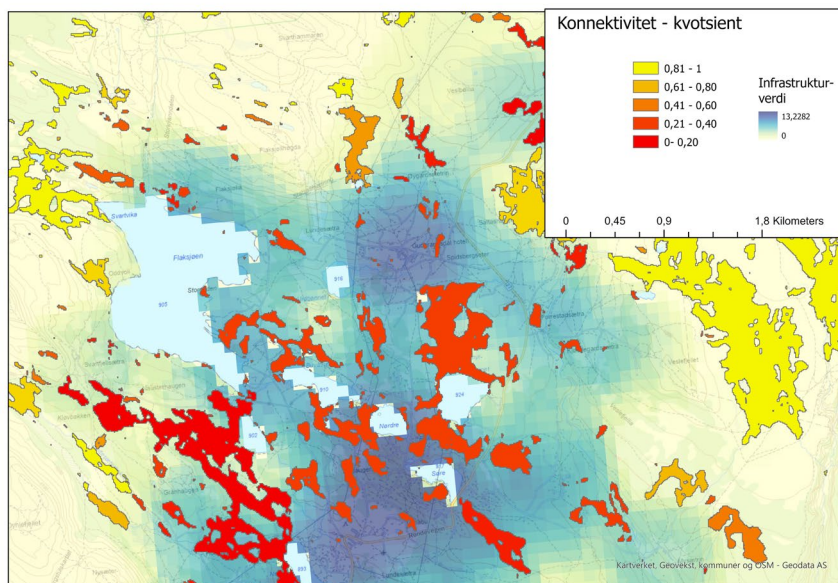
**Figur 15.** Konseptuell modell for beregning av konnektivitetsindikatoren. Det regnes ut to avstander, en fra senterpunktet i en myrforekomst til senterpunktet i nærmeste myrforekomst (grønn pil = grunnlag for referanseverdi), og en fra det samme senterpunktet til nærmeste infrastruktur (rød pil = område med infrastrukturindeksverdi over 3). Den skalerte indikatoren er kvotienten av lengden på den røde pila delt på lengden av den grønne.

## Resultater

Det er beregnet infrastrukturindeksverdier for hele landet for 2002, 2012 og 2022. **Figur 16** viser nasjonalt kart over infrastrukturindeksen i 2022, mens **figur 17** illustrerer myrer med ulik konnektivitet i et område.



**Figur 16.** Venstre: infrastrukturindeksen utregnet for 2022 (enhetløs indeks). Høyre: store endringer (> 3 infrastrukturindeksenheter) i indeksen (i rødt) siste 20 år fra et område i Innlandet.



**Figur 17.** Eksempel på konnektivitetsindikatoren i et myrområde på Venabygdsfjellet i Innlandet. Infrastrukturindeksen er lagt over som en blå skygge. Gul farge på myrpolygonene indikerer at våtmarkene er i eller nær referansetilstanden, dvs. de har god konnektivitet med omliggende våtmarker. Oransje og rød farge indikerer dårligere konnektivitet mellom myrene grunnet infrastruktur.

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Denne indikatoren kan oppdateres årlig ved å kalkulere infrastrukturindeksen, og eventuelt økosystemkartet, på nytt. Foreløpig er det kun åpen myr som har et godt nok økosystemkart til å kunne beregne indikatorverdier. Nye, presise økosystemkart er en forutsetning for at indikatoren skal tas i bruk også for semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa.

## 5.5 Fravær av inngrep langs vassdrag

### Nøkkelinformasjon

Indikator(er):	Fravær av inngrep langs vassdrag
Økosystemer:	Naturlig åpne områder under skoggrensa
Økologisk egenskap:	Landskapsøkologiske mønstre
Status for prosjektet:	Tilnærmet ferdig

#### Bakgrunn

Vassdragsnær natur i hovedøkosystemet *Naturlig åpne områder under skoggrensa* er i stor grad betinget av forstyrrelse fra oversvømmelse. Menneskelig aktivitet kan påvirke dette forstyrrelsesregimet gjennom eksempelvis flomregulerende tiltak eller kanalisering av elveleier.

#### Metode

Indikatoren *Fravær av inngrep langs vassdrag* (figur 18) er i utgangspunktet en påvirkningsvariabel som kan vurderes brukt som en tilstandsvariabel. Begrunnelsen for å inkludere indikatoren er mangelen på gode data på økologisk tilstand i vassdragsnær natur, og det er og en relativt tydelig årsakssammenheng mellom påvirkningen (infrastruktur) og tilstand. Indikatoren bygger på en utvidet infrastrukturindeks (se kap. 5.4). Utvidelsen benevnes «Infrastrukturindeks for elver og vannforekomster». Denne indeksen inkluderer også data som reflekterer inngrep og fragmentering av områder i og rundt vannforekomster, og det er lagt inn buffersoner rundt disse

ingrepene. Data som inngår spesifikt utover det som allerede inngår i infrastrukturindeksen, er vannføringsdata (Qnorm) fra elvenettverket (elvis) fra NVE.no, magasinregulering fra NVE.no og sikringstiltak fra NVE.no.

### Referanseverdi

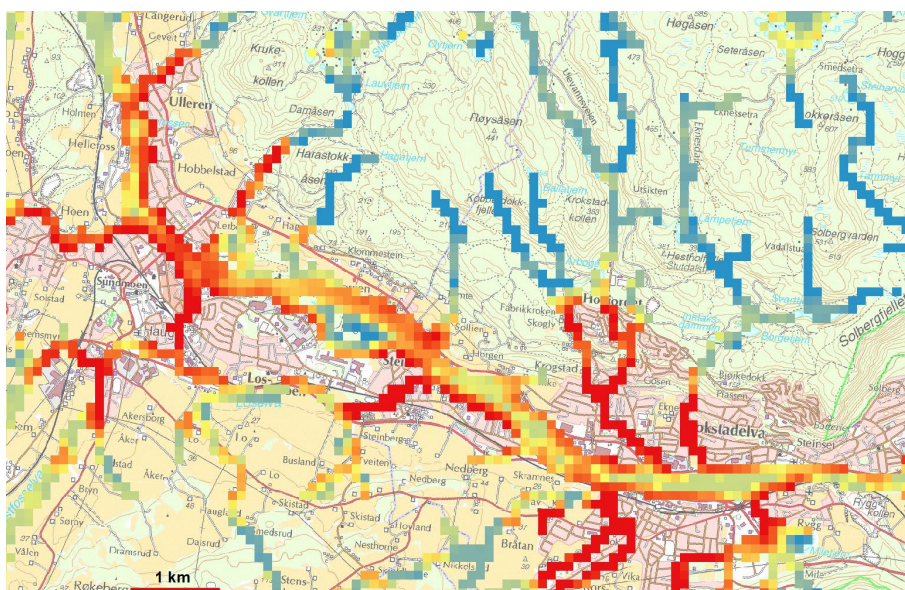
Indikatoren *fravær av inngrep langs vassdrag* er skalert slik at den har samme skala som andre tilstandsindikatorer, der verdi 1 representerer referansetilstanden (ingen inngrep), og verdien 0 en svært dårlig tilstand (høyest mulig infrastrukturindeksverdi). Selve infrastrukturindeksen er også beskrevet i Erikstad et al. (2023). Det er ikke foreslått en grenseverdi for god økologisk tilstand.

### Resultater

Indikatoren er beregnet for hele landet, men er her spesifikt rettet mot naturtypegruppa 'Vassdragsnære områder' i hovedøkosystemet *Naturlig åpne områder under skoggrensa* (se Evju et al. 2023), og er spesielt relevant for hovedtypen T18 åpen flomfastmark. Gitt at man får et heldekkende økosystemkart på NiN-hovedtypenivå (øverste prioritet for kunnskapsbehov) gjenstår det bare et mindre steg for å kunne aggregere tilstandsverdier til regioner.

### Diskusjon og utviklingsbehov

Det er ønskelig på sikt å bytte ut denne påvirkningsindikatoren med en tilstandsindikator, men på kort til middels sikt så vil denne indikatoren gi nyttig informasjon som vi ellers ikke ville hatt. Indikatoren krever ingen feltkartlegging siden indikatorverdiene kan tilskrives NiN hovedtypen T18 rent konseptuelt.



**Figur 18.** Infrastrukturindeks for elver og vannforekomster i området rundt Krokstadelva. Blått viser fravær av inngrep langs vassdraget (indikatorverdier rundt 1), der inngrep inkluderer både vassdragsutbygginger, reguleringer, andre inngrep som flomvern samt annen infrastruktur på land i nærmeste omkrets, inkludert jordbruk. Grønn farge viser noe inngrep, mens gul, oransje og rød farge indikerer tiltagende inngrep i vassdraget (indikatorverdier rundt 0).

Det er også laget en innsynsløsning for infrastrukturindeksen for elver og vannforekomster (<https://sats-metode-fjernmali.projects.earthengine.app/view/infrastrukturindeks-vassdrag>). Også her viser blått fravær av inngrep langs vassdraget og annen infrastruktur og jordbruk på land i nærmeste omkrets. Grønn farge viser noe inngrep, mens gul, oransje og rød farge indikerer tiltagende inngrep i vassdraget.

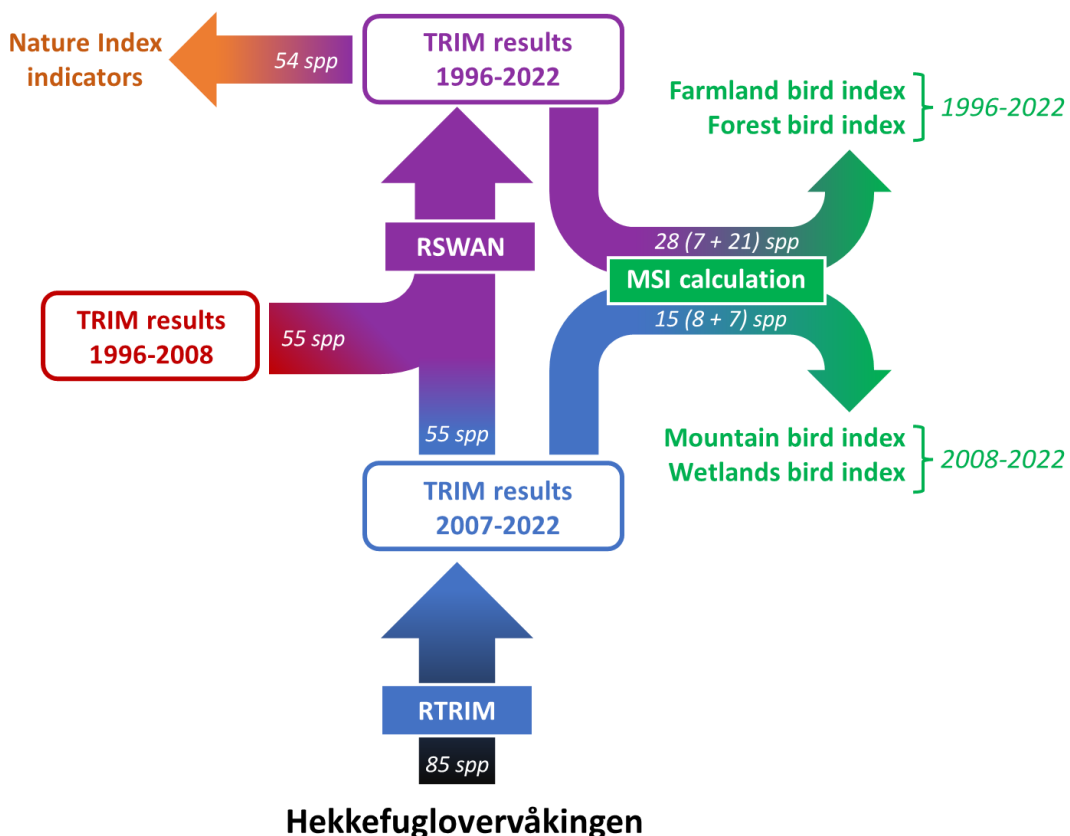
## 5.6 Hekkefugl i jordbrukslandskapet og i våtmark

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Hekkefugl i våtmark Hekkefugl i landbrukslandskapet
Økosystemer:	Våtmark Semi-naturlig mark
Økologisk egenskap:	Biologisk mangfold
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt er ferdig utviklet Mangler referanseverdier

### Bakgrunn

Formålet med prosjektet har vært å lage en felles arbeidsflyt for beregning av disse indikatorene som kan benyttes i økologisk tilstand, i naturindeks og til nasjonal og internasjonal rapportering.

I Norge har det siden 2006/2007 blitt samlet inn data om hekkende fugl gjennom prosjektet Norsk hekkefuglovervåking (tidligere kalt TOV-E, i det videre også kalt hekkefuglovervåkingen, Kålås et al. 2021). Hekkefuglovervåkingen tok over etter tidligere overvåkingsprogrammer som var i drift fra 1996 til og med 2008. Dataene som samles inn danner grunnlag for en rekke ulike rapporter på både nasjonalt og internasjonalt nivå. Dette inkluderer, for eksempel, nasjonal rapportering av utvikling av artsbestander (<https://hekkefuglovervakingen.nina.no/hekkefugl/>), nasjonal rapportering av tilstand til fuglebestander i ulike økosystemer (<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/arter/fugler/>), oppdatering av rødliste for arter etter IUCN-tilnærming (<https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/>), bidrag til Naturindeks for Norge (<https://www.naturindeks.no/>), og internasjonal rapportering av både trender i bestander til enkeltarter og flerartsindekser til f.eks. «Pan European Bird Monitoring Scheme» (PECBMS, <https://pecbms.info/>) og OECD. Koordinering og standardisering gjennom PECBMS har medført at arbeidsflyten mot flere ulike rapporteringsmål nå er samkjørt, og arbeidsflyt for å framstille hekkefuglindikatorer som kan inngå i fagsystemet for økologisk tilstand skal kunne kobles til samme oppsett. Forslaget er derfor å bruke samme flerartsindikatorer i fagsystemet for økologisk tilstand som rapporteres nasjonalt og internasjonalt («Farmland bird index», «Forest bird index», «Mountain bird index»), samt en tilsvarende indeks for hekkefugl i våtmark. Indekser skal framstilles gjennom samme arbeidsflyt som for de andre rapporteringsformålene, og en delvis automatisert felles arbeidsflyt er skissert i **figur 19**.



**Figur 19.** Skjema som viser oppsett til den nye, samkjørte arbeidsflyten for data fra hekkefuglovervåkingen. Arbeidsflytene RTRIM og RSWAN og deler av flerartsindikator-beregninger (MSI) kjøres ved bruk av standardiserte skriptet formidlet gjennom PECBMS.

#### Metode

Hekkefuglovervåkingen er et nasjonalt overvåkingsprogram og har i dag 492 ruter fordelt over hele landet. Hver rute har fra 12 til 20 tellepunkter der frivillige observatører rapporterer alle arter som observeres (sett eller hørt) over en 5-minutters periode etter en standardisert protokoll. I tillegg telles mer sjeldent forekommende arter mellom tellepunktene ved å benytte linjetaksring (mer informasjon i <https://hekkefuglovervakingen.nina.no/Fugl/public/papirskjema/MetodehefteNor.pdf>). Målet er å skaffe godkjente data på minst 80 % av rutene hvert år.

Dataene som samles inn legges inn i databasen til hekkefuglovervåkingen (<https://hekkefuglovervakingen.nina.no/Fugl/Default.aspx>) og blir kvalitetssikret av NINA. Deretter er de klare for å inngå i arbeidsflyten (**figur 19**). Først beregnes det årlige bestandsindekser for totalt 85 arter gjennom en standardisert arbeidsflyt levert av PECBMS. Arbeidsflyten bruker TRIM-metoden («TRends and Indices for Monitoring data», Bogaart et al. 2020, mer info på <https://pecbms.info/methods/software/trim/>). Resultater fra TRIM-arbeidsflyten er grunnlaget for alle videre beregninger. TRIM-arbeidsflyten har også blitt kjørt på dataene fra de tidligere overvåkingsprogrammene, og TRIM-resultater for årene 1996 til og med 2008 for 55 arter kan kombineres med tilsvarende beregninger fra norsk hekkefuglovervåking ved bruk av RSWAN-rutinen til PECBMS. Dette gir lengre tidsserier av bestandsindekser for rundt 65 % av artene, noe som tillater beregning av flerartsindekser – iallfall for en del økosystemer – over en lengre tidsperiode.

Artsutvalget for hekkefuglindeks for jordbrukslandskapet, skog, og fjell er allerede foretatt og etablert da disse indeksene rapporteres årlig (**tabell 3**, Husby og Kålås 2011, Husby et al. 2021). For å framstille en tilsvarende indeks for våtmark tok vi utgangspunkt i utredningen til Husby og Kålås (2011) og valgte ut 7 indikatorarter (**tabell 3**).

**Tabell 3.** Sammenstilling av arter som inngår i hekkefuglindekser for de ulike terrestriske økosystemene. Listene tar utgangspunktet i utredningen fra Husby og Kålås (2011).

Jordbrukslandskapet <sup>1</sup>	Skog	Fjell	Våtmark
Vipe	<i>Svartspett</i> <sup>2</sup>	Lirype	Småspove
Storspove	Flaggspett	Fjellrype	Rødstilk
Sanglerke	Nøtteskrike	Heilo	Gluttsnipe
Låvesvale	Svartmeis	Blåstrupe	Grønnstilk
Linerle	Toppmeis	Steinskvett	Enkeltbekkasin
Stær	Granmeis	Ringtrost	Gulerle
Gulspurv	<i>Trekryper</i> <sup>2</sup>	Heiplierke	Sivspurv
	Rødstrupe	Lappspurv	
	Rødstjert		
	Svarttrost		
	Rødvingetrost		
	Måltrost		
	<i>Duetrost</i> <sup>2</sup>		
	Gulsanger		
	Munk		
	Hagesanger		
	Løvsanger		
	Gransanger		
	Fuglekonge		
	Gråfluesnapper		
	Jernspurv		
	Trepiplerke		
	Dompap		
	Bokfink		

<sup>1</sup> Arter som inngår i indikatoren «hekkefugl i jordbrukslandskapet». Her inngår også fugler som er karakteristiske for semi-naturlig mark/eng.

<sup>2</sup> Arter som er foreslått som del av indeks, men som droppes, da de ikke har tilstrekkelig data for perioden 1996–2007. Nye arter kan, om formålstjenlig, inkluderes i fugleindekser etter hvert som datagrunnlaget forbedres.

Trane var en foreslått art for våtmark (Husby og Kålås 2011), men utelates fordi den har hatt en sterk bestandsvekst som skyldes menneskelige påvirkninger som ikke er relatert til hekkeområdene. Fossekall og strandsnipe ble vurdert da de inngår i Naturindeks for våtmark, men ble til slutt ikke tatt med da de hekker i nærheten av elver og bekker og derfor ikke er like avhengige av våtmark som hekkeområde.

Flerartsindekser beregnes som gjennomsnitt av bestandsindekser til arter etter PECBMS sin foreslåtte MSI-metode (<https://www.cbs.nl/en-gb/society/nature-and-environment/indices-and-trends--trim--/msi-tool>) som er basert på algoritmen til Soldaat et al. (2017). I Norge kan flerartsindekser beregnes fra 1996 for økosystemene semi-naturlig mark og skog. Indeksen for fugl i fjell kan bare beregnes fra 2008, da det ikke er tilstrekkelig med data før dette. Sistnevnte gjelder også indeksen for våtmark per nå, men vi påpeker at det burde undersøkes nærmere hvorvidt datagrunnlaget for de relevante artene i de gamle overvåkingsprogrammene kan være tilstrekkelig for indikatorberegning i perioden 1996-2006.

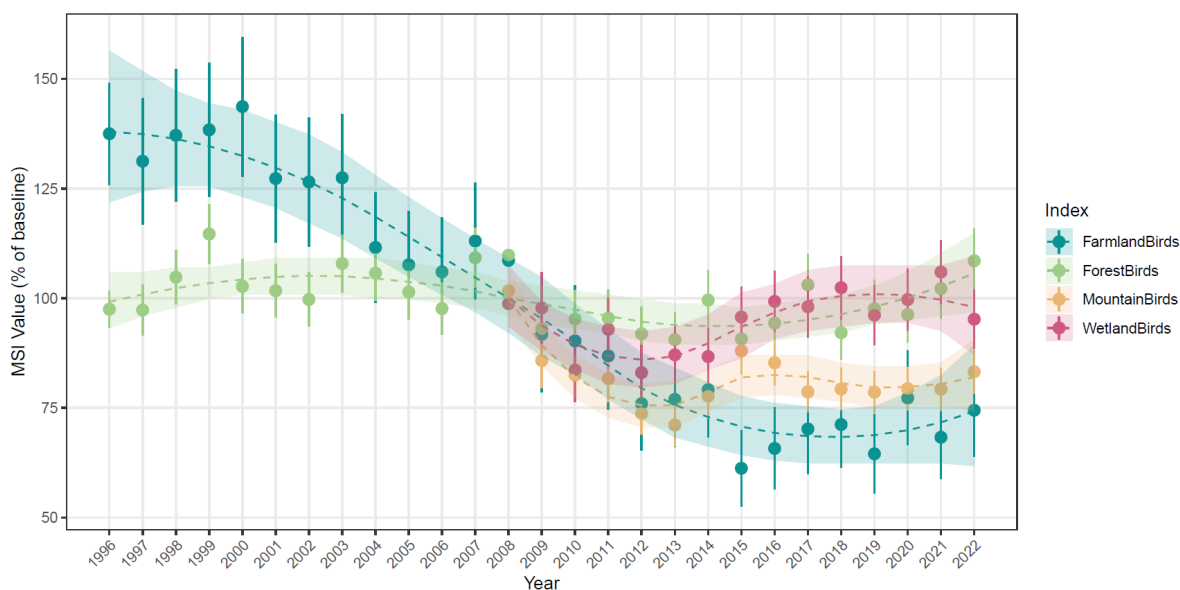


### Referanseverdier

Indeksverdier er definert som prosent av bestand sett opp imot et referanseår som kan velges fritt i arbeidsflyten (så lenge den er innenfor perioden med overvåkingsdata). I rapporteringen til både Norge og EU brukes det første året med tilstrekkelig data som referanseår, dvs. 1996 eller 2008 avhengig av økosystem. Sentreringen av dataserien rundt et referanseår bør ikke ses på som en skalering slik vi tenker det i IBECA, da en slik referanseverdi er ikke i tråd med retningslinjene i Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). En annen utfordring er å definere hvilken verdi (mellom 0 og 100 % av referansebestand) som tilsvarer «god økologisk tilstand». En mulig tilnærming er å se på grenseverdier som brukes i andre rammeverk.

### Resultater

**Figur 20** viser beregnede indeksverdier for alle fire økosystemer.



**Figur 20.** Hekkefuglindexer for økosystemene semi-naturlig mark (= «farmland», blå), skog (= «forest», grønn), fjell (= «mountain», gul), og våtmark (= «wetlands», rød). Indeksverdier gis som prosent av referansebestand, hvor referansen her er satt til 2008. Punktene er gjennomsnittsestimater for årlige indeksverdier, og usikkerheten er vist gjennom de vertikale linjene gjennom punkter (gjennomsnitt  $\pm$  standardavvik). Den stiplede linjen viser gjennomsnittsestimater etter «smoothing», og den halv-transparente flaten markerer usikkerheten rundt «smoothing»-modellen. Indeks for semi-naturlig mark og skog kan beregnes fra og med 1996, mens indeks for fjell og våtmark er tilgjengelig fra og med 2008.

### Diskusjon og utviklingsbehov

Det beregnes flerartsindekser for hekkefugl per nå bare på nasjonalt nivå. Det er imidlertid mulig at datagrunnlaget for en del arter er tilstrekkelig for å beregne bestandsindekser med noe høyere romlig oppløsning, f.eks. for Sør-Norge og Nord-Norge separat, men det vil uansett ikke være mulig å vurdere hver av de fem regionene enkeltvis.

De to hekkefuglindexene som beskrives her, finnes i dag ikke som skalerte indikatorer i Naturindeksen. Derimot finnes mange av enkeltartene i Naturindeks som egne skalerte indikatorer med referanseverdier. En alternativ tilnærming til det som beskrives over vil være å aggregere disse enkeltartsindikatorerne i et *NI-produkt* (se kapittel om Naturindeksprodukter) for å få en skalert indikator som kan benyttes i IBECA-metoden. Vi anbefaler å gjøre dette, men at man da velger å kalle slike indikatorer noe annet enn *Hekkefugl i våtmark/jordbrukslandskapet*, siden det kan føre til forvirring når de to metodene gir ulikt resultat selv om de baserer seg på de samme dataene. I løpet av 2024/2025 vil arbeidsflyten som beskrives i dette kapittelet benyttes også for

å beregne enkeltartsindikatorerne i Naturindeksen. Om man da i tillegg velger å fjerne arealvektingen under aggregeringen av NI-produktet så vil resultatet fra de to tilnærmingene trolig bli ganske like. Hvis dette gjennomføres, kan indikatorene for hekkefugl også brukes av IBECA-metoden.

## 5.7 Fravær av fremmede planter

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Fravær av fremmede planter
Økosystemer:	Alle
Økologisk egenskap:	Biologisk mangfold
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt tilnærmet ferdig utviklet Indikator ferdig gitt økosystemkart, men noe datamangel

### Bakgrunn

Fremmede arter er en av de største truslene mot biologisk mangfold i verden, blant annet fordi de sprer seg og tar over plassen og rollene til stedegne arter. Dette er med på å redusere de unike egenskapene og kvalitetene til økosystemene. Fremmede arter kan i noen tilfeller bli svært dominante, grunnet bl.a. mangel på regulerende mekanismer. Dette kan føre til at stedegne arter blir utkonkurrert, blir sjeldne og dør ut, eller i det minste at de mister sin tidligere funksjonelle rolle i naturen.

### Metode

Denne indikatoren baserer seg på data fra naturtypekartleggingen etter Miljødirektoratets instruks, og NiN-variabelen 7FA, *Fremmedartsinnslag*. Variabelen måler «andel av artssammensetningen i en naturtypefigur som utgjøres av fremmede arter» (Halvorsen og Bratli 2019) og muliggjør registreringer av andre artsgrupper enn planter, men dette er unntaket heller enn regelen. Disse dataene er ikke arealrepresentative og derfor gjennomføres det en stratifisert aggregering av tilstandsverdier basert på kommunegrenser og arealer med ulike nivåer av menneskelig inngrep (en kategorisk versjon av Infrastrukturindeksen for Norge, se kapitlet om konektivitet). Dette betyr at indikatorverdiene beregnes for hvert stratum for seg selv. Dataene viser at mengden og frekvensen av fremmedarter øker langs denne gradienten av menneskeskapt infrastruktur (**figur 21**). I tillegg suppleres dataene fra naturtypekartleggingen med data fra ANO. GRUK-data som ligger inne i naturtypedatasetter er også inkludert, og mer av dette datasettet kan inkluderes i fremtiden, gitt at mer av dataene blir gjort stabilt tilgjengelig. Indikatorverdier er et arealvæktet gjennomsnitt av minst 20 feltregistreringer innenfor hver kombinasjon av infrastrukturindeksen og region. Usikkerheten rundt indikatorverdiene er definert som den romlige variasjonen i 7FA variabelen innenfor det gitte området.

### Referanseverdier

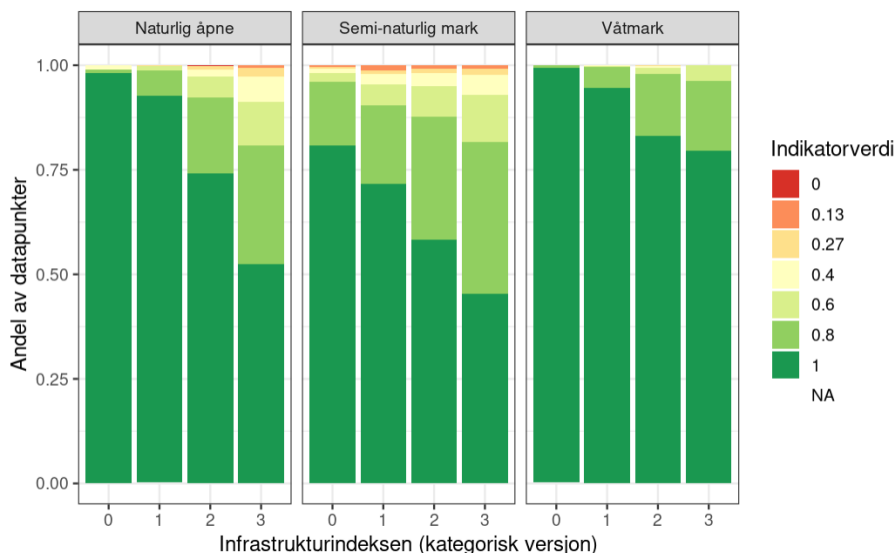
Referanseverdien for denne indikatoren er 100 % fravær av fremmede planter, noe som er gitt allerede ved definisjonen av referansetilstanden i økologisk tilstand som et økosystem uten betydelig menneskelig inngrep. Merk at det opereres med en definisjon av fremmede arter som ekskluderer fremmede arter som var etablert før år 1800. Dette betyr blant annet at noen velkjente fremmedarter, som europalerk *Larix decidua* og edelgran *Abies alba*, per definisjon ikke regnes som fremmede arter i denne indikatoren da de var etablert i Norge før år 1800.

Som grenseverdi for god økologisk tilstand er det brukt nivå tre på den kategoriske måleskalaen for NiN-tilstandsvariabelen, definert som *nokså svak effekt*. Nokså svak effekt av fremmede arter er definert ved at artssammensetningen inneholder *flere enn to fremmede arter og/eller minst en dominerende fremmedart, men ulikheten med nulltrinnet* (dvs. referanseverdiens)

karakteristiske artssammensetning er mye mindre ( $<1/7$ ) enn ulikheten med ekstremtrinnet (dvs. gjennomgripende effekt) (Halvorsen og Bratli 2019). Valget av grenseverdi er en ekspertvurdering.

### Resultater

Indikatorverdier er beregnet for hvert økosystem og kan aggregeres for å gi regionale estimater når det foreligger økosystemkart. Økosystemkart er nødvendig for å beregne det relative arealet for hovedøkosystemet i hvert stratum slik at man kan gjennomføre en arealvektet aggregering.



**Figur 21.** Figuren viser fordelingen av skalerte verdier for indikatoren «fravær av fremmede planter» langs en 4-trinns gradient av menneskelig forstyrrelse i form av økende frekvens av tekniske inngrep. Jo høyere verdi av infrastrukturindeksen, jo mer infrastruktur. Ettersom lave indikatorverdier blir mer vanlig når menneskelig inngrep øker, anser vi det som fornuftig å stratifisere aggregeringen av tilstandsindikatoren til hvert av de fire trinnene langs denne gradienten.

### Diskusjon og utviklingsbehov

Indikatoren representerer et forsøk på å ta i bruk et datasett som i utgangspunktet ikke er arealrepresentativt. For i det hele tatt å kunne begrunne å ekstrapolere indikatorverdier fra dette datasettet har vi valgt å sette noen regler for stratifisert aggregering der vi krever minst 20 datapunkter for hver arealkategori. Dette resulterer i en indikator som krever forholdsvis mye data, hvor svært store arealer ikke tilegnes noen indikatorverdi per i dag grunnet datamangel. Med gjeldende løsning kan dette kun rettes gjennom å skaffe mer data og/eller å sette lengre tidsintervaller mellom hver indikatorutregning. I tillegg ville det redusert mye av støyen i dataene om NiN-variabelen 7FA ble registrert som en kontinuerlig variabel og ikke de grove kategoriene slik som i dag.

Indikatoren baserer seg på et datasett som, med unntak av ANO, ikke har gjentak. Dette trenger ikke være et hinder for å kunne oppdatere indikatoren, noe vi forventer å kunne gjøre med 3-5 års mellomrom. Dette er under forutsetning av at kriteriene for hvilke områder som kartlegges, ikke endrer seg markant og systematisk over tid, slik at data fra ulike tidsperioder blir sammenlignbare. Med bedre dekning av de tre hovedøkosystemene i ANO eller gjennom annen arealrepresentativ overvåking (se kap. 8.1 om kunnskapsbehov) vil disse datasettene også bidra til arealrepresentative estimater av indikatoren, også uten et økosystemkart, og uten at man behøver å gjøre denne stratifiserte aggregeringen basert på fire nivå av menneskelige inngrep.

Beregningsmetodene utviklet for denne indikatoren, er de samme som for *slitasje*indikatoren, og de kan i fremtiden også benyttes for flere indikatorer, eksempelvis *areal uten vedplanter* og, gitt noen forutsetninger (se **Tabell 6**), *Andel lynghei med minst to faser i kystlynghei*.

## 5.8 Naturindeksprodukter (NI-produkter)

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Avklares av faggruppe for tilstandsvurderingene Datagrunnlag for ulike «temaindekser» for økologisk tilstand kan hentes fra naturindeksbasen
Økosystemer:	Semi-naturlig mark Våtmark
Økologisk egenskap:	Biologisk mangfold (hovedsakelig), men enkeltindikatorer eller grupper av indikatorer kan velges for å representere andre egenskaper
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt og kjøreregler ferdig utviklet

### Bakgrunn

Formålet med prosjektet er å utvikle en dokumentert arbeidsflyt, og en praksis eller ett sett med kjøreregler, for å beregne indikatorer for økologisk tilstand basert på indikatorer i Naturindeksdatabasen.

Naturindeks for Norge (NI) er en indeks som skal gjenspeile biologisk mangfold i form av tilstand til bestander av en rekke ulike arter av dyr, planter, og sopp. Den har blitt satt opp og beregnet for første gang i 2010 og har siden blitt oppdatert i 2011, 2012, 2013, 2014, og 2019. Den eies og presenteres av Miljødirektoratet, og dens siste oppdatering, samt mye informasjon rundt den, finnes på dens nettside: <https://www.naturindeks.no/>

NI er en sammensatt indeks som beregnes fra en rekke indikatorer som hovedsakelig gjenspeiler forekomst og bestandstilstand til en eller flere arter. Indikatorverdier ligger mellom 0 (= ikke tilstede/utryddet) og 1 (= bestandstilstand i samsvar med det som forventes i et intakt økosystem med minimal menneskelig påvirkning). Under aggregering av indikatorer blir de vektet med hensyn til tre nivå: trofisk gruppe, arealdekning, og nøkkelfunksjon. Metoden er godt etablert og beskrevet i detalj i NINA rapportene 347, 425, 797, 1130, og 1886, samt en del internasjonale publikasjoner (se [her](#)), og beskrives ikke nærmere her.

Data som brukes for beregning av NI, er en blanding av overvåkingsdata, modellerte data og ekspertvurderinger og ligger i Naturindeks databasen: <https://naturindeks.nina.no/>. I databasen ligger data for en rekke enkeltindikatorer for ulike arealer og år. Arealer og år som har verdier, varierer blant enkeltindikatorer, men de fleste har data for årene 2000, 2010, 2014, og 2019. Det ligger også en del data for 1990, men bare for en liten del av indikatorene. Nye data kommer til å bli lagt inn i 2024, og det jobbes for tiden med å utvide databasen for slik at det også kan registreres data for år mellom de offisielle oppdateringsårene for NI.

I arbeidet med å vurdere økologisk tilstand er det ikke alltid ønskelig å bruke naturindeksverdien for Norge direkte. Dette har bl.a. sammenheng med at man kanskje ikke ønsker at samme data/NI-indikatorer skal bli benyttet flere ganger i samme tilstandsvurdering. Se lenger ned i teksten for ytterligere omtale. Vi refererer da heller til *Naturindeks-produkter* der man kan velge indikatorer for økologisk tilstand ut ifra datasettene som finnes i naturindeksdatabasen. Man kan også justere eventuell vektning av datasettene for NI-indikatorene og hvordan man håndterer datahull i tidsseriene.

### Metode

Arbeidsflyten er kodet i programmeringsspråket R og er dokumentert i dokumentasjonsboka og i en ny R-pakke som heter Niflex (Nater 2023). Kjørereglene er utarbeidet i en serie arbeidsmøter mellom Nater, Kolstad og Nybø.

### Referanseverdier

NI og NI-produkter beregnes etter indeksmetoden, og indikatorene er derfor allerede skalerte. Dette betyr at verdier ligger mellom 0 og 1, og at referanseverdi er 1. Det har aldri blitt fastsatt en grenseverdi for NI, og det å gjøre det på en «kunnskapsbasert» måte er ikke lett da indikatoren «NI-produkt» allerede er en svært aggregert og skalert variabel. Vi anbefaler derfor å bruke standardverdien 0,6 som grenseverdi, men bemerker at dette ikke er et faglig godt begrunnet valg.

### Resultater

Under følger våre anbefalinger til faste kjøreregler ved beregning av NI-produkter for økologisk tilstand.

Som hovedregel skal NI-produkter som inngår i fagsystemet, så langt som mulig følge definisjonen av NI som en indikator for tilstanden til bestander av arter. Dette betyr at indikatorene som inngår i relevante NI-produkter, skal være indikatorer for bestandsutvikling av enkeltarter eller artsgrupper og at indikatorer som derimot beskriver areal og/eller forekomst av habitater skal droppes. Ekspertvurderte indikatorer vurderes også som mindre relevante. For våtmark omfatter dette f.eks. indikatorene *atlantisk høgmyr areal* og *palsmyr areal*; for åpent lavland de ekspertvurderte indikatorene *tilstand kystlynghei* og *tilstand gras- og urterik mark*; for skog de funksjonelle habitatindikatorerne fra landskogstakseringen (*død ved*, *eldre lauvseksjon*, *trær med hengelav*); osv. Avhengig av hvordan man definerer hvilke enkeltindikatorer som velges til å inngå i et NI-produkt, kan man avgjøre hvilke økologiske egenskaper disse nye tilstandsvariablene representerer. De fleste av NI-produktene vil representere egenskapen *biologisk mangfold*, men også andre egenskaper kan være aktuelle for eksempel *smågnagere* i fjell som representerer *funksjonelt viktige arter* og *biofysiske strukturer*.

Så finnes det en god del dataserier som kan inngå i både NI og som egen indikator i fagsystemet for økologisk tilstand, f.eks. hekkefugl, ulv, smågnagere osv. Hvis de samme dataseriene inngår i flere indikatorer for økologisk tilstand i samme økosystem (for eksempel som del av et NI-produkt og som egen indikator), er det problematisk av flere grunner. For det første er konsekvensen at disse dataseriene får høyere vekt, og derfor innflytelse, i beregningen av økologisk tilstand. Dette kan samtidig også føre til en underestimert usikkerhet i indeksverdiene. Videre er det også en risiko for høy korrelasjon mellom en indikator som har relativt høy vekt i naturindeks og som samtidig inngår som egen indikator i fagsystemet. Dette vil videre kunne ha uønskete konsekvenser ved aggregering iht. IBECA-metoden. Til slutt er det også noe risiko forbundet med å ha flere arbeidsflyt/analyse-kanaler for samme data og mot samme rammeverk: sjansen for feil i arbeidsflyten er større, arbeidsomfanget ved oppretting av feil er større, og det kan være vanskeligere å forklare – og forsvare – tilnærminger. Vi påpeker her at disse risikoene kan unngås ved å ha felles arbeidsflyt for samme data mot ulike rammeverk/rapporteringer. Av disse grunnene anser vi det som mest ryddig at de samme datasettene for bestander av arter eller artsgrupper inngår enten i NI-produktet eller som egne indikatorer i fagsystemet for økologisk tilstand, dvs. at indikatorer som inngår i fagsystemet direkte, skal droppes fra naturindeksprodukter som inngår samtidig.

Den siste gruppa indikatorer fra NI databasen som bør diskuteres, er ekspertvurderte indikatorer. NI inneholder flere indikatorer som baseres på ekspertvurderinger, og ikke direkte på arealrepresentativ overvåking, fullstendig bestandsovervåking som f.eks. for rovvilt, eller modellerte data. For ekspertvurderte indikatorer baseres de angitte indikatorverdiene på eksisterende data, f.eks. ikke arealrepresentativ overvåking, publisert litteratur og annen feltinformasjon. Ekspertene som benyttes i naturindeksen er forskere som har hatt fokus på arten(e) i sin forskning. Ekspertenes

vurdering er derfor subjektiv sett i forhold til om man hadde hatt pågående overvåking som kan benyttes til å vurdere bestander eller bestandstetthet. Det er imidlertid et formål at indikatorer benyttet i fagsystemet for økologisk tilstand skal baseres minst mulig på ekspertvurderinger og mer på felldata, modeller og fjernmåling. Vi har ikke gjennomført en grundig diskusjon om bestandstall eller indikatorer som er basert på ekspertvurderinger bør unngås som indikatorer for vurdering av økologisk tilstand. Vi ønsker å påpeke at det kan trenge en diskusjon om hvorvidt ekspertvurderte indikatorer skal utelates fra NI-produkter som benyttes i fagsystemet for økologisk tilstand. En mulig tilnærming kunne f.eks. være at man setter en grenseverdi for prosentandel indikatorer i et NI produkt som kan være basert på ekspertvurderinger.

Når det gjelder vekting, så gjøres dette på tre nivå i naturindeksen: areal, trofisk gruppe, og nøkkelindikatorer. Areal- og trofisk vekting har som formål å jevne ut ulikheter i romlig og taksonomisk dekning av indikatordata, mens høyere vekting av nøkkelindikatorer skal øke innflytelsen til indikatorer som antas å representere funksjonelt viktige arter eller habitater/substrater. Arealvekting er avgjørende, og dette skal alltid gjøres ved framstilling av NI-produkter. Behov for trofisk vekting avhenger av hvilke NI-indikatorer som inkluderes i et NI-produkt. NI-produkter som inneholder en blanding av indikatorer fra ulike trofiske/funksjonelle grupper kan ha behov for trofisk vekting, mens trofisk vekting ikke er nødvendig når NI-produktet stort sett inneholder indikatorer fra samme trofiske/funksjonelle gruppe.

Vi ønsker også å unngå å tildele ekstra vekt til nøkkelindikatorer når man beregner NI-produkter for fagsystemet for økologisk tilstand. Årsaken til dette er først og fremst at mange av nøkkelindikatorerne i NI faller enten i kategorien *tilstands- eller habitatindikatorer* eller er indikatorer som inngår i fagsystemer som egne indikatorer. Når disse ikke skal brukes i NI-produkter for fagsystemet, så står man igjen med enten ingen eller bare et fåtall nøkkelindikatorer. For økosystemene våtmark og åpent lavland er alle nøkkelindikatorer tilstands- eller habitatindikatorer. For økosystemene fjell og skog er det mye overlapp mellom indikatorene, og hvis indikatorene ikke skal brukes to ganger og habitatindikatorer fjernes, så blir det bare én nøkkelindikator i hvert økosystem igjen (*vier alpint belte* for fjell og *smågnagere* for skog). Vi anser det ikke som hensiktsmessig å tildele halvparten av vekten i et NI-produkt til en eneste indikator.

Den siste tilpasningen av NI-produkter for økologisk tilstand handler om håndtering av hull i datagrunnlaget. Naturindeks for Norge har alltid hatt et tidsserie-perspektiv, dvs. fokus ligger på endringer i indeksen over tid. For å kunne sammenligne NI for ulike år er man nødt til å fylle inn hull (imputere) i datagrunnlaget for å sikre at indikatorsettet er det samme hvert år. Imputering av manglende verdier gjøres med en enkel modell som bruker korrelasjoner mellom indikatorer innenfor og mellom årene. Dette er en praktisk løsning som fungerer godt nok når man har mange indikatorer og datahull som ikke er for systematiske (dvs. som er tilfeldig fordelt mellom år). Det har imidlertid ikke blitt testet ut hvor godt denne tilnærmingen til imputering fungerer når man har mindre indikatorsett, noe som kan være tilfellet for NI-produkter. Den mest robuste og ryddigste tilnærmingen er derfor å ikke imputere manglende verdier og istedenfor basere NI-produkter på indikatorer uten datahull i den relevante perioden.

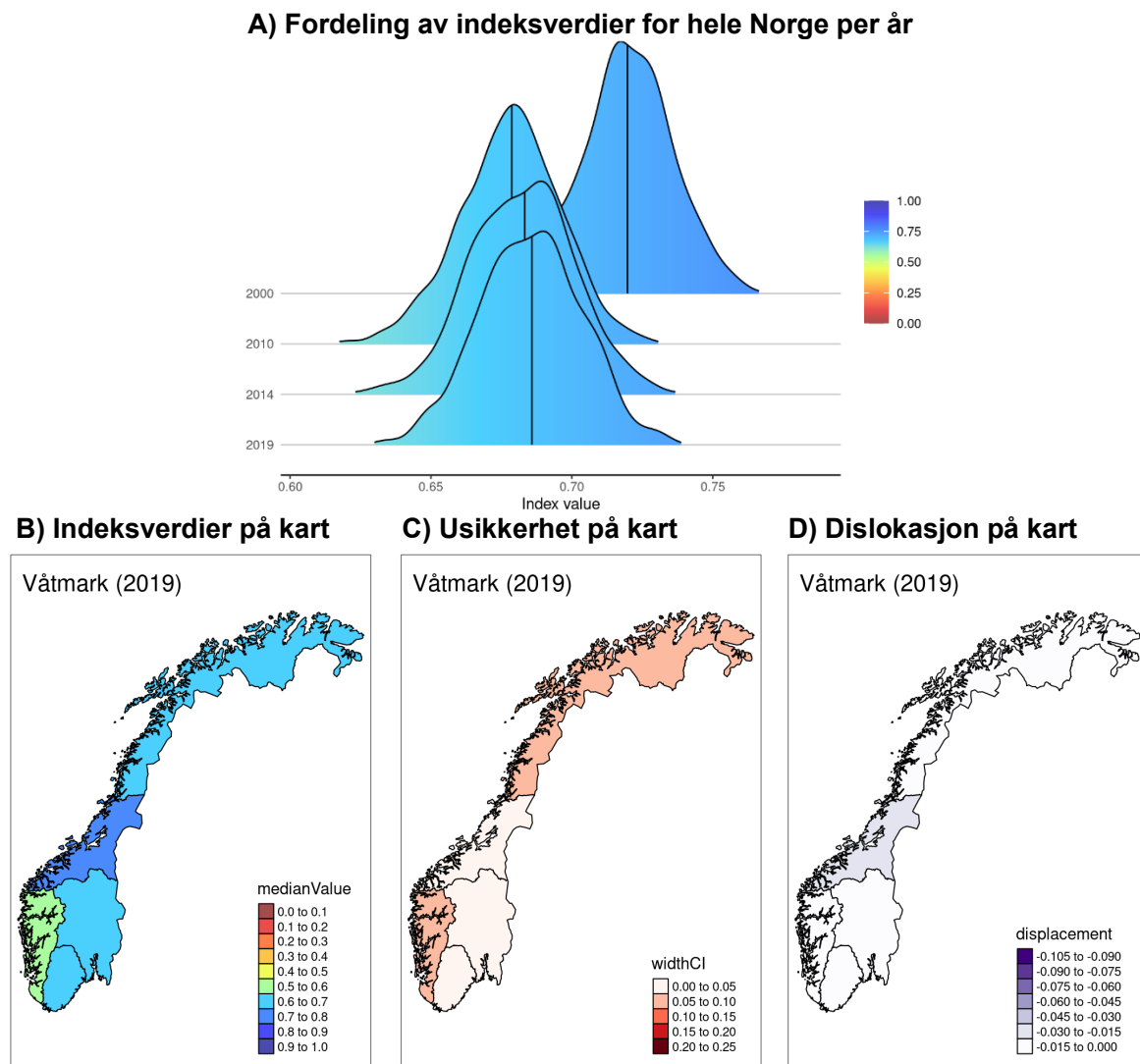
Vi har satt opp en automatisert arbeidsflyt for å beregne skreddersydde NI-produkter til indikatorer for økologisk tilstand. Arbeidsflyten bygger på de originale NI-indikatorerne for de ulike økosystemene, etablerte temaindekser, og fleksible NI-produkter til ulike formål, inkludert fagsystemet for økologisk tilstand. Både i dokumentasjonsboka og her viser vi arbeidsflyten med et eksempel på et NI-produkt som tilsvarer NI for våtmark minus indikatorene *atlantisk høgmyr areal* og *palsmyr areal*, og som bruker areal- og trofisk vekting, men ikke vekting av nøkkelindikatorer og der man ikke fyller inn hull i datasettet for manglende verdier. **Tabell 4** gir et eksempel og oversikt over indikatorer som er en del av NI for våtmark og som derfor kan være relevante som indikatorer for økologisk tilstand. Indikatorene *atlantisk høgmyr areal* og *palsmyr areal* er tatt ut da disse er areal-baserte habitatindikatorer (jf. begrunnelse nevnt over).

**Tabell 4.** Indikatorene i Naturindeksen som kan være relevante for beregning av et naturindeksprodukt for fagsystemet for økologisk tilstand i våtmark.

Indikator	Trofisk nivå	Datagrunnlag
Dobbeltbekkasin	Mellompredator	Beregning fra / modellering av data fra hekkefuglovervåkingen samt noe ekspertvurdering
Enkeltbekkasin		
Gluttsnipe		
Grønnstilk		
Gulerle		
Myrsnipe		
Rødstilk		
Sivsanger		
Sivspurv		
Småspove		
Trane		
Brunmyrak	Primærprodusent	Modellering av karplante-forekomst basert på GBIF data.
Dikesoldogg		
Engmarihand		
Hvitmyrak		
Myrtelg		
Sennegrass		
Smalsoldogg		
Sveltstarr		
Villrein	Plantespiser	Integrert modellering av ulike typer overvåkingsdata
Tamrein		Offentlige tidsserier for antall tamrein på kommunenivå
Fjellgittermose <sup>1</sup>	Primærprodusent	Ekspertvurdering
Kystorvmose <sup>1</sup>		
Stakesvanemose <sup>1</sup>		
Mosesumpløper <sup>1</sup>	Mellompredator	Ekspertvurdering

<sup>1</sup> Forventes tatt ut fra og med NI 2025 grunnet kunnskapsmangel

En visualisering av dette NI-produktet der alle artene i **tabell 4** inngår, er presentert i **figur 22**. Dette er et eksempel på hvordan NI-produkter kan framstilles, og viser at både indikatorverdier, usikkerhet og dislokasjon kan presenteres for alle NI-produkter. Ni-produkter som vi anbefaler vurderes for de ulike hovedøkosystemene er vist i **tabell 5**.



**Figur 22.** Visualisering av beregnede verdier for et NI-produkt til fagsystemet for økologisk tilstand i våtmark. A) viser fordeling av verdier per år aggregert for hele Norge. Median er markert med svart linje. B) viser medianverdiene for NI-produktet per region på kart. C) viser usikkerhet, definert som bredde av konfidensintervall, på kart. Jo mørkere farge, jo mer usikkerhet ligger rundt estimer. D) viser dislokasjon på kart. Dette uttrykker forskyving av medianverdien på grunn av indikatorskalering og arealaggregering. Dislokasjon er en statistisk bivirkning av metoden, og jo høyere (=mørkere) den er, jo mer forsiktig burde man være når man tolker verdier.

#### Konkret forslag til NI-produkter for de tre hovedøkosystemene

Som diskutert ovenfor, bør det sjekkes grundig hvor stor overlapp det er mellom et NI-produkt og andre indikatorer som inngår i fagsystemet, ikke minst fordi rammeverket for NI har vært forgjenger for IBECA-metoden for vurdering av økologisk tilstand og noen av de samme indikatorene brukes i begge rammeverk. I eksempelet i **figur 22** på et NI-produkt for våtmark er en tredjedel av de 24 indikatorene modellerte karplanteindekser med data fra GBIF og nesten halvparten (46 %) er fugler med data fra hekkefuglovervåkingen (**tabell 4**). Fire indikatorer er ekspertvurderte insekter og moser, og disse forventes ikke videreført fra og med neste oppdatering av Naturindeksen og utgår fra dette NI-produktet. Med mindre det legges til nye indikatorer i NI, betyr dette at NI-produktet for våtmark blir en indikator for hekkefugl, karplanter, villrein og tamrein. Videre er det uheldig at hekkefugl skal inngå som tilstandsindikator i våtmark både som egen indikator og gjennom NI-produktet. Hekkefugl bør derfor utgå fra dette NI-produktet. Dette betyr at det er bare karplanter, villrein og tamrein igjen av indikatorene i **tabell 4**. Det er derfor



relevant å vurdere om NI-produktet som indeks over flere grupper skulle erstattes med flere NI-produkter som omhandler (funksjonelle) grupper av arter. I dette tilfellet foreslår vi at NI-produktet for våtmark er en karplanteindeks og – hvis ønskelig – i tillegg separate indikatorer for villrein og tamrein. Samme tankegangen kan også anvendes for de andre økosystemene. **Tabell 5** viser noen forslag om hva slags NI-produkter og relaterte indikatorer man kunne utarbeide for de ulike økosystemene med utgangspunkt i NI-indikatorene.

**Tabell 5.** Foreløpige forslag for NI-produkter som kan benyttes som tilstandsindikatorer basert på artsgrupper for de ulike terrestriske økosystemene, samt indikatorer som er basert på samme datagrunnlag som NI der man enten bruker NI-databasen eller rådata direkte. Det påpekes at hvis rådata brukes direkte for framstilling av indikatorer for fagsystemet og samtidig føres inn i NI databasen, så er det lurt å samkjøre arbeidsflytene.

	Våtmark	Skog	Fjell	Åpent lavland (semi-naturlig mark)
NI-produkter	- Karplanter (8 arter)	- Store rovdyr (bjørn, gaupe, jerv, ulv) - Hjortevilt (elg, hjort, rådyr)	- Karplanter (fjellvalmue, grep-lyng, issoleie)	- Karplanter (pres-tekrage, purpur-lyng, solblom) - Nye indikatorer som bruker ASO data
Indikatorer med samme datagrunnlag, enten via NI-databasen eller med arbeidsflyt utenfor	- Hekkefugl - Villrein - Tamrein	- Hekkefugl - Blåbær - Habitatindikatorer fra Landskogstakseringen (ROS, død ved, gammel skog, osv.) - Dagsommerfugler & humler - Lirype - Smågnagere	- Hekkefugl - Villrein - Smågnager - Lirype - Jerv - Fjellrev	- Hekkefugl - Dagsommerfugler og humler

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Hva som egner seg best i hvert økosystem bør diskuteres av faggruppen som skal tilstandsvurdere disse hovedøkosystemene. Det kan også være nyttig med en del simuleringer for å utrede effekten av det å bruke NI-produkter på tvers av artsgrupper og NI-produkter / enkeltindikatorer for visse artsgrupper.

## 5.9 Insektindikatorer

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Biomasse flygende insekter Artsantall pollinerende insekter Artsantall møkk-assosierte insekter Artsantall rov- og parasittveps Artsantall flygende insekter Fravær av fremmede insektarter Genetisk innenartsvariasjon hos insekter Humler Dagsommerfugler
Økosystemer:	Semi-naturlig mark
Økologisk egenskap:	Biologisk mangfold Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt ferdig utviklet Referanseverdier etablert kun for humler og dagsommerfugler

### Bakgrunn

Insekter er en spesielt viktig og mangfoldig artsgruppe med mange viktige funksjoner i økosystemene. Derfor er det viktig å inkludere kunnskap om insektene i en vurdering av økosystemenes tilstand. Datamangel har allikevel gjort dette til en umulighet, med unntak av noen langtidsserier for humler og dagsommerfugler. Med oppstarten av norsk insektovervåking i 2020 åpner det seg nye muligheter for å skaffe data om insektene og deres status i naturen.

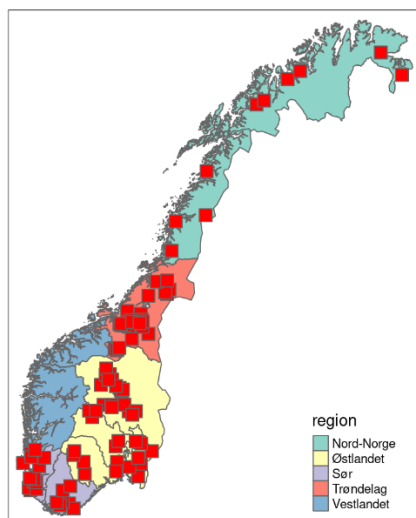
Hovedformålet med dette prosjektet har vært å utforske muligheten til å framskaffe indikatorer for økologisk tilstand basert på datasettet fra den norske insektovervåkingen. I tillegg ville vi få på plass en god dokumentasjon av tidligere utviklede indikatorer på dagsommerfugler og humler.

### Metode

Insektindikatorerne er utviklet fra to overvåkingsprogram, «overvåking av humler og dagsommerfugler», og «norsk insektovervåking». Overvåkingen av humler og dagsommerfugler bidrar med data til 2 indikatorer for semi-naturlig mark, og norsk insektovervåking bidrar med data til 7 indikatorer for semi-naturlig mark.

Norsk insektovervåking ble startet i 2020 på Østlandet, og dekker per 2023 semi-naturlig mark i alle landsdeler unntatt Vestlandet (Åström et al. 2023). En utvidelse til Vestlandet er planlagt, i påvente av finansiering. På Østlandet overvåkes i tillegg økosystemet skog, hvilket også kan utvides til resten av landet hvis midler gis. Overvåkingslokalitetene fra 2020 til 2023 vises i **figur 23**. Overvåkingen foregår med passive malaisefeller som fanger store mengder flygende insekter, med hovedvekt på tovinger og veps. I skog suppleres disse fellene med 4 vindusfeller, som fremst fanger flygende biller. Materialet fra slike fellefangster er svært krevende å identifisere manuelt, og programmet benytter seg derfor av metastrekkoding av DNAet i fellene. Etter DNA-identifisering oppbevares insektene på sprit i fryser, slik at de er tilgjengelige for manuell etterprøving ved behov. Artsmangfoldet i en enkelt fellelømming ligger typisk på rundt 500 arter (median), men kan være over 1 500 arter. Over en hel sesong fanger programmet typisk litt over 2 000 arter per lokalitet (median), men antallet kan være oppimot 4 000 arter. Etter 3 år har programmet observert litt over 20 000 ulike insektarter. Den største utfordringen med metodikken er at det fortsatt mangler referanse-strekkoder for mange av artene, hvilket gjør at man ikke kan sette rett artsnavn på strekkoden, selv om man kan identifisere at den tilhører en distinkt art. Ofte kan man likevel plassere «arten» i et taksonomisk tre, for eksempel i en slekt eller familie.

Derfor kan de inngå i en opptelling av det totale artsantallet, for eksempel for biller, selv om man ikke vet hvilken billeart hver enkelt strekkode tilhører.



**Figur 23.** Overvåkingslokaliteter i norsk insektovervåking 2020–2023.

I tillegg til artsantall (med artsidentifisering til varierende presisjon), måler vi biomassen av de innsamlete insektene. Dette gjøres på hele prøven etter en standardisert fjerning av konserveringsvæsken. Det finnes derfor ikke biomassedata for enkelte taksa, bare for det totale insektsamfunnet. Antallet individer telles heller ikke, da dette ville være for arbeidskrevende med dagens teknikk. I motsetning til overvåkingen av humler og dagsommerfugler besøkes de ulike lokalitetene i et rullerende skjema, der hver lokalitet besøkes hvert femte år. For hvert tilfeldig vindu på 5 år får man dermed et komplett datasett for alle lokaliteter i regionen.

Vi har utviklet en fleksibel metode for å beregne enkle indikatorer fra dataene i norsk insektovervåking. Metodikken starter typisk sett med å trekke ut observasjonene av en bestemt samling arter eller et komplett høyere takson med arter. Fra disse dataene beregnes så det totale observerte artsantallet. Usikkerheten i dette målet beregnes fra en bootstrap, gjennom en tilfeldig trekking av overvåkingslokalitetene i en region og overvåkingsperiode på 5 år. Dette kan gjøres for hvert år i et rullerende vindu på 5 år. Biodiversitetsmålet (med usikkerhet) kan sammenlignes med en referanseverdi og skaleres mellom 0 og 1 når slike verdier kommer på plass (**figur 24**). Metodikken er fleksibel gjennom at man kan beregne indikatorer for et tilfeldig uttrekk av arter som fanger opp et eller annet interessant aspekt ved insektsamfunnet. For videre beskrivelse, se <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/insect-indicators.html>

Overvåkingen av humler og dagsommerfugler ble startet i 2009 og foregår nå i alle landsdeler bortsett fra Nord-Norge (Åström et al. 2022). Det er planlagt utvidelse til Nord-Norge avhengig av finansiering. Merk at Østlandet kun representeres av de gamle fylkene Vestfold og Østfold. Programmet registrerer alle arter av humler og dagsommerfugler som observeres gjennom aktiv fangst med insekthåv langs 50 meter lange transekter hvert år. Overvåkingen dekker *åpent lavland* og *åpen skogsmark*, og data fra åpent lavland er her brukt som representant for semi-naturlig mark. Programmet bidrar dermed med indikatorene *humler i semi-naturlig mark* og *dagsommerfugler i semi-naturlig mark*. Disse beregnes for hver landsdel hvert år.

#### Referanseverdier

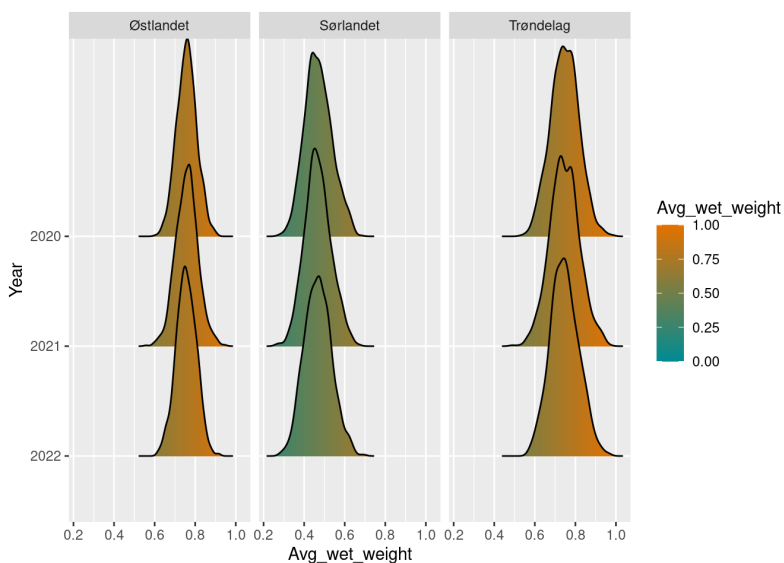
Referanseverdier for indikatorene fra norsk insektovervåking mangler i dag, og det er heller ikke klart hvordan dette kan beregnes i framtiden, selv om man hadde mer data. Denne typen overvåkingsdata er fortsatt ny, og det finnes ikke en opplagt tilnærming for hvordan slike overvåkingsdata skal kunne relateres til semi-naturlig eng som er i intakt tilstand. (Et unntak kan være

for indikatoren *fravær av fremmede insekter*, men dette er ikke helt klart enda). Basert på tidsserier fra andre nærliggende land, er det grunn til å tro at vi kan ha vært igjennom store forandringer i insektfaunaen også i Norge, men at disse forandringene kan variere kraftig mellom taksonomiske grupper. Et alternativ for å fastsette referansetilsand, kunne vært å registrere insektfaunaen i store upåvirkede referanseområder. Slike referanseområder er vanskelig eller tilnærmet umulig å finne. Indikatorberegningene er per i dag gjennomført med tilfeldige referanseverdier, for å vise metodikken, men arbeidet med å fastsette referanseverdier for indikatorene gjenstår. Insektindikatorene kan ikke vurderes hverken etter IBECA eller PAEC metoden før en tilstrekkelig tidsserie er på plass.

Indikatorene fra humle- og dagsommerfuglovervåkingen ble utviklet i 2009-2010 og baserer seg på ekspertvurderte forventingssamfunn for hver insektgruppe, unike for hver region (Öberg et al. 2011). Disse samfunnene definerer den forventede forekomsten av arter i et økosystem i god tilstand, fordelt på vanlige, middels vanlige og sjeldne arter. Merk at disse referansesamfunnene er beregnet for relativt små artsgrupper og på datasett som inneholder informasjon på mengder og ikke bare forekomster. Insektovervåkingen derimot inneholder mange ganger flere arter og inneholder ikke informasjon om mengder for enkeltarter. For beregning av indikatorer fra humle- og dagsommerfuglovervåkingen brukes frekvensen av observasjoner, det vil si i hvor mange av transektene hver art ble observert. Vanlige arter forventes observert i en høy andel av transektene, middels vanlige arter forventes observert i en mindre andel transekter, og så videre. De observerte frekvensene av artene sammenlignes med frekvensene i forventingssamfunnet for å beregne et samlet avvik fra forventingssamfunnet. Dette avviket er skalert fra 0 til 1, og den resulterende indikatorverdien trenger derfor ikke noen videre skalering. Usikkerheten i indikatorverdiene kommer fra en bootstrap av de ulike overvåkingslokalitetene i hver landsdel og hvert år. Beregningene er videre dokumentert i <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/insect-indicators.html> og vil ikke beskrives nærmere her.

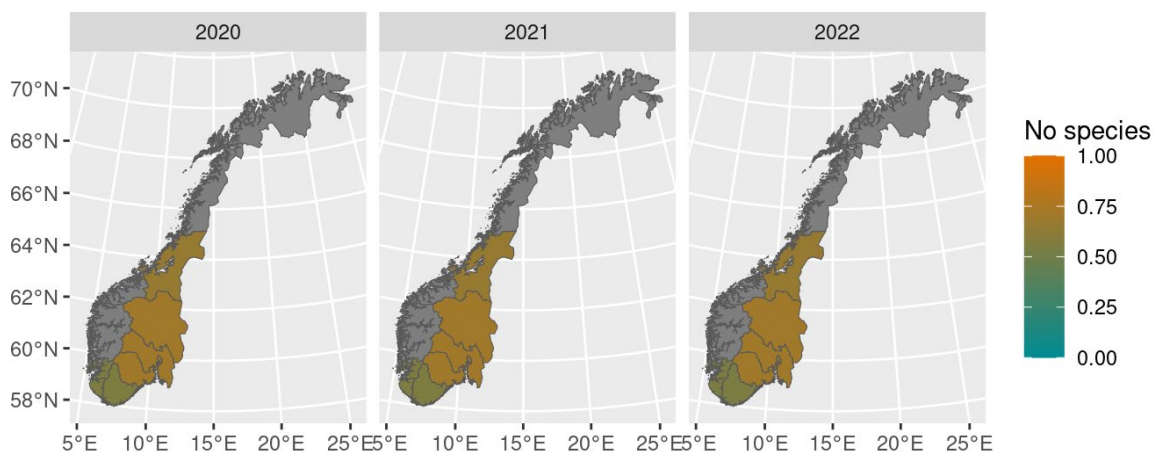
### Resultater

Som eksempel på beregningene vises her verdier for indikatoren *biomasse av flygende insekter*, uttrykt som middelverdi av den totale innsamlete biomassen per region og år (**figur 24**). For å eksemplifisere skaleringen brukes en tilfeldig referanseverdi på 50 gram insekter per lokalitet og år. Verdien skaleres som forholdstallet mellom den observerte verdien og referanseverdien, med en maksimal verdi på 1.



**Figur 24.** Gjennomsnittlig biomasse av flygende insekter per region og år, skalert etter en referanseverdi på 50 gram. Referanseverdien er satt kun som beregningseksempel.

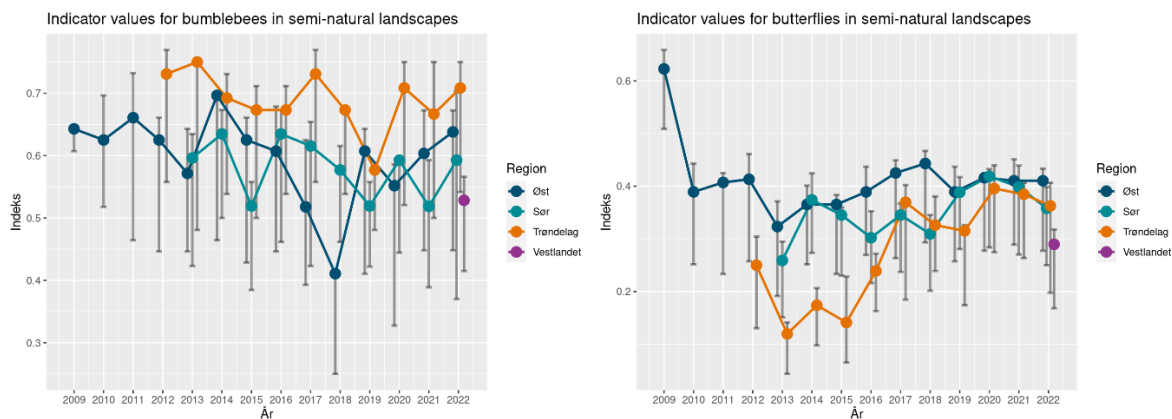
For å demonstrere hvordan resultatene av skalerte indikatorverdier kan framstå for *artsantall flyvende insekter*, har vi brukt verdier fra de første tre års målinger som testdata. Mer informasjon om uttestingen finnes i dokumentasjonsboka. Referanseverdien er satt tilfeldig til 4 000 arter, som beregningseksempel (figur 25).



**Figur 25.** Totalt artsantall av flyvende insekter per region og år, skalert etter en referanseverdi på 4 000 arter. Referanseverdien er satt kun som et regneeksempel.

Vi har valgt ut nedenstående indikatorer for semi-naturlig mark. Begrunnelsen følger for hver indikator.

*Humler i semi-naturlig mark og dagsommerfugler i semi-naturlig mark* er funksjonelt viktige pollinatorer, og samfunnene deres er avhengig av en variert urteflora. De representerer derfor både nøkkelfunksjoner og indikatorer for habitatkvalitet. Humler og dagsommerfugler er noen av de enkleste artsgruppene å identifisere i felt, og har mange karakteristiske arter som er kjente av folk flest. Derfor har disse artsgrupper uvanlig gode tidsserier i mange land. Norge har en relativt stor andel av Europas humlearter. Disse er spesielt tilpasset kaldt klima da de til en viss grad kan regulere kroppstemperaturen gjennom behåring og bevegelser. Særlig varmt vær kan virke negativt på aktiviteten hos humler, noe som sjelden er tilfellet i Norge for øvrige insekter. Flere arter av dagsommerfugler har sin nordlige utbredelsesgrense i Norge, og vi kan forvente oss økt artsantall og kanskje mengder av sommerfugler i fremtiden, hvis klimatrendene fortsetter. Disse to indikatorene har vært inkludert i Naturindeks for Norge siden starten av dataserien, fra 2010. **Figur 26** viser utviklingen i indikatorene *humler* og *dagsommerfugler* over tid.



**Figur 26.** Utvikling av humler og dagsommerfugler vist i form av indikatorverdier for humler (venstre) og dagsommerfugler (høyre) i semi-naturlig mark.

*Biomasse av flyvende insekter* representerer en sentral økologisk funksjon som mat for insektere, men fungerer også som en indikator på habitatkvalitet og arealbruk. Forandringer i denne indikatoren kan forventes å ha stor påvirkning på det øvrige økosystemet, både hos planter og for dyr på høyere trofiske nivåer. Biomassen av insekter har visse steder gått kraftig ned, i noen tilfeller meget kraftig (Hallman et al. 2017), men tilsynelatende ikke likt for alle insektgrupper (van Klink et al. 2020). Årsakene som oftest fremheves er habitatødeleggelse og endret arealbruk forårsaket av effektivisering av det moderne landbruket, men klima og variasjon i vær ser også ut til å kunne være viktige forklaringsfaktorer (Müller et al. 2023).

*Artsrikdom av flyvende insekter* representerer den totale bredden av insektsamfunnet, selv om overvåkingen ikke fanger alle arter, og det er mange arter vi observerer kun et fåtall ganger. Malaiesefellene fanger en stor del av insektsamfunnet, fremfor alt tovinger (fluer og mygg) og veps. En enkelt felle kan ofte samle flere tusen arter over en feltsesong, og overvåkingen har etter bare 3 år observert mer enn 20 000 arter. Nedganger i artsantallet vil vise viktige forstyrrelser i insektsamfunnet, med potensiell påvirkning på en rekke økologiske funksjoner, selv om ikke nødvendigvis biomassen forandrer seg.

*Artsrikdom av pollinerende insekter* komplementerer dagsommerfugl- og humleindikatorne nevnt tidligere, ved at de fanger en større taksonomisk bredde og bruker en finere romlig oppløsning. Her bruker vi en samling familier av bier og sommerfugler som er kjent som hyppige blomsterbesøkere. Man kan tenke seg mer rettede innsamlingsmetoder for disse gruppene, som gulskåler for bier og håving for sommerfugler. Dette er imidlertid arbeidskrevende, og vi inkluderer denne indikatoren for å dra nytte av de dataene som norsk insektovervåking samler inn for disse gruppene.

*Artsrikdom av insekter assosiert med gjødsel* representerer en viktig funksjonell gruppe for nedbrytning og fungerer som en indikator for beitetrykk og biomangfold. Gjødselbiller har gått sterkt tilbake i Norge de seneste 50-100 årene, og nær halvparten av alle biller knyttet til dyremøkk, står på rødlista (Ødegaard et al. 2011). Vi benytter oss her av et artsutvalg som er en samling over flere taksonomiske grupper. Møkkfluer, møkkbiller, noen stumpbiller og kortvinger er i dag identifisert som arter knyttet til gjødsel. Dette utvalget kan forandre seg i fremtiden, etter litteratursøk, hvorpå indikatoren kan beregnes på nytt.

*Rov- og parasittveps* utfører en viktig regulerende funksjon i økosystemet, særlig av andre insekter, og vil respondere på antallet og artssammensetningen til byttedyrene sine. Denne indikatoren prøver å gå utover enkle mengder og fange opp sammensetningsendringer i insektsamfunnet. Rov- og parasittveps defineres foreløpig som hele Apocrita, men kan erstattes i fremtiden av en mer detaljert samling familier, slekter eller til og med arter.

*Fravær av fremmede insektarter* viser mengden og spredningen av insekter som er spredt med hjelp av mennesker, og som potensielt kan være skadelige for den stedege faunaen og floraen. Det råder fortsatt stor mangel på kunnskap om naturlige artsforekomster av (særlig sjeldne) insektarter. Mange arter som overvåkingsprogrammet oppdager, tilsynelatende for første gang i Norge, kan være stedege, men er ikke tidligere observert, eller observert av eksperter, men ikke registrert i åpne databaser. Derfor baserer vi denne indikatoren på artene som er blitt vurdert som fremmede og med potensiell risiko i fremmedartslista (Artsdatabanken 2023). For denne indikatoren skiller beregningen seg noe fra de andre nevnt nedenfor. Indikatoren kan enten beregnes som det totale artsantallet fremmede insekter i en region. Alternativt kan forekomstfrekvensen av artene beregnes, det vil si hvor mange av lokalitetene artene har spredt seg til. Disse frekvensene summeres etterpå, og indikatoren tar dermed hensyn både til antallet fremmede arter og hvor utbredt de er i regionen. De ulike metodene gir ganske forskjellige resultater, og det er ikke fastlagt i dag hvilken som er mest hensiktsmessig å bruke.

*Intraspesifikk genetisk variasjon* fanger opp et nivå av biomangfoldet som til nå har vært skjult på grunn av mangel på praktiske teknologier for å måle det. Kravet om å bevare genetisk mangfold er identifisert i naturmangfoldloven, og en redusert intraspesifikk variasjon kan signalisere populasjonsnedganger og redusert potensial til å tilpasse seg miljøendringer. Dette beregnes i korthet gjennom å sammenligne den individuelle forskjellen mellom enkelte basepar i de ulike genetiske variantene innen hver art (Theodoridis et al. 2020). Dette kan uttrykkes som en middelverdi av genetisk variasjon innen en gruppe arter, eller som jevnheten i genetisk variasjon i gruppa (French et al. 2023). Referansetilstanden tilsier en høy genetisk variasjon, som er jevnt fordelt over artene. Tap av genetisk variasjon kan respondere raskere på negativ påvirkning, enn tap av hele arten i et område.

#### Diskusjon og utviklingsbehov

Det er mulig å utvikle flere indikatorer i fremtiden, spesielt fra norsk insektovervåking, samt å utvide indikatorene til flere økosystem, i første omgang skog. Disse overvåkingsprogrammene dekker ikke hele insektfaunaen. Særlig sjeldne arter, arter som sjelden flyr, eller arter som er spesialiserte til begrensede leveområder eller substrat, observeres ikke hyppig nok til at man skal kunne beregne robuste estimater for tilstand. For slike arter trengs en rettet overvåkingsmetode.

Det har ikke lyktes å definere referanseverdier for indikatorene fra norsk insektovervåking, og det er heller ikke klart hvordan dette skal kunne løses på lengre sikt. Dette gjør det umulig å bruke disse indikatorene i indekismetoden. Det er sannsynligvis heller ikke mulig å vurdere disse indikatorene i fagpanelmetoden før det etter hvert kommer på plass en tidsserie.

## 5.10 Vegetasjonsindikatorer

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Vegetasjon og pH Vegetasjon og fuktighet Vegetasjon og nitrogen Vegetasjon og fosfor Vegetasjon og stress-strategi Vegetasjon og lys Vegetasjon og beiting/slått Vegetasjon og jordforstyrrelse Vegetasjon og konkurransestrategi Vegetasjon og forstyrrelsesstrategi
Økosystemer:	Alle
Økologisk egenskap:	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Abiotiske egenskaper
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt ferdig utviklet

### Bakgrunn

Funksjonelle vegetasjonsindikatorer kan brukes til å beskrive den funksjonelle signaturen til et artssamfunn. Dette gjøres for eksempel gjennom å beregne et samfunnsvektet gjennomsnitt av funksjonelle egenskapsverdier, slik som artenes affinitet for ulike miljøvariabler. Denne funksjonelle signaturen til et plantesamfunn kan være indikativ for naturtypetilhørighet og -tilstand, avhengig av hvilken planteindikator vi ser på (jf. Töpper et al. 2018). Siden det er naturlig variasjon i funksjonelle signaturer innenfor en økosystemtype, må avvik i signaturen til en slik indikator gå utover en viss terskelverdi for å indikere en reduksjon i økologisk tilstand.

Formålet med dette prosjektet var å utvikle indikatorer for økologisk tilstand som reflekterer eventuelle endringer i plantesamfunnenes funksjonelle signatur.

### Metode

Vi bruker funksjonelle planteindikatorer fra Tyler et al. (2021) og Grime (1974) til å beskrive plantesamfunnets affinitet til ulike miljøforhold ved å beregne samfunnsvektete gjennomsnitt for indikatorverdier for plantesamfunn (se Diekmann 2003). I arbeidet med planteindikatorene kombinerer vi nevnte indikatoredata med empiriske plantesamfunnsdata fra naturovervåkingsprogrammene ANO (Tingstad et al. 2019), ASO (Bär et al. 2021) og GRUK (Evju et al. 2020) for hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Vi beregner den funksjonelle signaturen til plantesamfunn på overvåkingslokalitetene med hensyn til lys, fuktighet, pH, nitrogen, fosfor, jordforstyrrelse og artenes livsstrategi ift. konkurranse, stress og forstyrrelse. Ulike utvalg av disse indikatorene inngår i ulike økosystemer, se indikatordokumentasjon på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/index.html> for nærmere informasjon.

### Referanseverdier

De funksjonelle signaturene (de uskalerte indikatorverdiene) blir sammenlignet med referansefordelinger (separat for hver hovedtype i NiN) for hver respektiv indikator som er basert på artssamfunnsdata i 'generaliserte artslister' som ligger til grunn for det norske kategoriseringssystemet for naturtyper, NiN (Halvorsen et al. 2020). Siden samfunnets indikatorverdi kan avvike fra referansen både i retning for høye verdier og for lave verdier, anses vegetasjonsindikatorer i dette prosjektet som 2-sidige. Indikatorverdien for et plantesamfunn blir dermed skalert for å sjekke om den ligger høyere eller lavere enn referanseverdien. I praksis resulterer dette i at beregningene kan resultere i både en nedre og en øvre indikatorverdi (f.eks. Nitrogen1 og

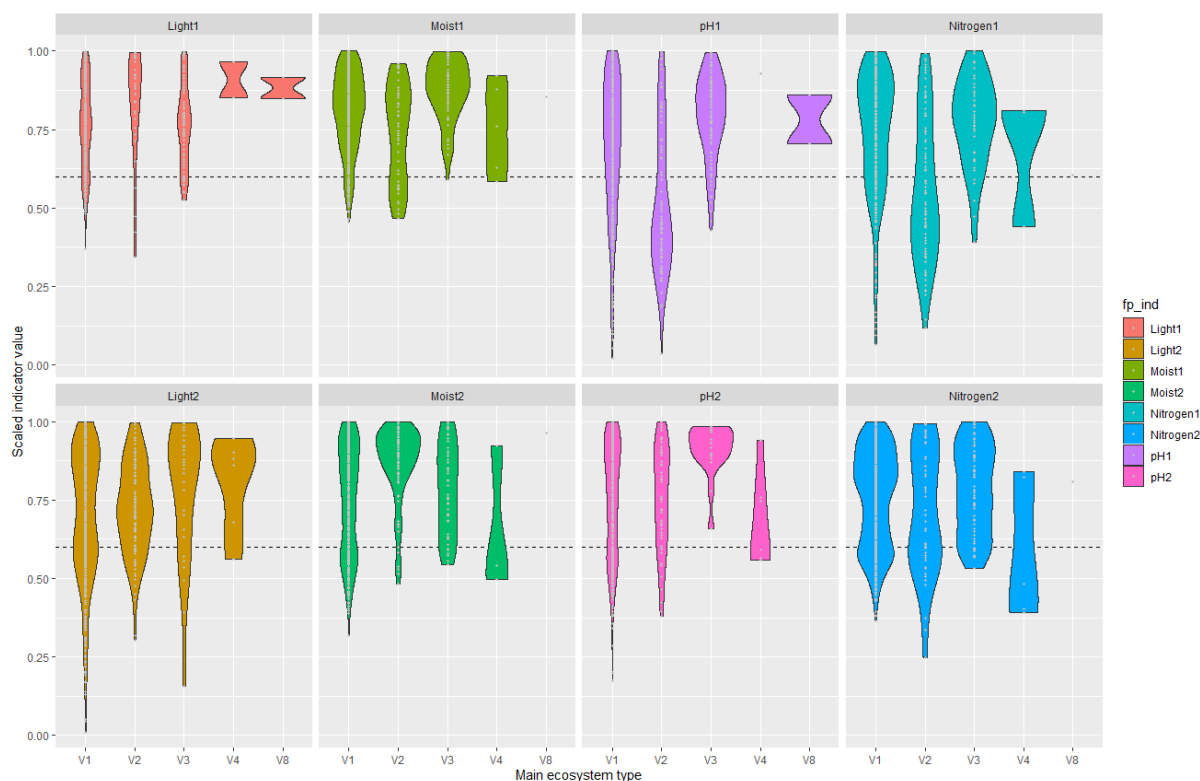


Nitrogen2). Når indikatorverdien er høyere enn referanseverdien (Nitrogen2), så avspeiler dette at plantesamfunnet er mer nitrogenelskende enn forventet, f.eks. forårsaket av tilført nitrogen fra luft eller gjødsling. Når indikatorverdiene er lavere enn referanseverdien (Nitrogen 1) viser det at plantesamfunnet er mindre nitrogenelskende enn forventet. Disse indikatorene er utviklet etter prinsippene og den tekniske protokollen til IBECA (Jakobsson et al. 2021, Tøpper & Jakobsson 2021), men uskalerte verdier kan også benyttes til evaluering med PAEC-metoden.

## Resultater

Som en illustrasjon på arbeidet med vegetasjonsindikatorer viser vi her noen utvalgte resultater for våtmark og grunnlendt kalkrik mark.

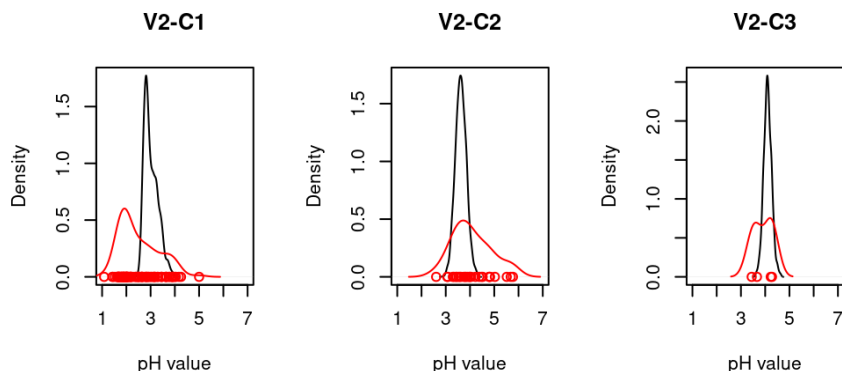
I våtmark er det avvik mot for lav pH i hovedtypen V2 myr og sumpskogsmark, noe som tyder på forsurening (**figur 27**). Videre viser figuren at det er en tendens til forhøyede verdier for indikatoren *vegetasjon* og *nitrogen* for kaldkilde V4. Dette kan tyde på forhøyet tilførsel av nitrogen, men høye vegetasjonsindikatorverdier for nitrogen kan også være et resultat av generelt økt næringstilførsel (Bartelheimer & Poschlod 2016).



**Figur 27.** Skalerte indikatorverdier for planteindikatorerne i våtmarksøkosystemer (hovedtyper) i ANO-data for 2019–2021. Figuren kalles et fiolinplott, og bredden på fiolinen reflekterer fordelingen av datapunktene (grå prikker) langs variabelen. Øverste rad viser beregnede indikatorverdier med datapunkter som har lavere verdier enn referanseverdien, noe som indikerer mindre av den abiotiske faktoren enn i referansetilstanden (Indikatorverdi 1). Nederste rad viser indikatorverdier med datapunkter som har verdier høyere enn referanseverdien, noe som indikerer høyere forekomst/ mengde av den abiotiske faktoren enn i referansetilstanden (Indikatorverdi 2). Horisontal stiplede linje indikerer grensa mellom god økologisk tilstand ( $\geq 0,6$ ) og redusert tilstand ( $< 0,6$ ). Naturtyper: V1 = jordvannsmyr, V2 = myr- og sumpskogsmark, V3 = nedbørsmyr, V4 = kaldkilde, V8 = strandsumpskogsmark.

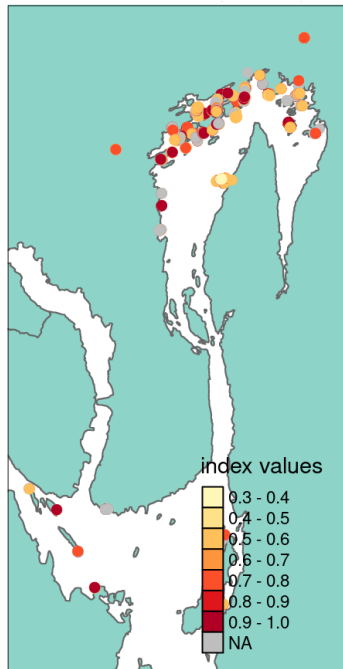
Avvikene som indeksene viser, er også synlige når man sammenligner de uskalerte verdiene direkte med referansefordelingen beregnet fra de generaliserte artslistene i NiN, men denne sammenligningen må skje på grunntypenivå siden referanselistene gjelder for grunntyper (**figur**

28) Denne sammenligningen utdyper at avviket for indikatoren *vegetasjon og pH* i V2 særlig gjelder grunntypen V2-C1 'Kalkfattige og svakt intermediære myr- og sumpskogsmarker'.



**Figur 28.** Uskalerte for indikatoren *vegetasjon og pH* (røde ringer) og deres fordelinger fra ANO-feltdata (røde linjer) og referansefordelingen fra NiN (svarte linjer) for grunntypene i NiN-hovedtypen V2 myr og sumpskogsmark. C1 = kalkfattige og svakt intermediære myr- og sumpskogsmarker; C2 = sterkt intermediære litt kalkrike myr- og sumpskogsmarker; C3 = temmelig til ekstremt kalkrike myr- og sumpskogsmarker.

Fra GRUK gir vi et eksempel på resultater med ikke-aggregerte indeksverdier på kart (**figur 29**). Kartet viser områder der indikatoren *vegetasjon og nitrogen2* har redusert indikatorverdi som skyldes for høy tilgang på nitrogen/næring. Områder vest i indre Oslofjord, hvor dataene kommer fra, er kjent for å ha utfordringer knyttet til langtransportert nitrogen.



**Figur 29.** Skalerte indikatorverdier for den øvre indikatoren for *vegetasjon og nitrogen* (= avvik mot høyere grenseverdi for nitrogen) i GRUK-overvåkingslokaliteter rundt Oslofjorden. God økologisk tilstand  $\geq 0,6$ , redusert tilstand  $< 0,6$ .

For mer detaljerte resultater for våtmark og resultater for semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa se online-dokumentasjonen på:

<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/Functional-plant-indicators-wetland.html>,  
<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/Functional-plant-indicators-seminat.html> og  
<https://ninanor.github.io/ecosystemCondition/Functional-plant-indicators-open.html>

### Diskusjon og utviklingsbehov

Et viktig aspekt for videre utvikling av vegetasjonsindikatorerne er utvikling og oppdatering av referanseartslistene, se kapittel 7.1. De generaliserte artslistene fra NiN gjenspeiler fortsatt hypotesene bak NiN 2.0, og de representerer i stor grad forhold i Øst- og Sør-Norge. Spesielt for Nord-Norge må det derfor antas at avvik analysene viser, er tilknyttet mer usikkerhet enn vil være tilfellet i de sørlige delene av landet.

Det er også ønskelig å gjennomføre en ytterligere validering av indikatorerne der det beregnes indikatorverdier for lokaliteter hvor vi kan sammenligne dem med et uavhengig mål på økologisk tilstand. Tidligere arbeid på dette (Töpper et al. 2018), også i dette prosjektet (Evju et al. 2023), har vist at det varierer i hvor stor grad en indikator ser ut til å reflektere endringer i disse miljøvariablene, samtidig som det er lovende resultater for flere av dem.

## 5.11 Oversvømmelseshyppighet

### *Nøkkelinformasjon*

Indikator(er):	Oversvømmelseshyppighet
Økosystemer:	Naturlig åpne områder under skoggrensa
Økologisk egenskap:	Abiotiske egenskaper
Status for prosjektet:	Tidlig utviklingsstadium

### Bakgrunn

Oversvømmelse er en viktig og noen ganger definerende forstyrrelse i flere naturtyper og økosystemer, eksempelvis i flommark. Hyppigheten av oversvømmelse kan påvirkes av menneskeskapte klimaendringer eller tekniske inngrep og arealbruksendringer. I dette prosjektet har vi utforsket muligheten til å kvantifisere hyppigheten av oversvømmelse for å beskrive potensielle endringer i abiotiske egenskaper ved økosystemene, hovedsakelig knyttet til T18 flomfastmark, men indikatoren kan være aktuell også for andre naturtyper.

### Metode

Vi kan identifisere vann og oversvømte områder svært presist ved hjelp av fjernmåling og Copernicus-data, spesielt Sentinel 1 med SAR-instrumenter, som kan se gjennom skydekket. I Norge har vi ukjentlig tilgang til Sentinel 1-data. Ved å bruke Google Earth Engine, der alle Sentinel 1-bildene er tilgjengelige, tilpasset vi et skript fra FNs UN-SPIDER-program<sup>4</sup> til norske forhold.

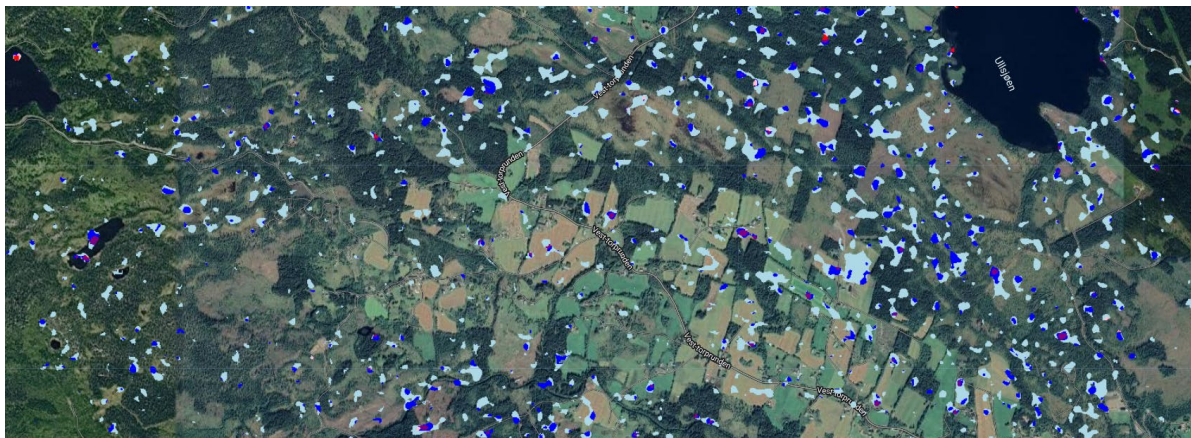
### Referanseverdier

For å vurdere oversvømmelseshyppigheten må vi definere hva som anses som normalt, dvs. hva som er normal vannstand og vannføring i vassdrag. Dette kan variere avhengig av området og dets naturlige egenskaper. Vi planlegger å bruke tidsserier for å etablere referanseverdier som viser gjennomsnittlig oversvømmelseshyppighet over tid. Dette er imidlertid ikke fullstendig utviklet ennå. Normalperioden 1961-1990 kan være en aktuell tidsperiode å utvikle referanseverdier for. Elver og innsjøer med vannkraft i denne perioden må imidlertid ekskluderes fra beregningene av referanseverdier.

<sup>4</sup> <https://www.un-spider.org/advisory-support/recommended-practices/recommended-practice-google-earth-engine-flood-mapping/step-by-step> (24.11.2023)

## Resultater

NVE har en API som kontinuerlig måler vannstand i mer enn 100 vassdrag i Norge. Det er utviklet et skript som kan laste ned disse dataene for analysing av avvik fra normal vannføring. Datoer for flomperiode og referansetilstand kan mates inn i scriptet for analyse av Sentinel-1 bilder som beskrevet ovenfor. Dette gir oss muligheten til å beregne oversvømmelseshyppigheten for større områder, både for hele landskapet (**figur 30**) og spesielt for myr, våtmarker og flomdeltaer.



**Figur 30.** Oversvømmelseshyppighet i alle arealer de siste 5 år i et område nordøst for Dokka. Referansetilstand er satt rett før regnværet «Hans» i 2023. Lyseblå områder har vært oversvømt ett av årene, mens mørkerøde har vært oversvømt alle fem årene.

## Diskusjon og utviklingsbehov

Vi ønsker å lage tidsserier som viser trender i oversvømmelseshyppigheten over tid. Dette vil gi oss en dypere innsikt i hvordan oversvømmelsene utvikler seg og om det er endringer som kan indikere endret økologisk tilstand knyttet til menneskelig aktivitet, slik som endret flomregime grunnet klimaendringer eller fysiske inngrep i naturen. Det samme datasettet gir også informasjon om perioder med høy vannstand og vannføring, som kan indikere flomhendelser. Ved å definere flomrelaterte referanseverdier og referansedatoer basert på de hydrologiske dataene, kan vi nøyaktig definere når et område er utsatt for flom. Dette gir en verdifull oversikt over flomkarakteristikk, inkludert hyppighet og intensitet. Bruken av disse hydrologiske dataene gir et solid grunnlag for å forstå referansetilstand og definere flomkarakteristikk, og det vil være avgjørende for utviklingen av indikatoren for oversvømmelseshyppighet.

Det er imidlertid vanskelig å definere en referansetilstand for indikatoren *oversvømmelseshyppighet* i hht. definisjonen i fagsystemet. Hva er intakte forhold – referansetilstanden? Hvor mange ganger bør et areal oversvømmes for at de vassdragsnære områdene i naturlig åpne områder under skoggrensa, skal opprettholde sin egenart. Både for mange og for få oversvømmelser kan være uheldig for naturtypen. Det må derfor bli opp til eventuelle senere prosjekter for disse områdene å vurdere om indikatoren skal benyttes.

## 5.12 Klimarelaterte indikatorer

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Flere
Økosystemer:	Alle
Økologisk egenskap:	Abiotiske egenskaper
Status for prosjektet:	Ferdig arbeidsflyt

### Bakgrunn

Klimaendringer er en av de største truslene mot god økologisk tilstand. I motsetning til for de fleste andre indikatorer har vi for en rekke klimavariabler lange tidsserier tilbake til normalperioden 1961-1990 på en 1 × 1 km oppløsning. Det er utallige potensielle aspekter ved klima som man kan velge å trekke fram, og det endelige indikatorutvalget vil være preget av i hvor stor grad ekspertene vurderer faren for kollinearitet mellom variablene, og hvordan man velger å trekke skillet mellom tilstandsvariabler og påvirkningsvariabler.

### Metode

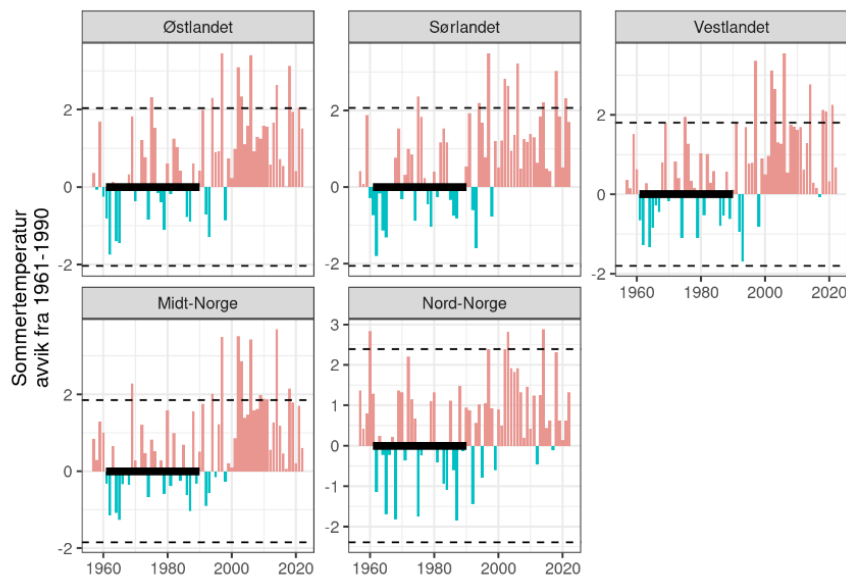
I dette prosjektet har vi utviklet en generisk arbeidsflyt i programmeringsspråket R som gjør det mulig å framstille landsdekkende kart over indikatorverdier og usikkerheter på omtrent en halvtime. Prosessen innebærer å laste inn en 1 × 1 km rasterfil med klimadata for hver dag gjennom hele referanseperioden og hele vurderingsperioden, omtrent 6000 filer for eksempelet under (**figur 31**). Disse aggregeres i flere steg før man ender opp med en medianverdi for referanseperioden (1961-1990), som benyttes som referanseverdi. Variablene kan studeres som tidsserier med årlig oppløsning (**figur 31**) eller man kan velge å skalere variablene for bruk i IBECA-metoden (**figur 32**). Da bruker man 5-årige gjennomsnitt for å jevne ut naturlig mellomårsvariasjon og skalerer verdiene basert på referanseverdien og en grenseverdi for god økologisk tilstand. Det er vanlig i meteorologi å benytte en grense på 2 standardavvik for å definere ekstremvær, og vi har brukt dette når vi har definert grenseverdi for god tilstand.

### Referanseverdier

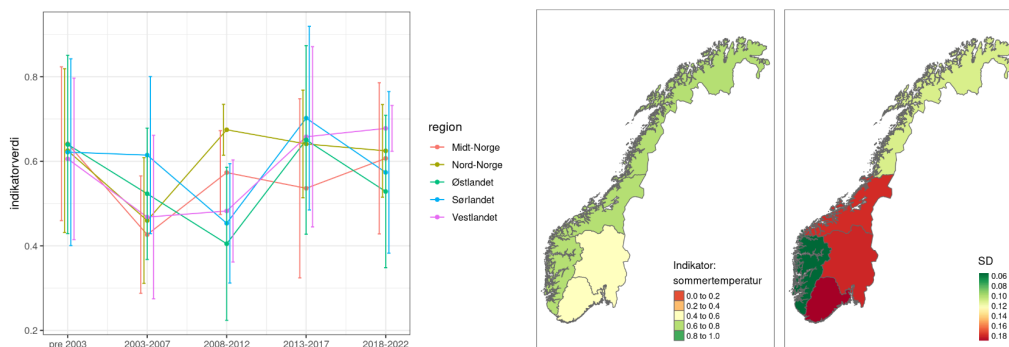
Referanseverdien defineres som medianverdi i perioden 1961-1990. Grenseverdi er definert som ± 2 standardavvik fra samme periode (se *Metode*).

### Resultater

Den generiske arbeidsflyten er testet ut ved å beregne en indikator basert på middeltemperatur i perioden juni-august. Dette er en ganske tydelig påvirkningsvariabel, men arbeidsflyten er den samme også for tilstandsindikatorer. Indikatoren kan presenteres som uskalert tidsserie (**figur 31**) eller som skalerte indikatorverdier aggregert til et valgfritt nivå, eksempelvis til regioner (**figur 32**).



**Figur 31.** Tidsserier for avvik i median sommertemperatur. Referanseperioden er indikert med en tykk horisontal linje. Stiplede horisontale linjer viser til 2 standardavviksenerheter fra referanseperioden og brukes for å definere grenseverdien for god økologisk tilstand.



**Figur 32.** Skalerte indikatorverdier for sommertemperatur. Den skalerte indikatoren beregnes med femårige intervaller (t.v.) og kan aggregeres til regioner (eller mindre områder) og vises som kart (t.h.). Usikkerhetene er definert som den romlige variasjonen i indikatorverdiene.

### Diskusjon og utviklingsbehov

Beregningsverktøyet som beskrives her, kan benytte hvilken som helst av variablene som finnes i seNorge-datasettet (datasett ID H i **tabell 1**), inkludert variabler som kan avledes til mer tydelig tilstandsindikatorer enn det eksempelet som er vist over, slik som snødybde eller vannmetning i jord.

## 5.13 Slitasje

<i>Nøkkelinformasjon</i>	
Indikator(er):	Slitasje
Økosystemer:	Alle
Økologisk egenskap:	Primærproduksjon
Status for prosjektet:	Arbeidsflyt tilnærmet ferdig utviklet Mangler økosystemkart

### Bakgrunn

Denne indikatoren representerer effekter av fysiske spor etter kjøretøy i naturen, samt menneskeskapt slitasje eller slitasjebetinget erosjon. Viktige påvirkningskilder for slitasje er tråkk fra turgåing, samt grilling, telting, sykling og andre fritidsaktiviteter, og all slags transport med motor-kjøretøy i næringssammenheng som skjer utenfor veinettet.

### Metode

Indikatoren baserer seg på to NiN-variabler (7TK og 7SE) samt to tilsvarende variabler som kun skiller seg ved å bruke en noe finere inndelt måleskala (PRTK og PRSL). Datasettene som brukes er Naturtyper etter Miljødirektoratets Instruks, samt i noe mindre omfang, ANO og GRUK. Variablene fanger opp en varig eller delvis varig fysisk effekt av menneskelig aktivitet, slik som bruk av terrengkjøretøy utenfor vei, og fra tråkk, turgåing, bålbrenning o.l. En viktig konsekvens av denne typen forstyrrelse er redusert plantedekke, og indikatoren tilskrives derfor den økologiske egenskapen *Primærproduksjon*.

Det viktigste datasettet i denne indikatoren er Naturtyper etter Miljødirektoratets Instruks. Dette datasettet er ikke arealrepresentativt, i motsetning til data fra GRUK og ANO som også er brukt i utviklingen av indikatoren. Vi håndterer dette på tilnærmet samme måte som i *fravær av fremmede planter* ved å gjøre en stratifisert aggregering av tilstandsverdier basert på regioner og arealer med ulike nivåer av menneskelige inngrep.

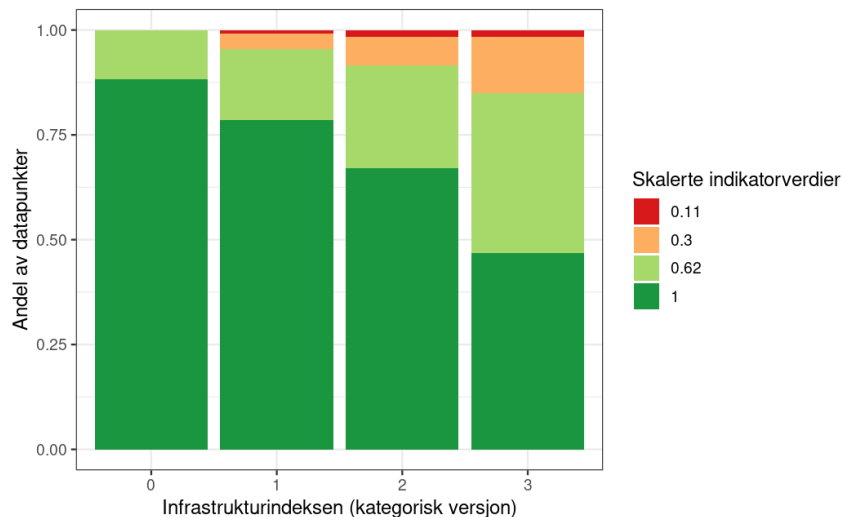
### Referanseverdier

Referanseverdiene for denne indikatoren er 0% slitasje i referansetilstanden, og 100% slitasje som verst tenkelig tilstand. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 10%. Denne verdien er usikker, og dose-responsforholdet bør helst valideres empirisk og kan også defineres ulikt for de ulike naturtypene.

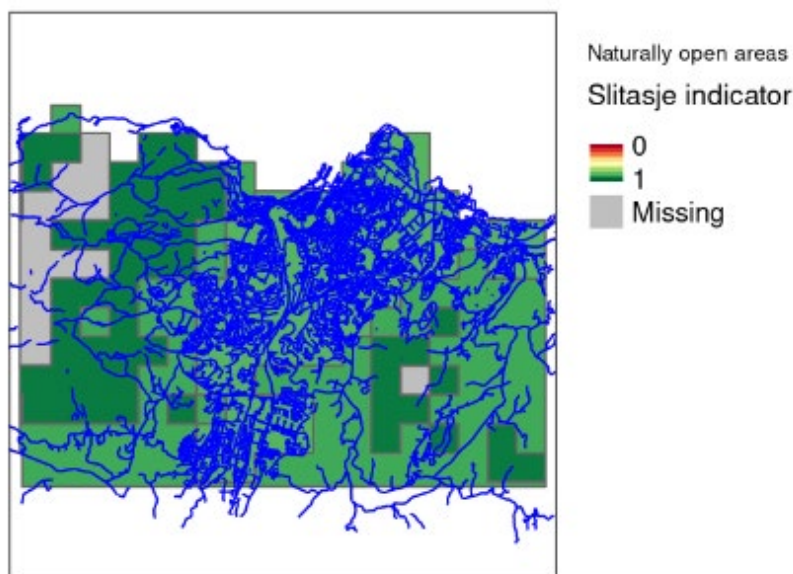
### Resultater

**Figur 33** viser hvordan økende frekvens av menneskelige inngrep øker sannsynligheten for redusert tilstand i slitasjeindikatoren i naturlig åpne økosystemer. Dette betyr at naturtypedataene innenfor en av disse aggregeringsstrataene er mer arealrepresentative for dette strata enn for hele landet ellers. Vi har derimot satt en ganske streng regel som sier at vi må ha 150 datapunkter innen hvert stratum før vi beregner en indikatorverdi for dette arealet.

Siden det er nødvendig med en arealvektet aggregering av indikatorverdier opp til regionnivå, så kan indikatoren ikke benyttes før det foreligger et økosystemkart. Merk også at de ulike trinnene langs infrastrukturindeksen har fått ulike indikatorverdier siden datagrunnlaget for å beregne indikatorverdiene holdes separat for hvert trinn (**figur 34**). I dette eksempelet har trinn 0 (minst berørt av mennesker) ikke fått tildelt noen indikatorverdi fordi det har vært mindre enn 150 polygoner med *Naturlig åpne områder* kartlagt innenfor denne infrastrukturklassen og i denne regionen (grå områder i **figur 34**).



**Figur 33.** Fordelingen av skalerte verdier for indikatoren slitasje langs en firetrinns gradient av menneskelig forstyrrelse i form av økende frekvens av tekniske inngrep. Ettersom lave indikatorverdier blir mer vanlig når menneskelig inngrep øker, anser vi det som fornuftig å stratifisere aggregeringen av tilstandsindikatoren til hvert av de fire trinnene langs denne gradienten.



**Figur 34.** Ekstrapolerte verdier for indikatoren slitasje. Kartutsnittet dekker Trondheim sentrum, med friluftsområder i øst og vest. Større veier er merket med blå streker. Merk at kartet med indikatorverdier for slitasje ikke er klippet opp mot et økosystemkart, og at indikatorverdiene derfor ser ut til å være projisert over alle økosystemer.

#### Diskusjon og utviklingsbehov

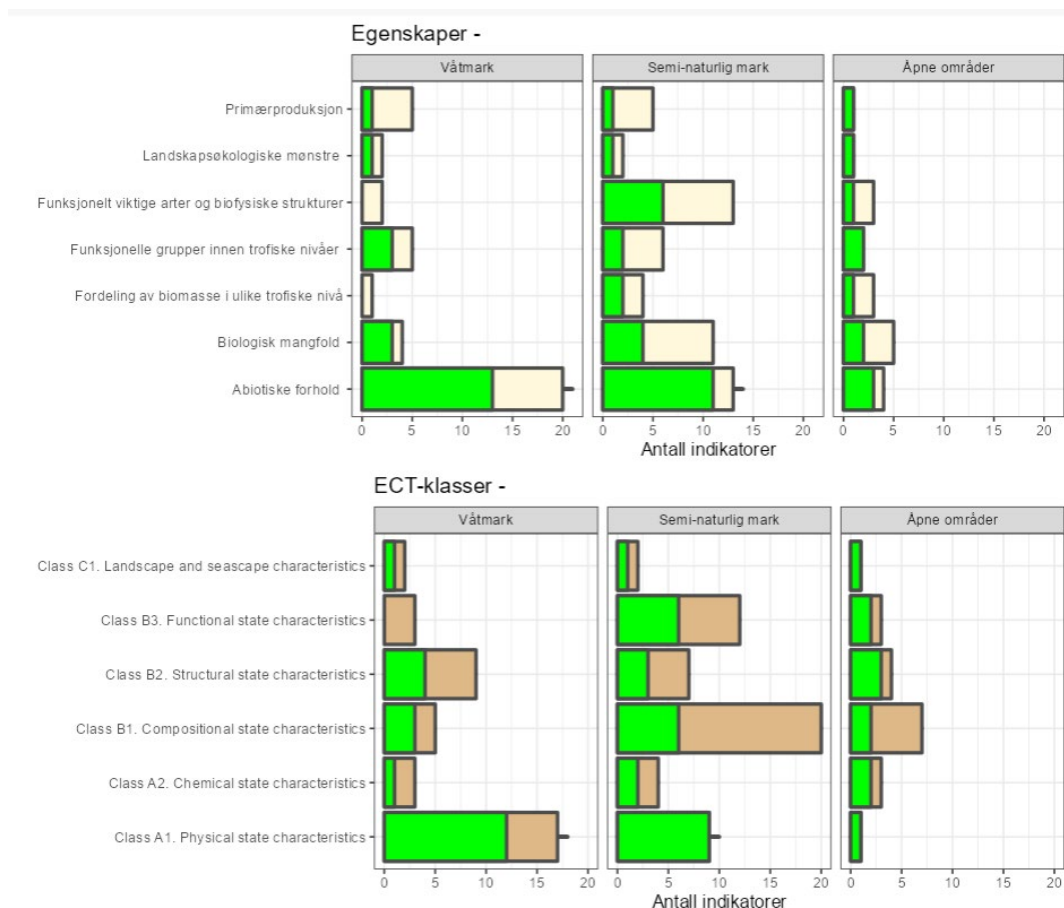
Som for indikatoren *fravær av fremmede planter*, som bygger på det samme datasettet og bruker den samme metodiske tilnærmingen, satser vi på en oppdateringsfrekvens på 3-5 år. Med bedre dekning av de tre hovedøkosystemene i ANO og annen arealrepresentativ overvåking (se kap. 8 kunnskapsbehov) vil disse datasettene også bidra til mer arealrepresentative estimater av indikatoren, med tidsserier, også uten et økosystemkart.



Som nevnt over så ekstrapoleres indikatorverdier kun til arealer/strata med over 150 datapunkter. Indikatoren blir dermed ikke heldekkende før vi eventuelt får inn mer data fra de strata som har under 150 datapunkter (**figur 34**, se kap. 8.1). Datasettet er heller ikke nødvendigvis representativt for hele hovedøkosystemer. Spesielt for *naturlig åpne områder* er det kun et lite utvalg av naturtyper som her er satt til å representere hele hovedøkosystemet, men for de andre to hovedøkosystemene er dekningsgraden bedre.

## 6 Indikatorer som er vurdert, men forkastet

Det foreligger en hel rekke forslag på indikatorer for økologisk tilstand som er nevnt i tidligere rapporter og annet arbeid de senere årene. For å forsikre oss om at gode ideer som er tenkt tidligere, ikke blir glemt, eller at vi bruker tid på å utvikle gamle ideer på nytt, har vi forsøkt å samle disse forslagene i en liste. Listen har blitt oppdatert med nye forslag som er kommet til i løpet av dette prosjektet. Listen er synliggjort i [dokumentasjonsboka](#). Alle forslagene i listen er vurdert på nytt. De fleste av forslagene er forkastet eller erstattet med andre. Det er ulike grunner til at disse indikatorforslagene ikke er tatt videre, men alle begrunnelsene kan på en eller annen måte føres tilbake til prioriteringshierarkiet og retningslinjene gitt i **figur 35**.



**Figur 35.** Antall forslag på indikatorer for økologisk tilstand fordelt på de tre hovedøkosystemene, de syv økosystemegenskapene og de seks tilsvarende egenskapene som benyttes i FN-rammeverket (ECT-klasser). Andelen av forslagene som enten er ferdige eller som fortsatt vurderes som aktuelle, er farget i grønt (totalt 78 forslag). De resterende indikatorene (lysbrun og mørkebrun farge) er forkastet (totalt 43 forslag).

Indikatorer som har blitt vurdert av prosjektet, men er forkastet av en eller flere av følgende grunner:

- har ikke utsagnskraft om de syv egenskapene om økologisk tilstand
- er påvirkningsfaktorer med manglende dose-respons-kunnskap knyttet til en tilstandsinndikator
- har manglende datagrunnlag samtidig som at arealene som ville blitt representert ved et tilstrekkelig datagrunnlag er svært små. Eventuelle produserte indikatorverdier ville fått liten innvirkning på tilstandsværdien for økosystemet som helhet.
- har svært store behov for ny datainnsamling

I **tabell 6** har vi listet de indikatorene som har vært mest aktuelle å videreutvikle til gode tilstandsindikatorer, men som har blitt forkastet.

**Tabell 6.** Utvalg av indikatorforslag som har vært vurdert i prosjektet, men forkastet av ulike grunner. For en komplett liste med alle indikatorforslag se denne [lenken](#).

Indikatornavn	Egenskap	Økosystem	Da- tagrunnlag	Årsak til forkastelse	Dokumentasjon uttesting av indikatorene	Kontaktperson
Villsau	Tro	S		Ikke rådata tilgjengelig for å inkludere villsau i indikatoren <i>store beitedyr</i> . Små arealer og stor innsats for å få på plass data		J. Speed
Akrotelmtransmissivitet (ATM)	Ab	V	Digital ter- rengmodell, myrkart, bakkesann- heter på vegetasjon	Referanseverdi ikke mulig å definere for påvirkede myrer. Kun operasjonell for enkeltmyrer.	Se vedlegg 7 i statusrapport fra dette prosjektet i 2022.	P. Zinke
Driftsvoller	Vi	Å	Se Evju et al. (2023)	Fjernmåling og maskinlæring er dårlig egnet til å lage utbredelseskart og tidsserier for disse viktige strukturene i kystøkosystemene.	Se Evju et al. (2023)	Z. Venter
Ras og skredfrekvens	Ab	Å	Se Evju et al. (2023)	Det gjenstår et betydelig utviklingsarbeid før ras- og skredfrekvens kan operasjonaliseres som indikator for økologisk tilstand i ras- og skredutsatte områder.	Se Evju et al. (2023)	Z. Venter
Grøfting i myr	Ab	V	SSB- statistikk	En påvirkningsvariabel med statistikkdata som mangler romlig informasjon. Den representerer et viktig aspekt ved den økologiske tilstanden i myr, men dette aspektet bør dekkes gjennom en annen indikator, eksempelvis deteksjon av grøfter med hjelp av fjernmåling, inkludert LiDAR og flyfoto.	Ingen	
Areal uten død eller skadet røsslyng i kystlynghei	Pr	S	ANO	Det finnes ikke nok ANO-punkter i kystlynghei for å gi et representativt bilde av tilstanden på regionnivå. Må ha ANO-kyst for å få med denne.	<a href="https://ninanor.git-hub.io/ecosystem-Condition/areal-uten-d%C3%B8d-eller-skadet-r%C3%B8sslyng-i-kystlynghei.html">https://ninanor.git-hub.io/ecosystem-Condition/areal-uten-d%C3%B8d-eller-skadet-r%C3%B8sslyng-i-kystlynghei.html</a>	A. Kolstad

Indikatornavn	Egenskap	Økosystem	Datagrunnlag	Årsak til forkastelse	Dokumentasjon uttesting av indikatoren	Kontaktperson
Tidspunkt for grønning	Ab	alle	NDVI	Flere relaterte parametere ble vurdert for å representere egenkapen primærproduksjon ved hjelp av fjernmåling. Tidspunkt for grønning ( <i>onset of greening</i> ) var en av disse, men ble tilside-satt til fordel for en indikator basert på maksimum NDVI. Siden den indikatoren viste seg å ikke gi så gode resultater som vi håpet, kan det være at tidspunkt for grønning er mer aktuelt igjen nå. Dette aspektet kan muligens kvantifiseres like godt og mye enklere gjennom en indikator på <i>snødekkets varighet</i> som det er utviklet en metode for under <i>Klimarelaterte indikatorer</i> .	<a href="#">Snødekkets varighet i fjell</a>  <a href="#">Arbeidsflyt for klimarelaterte indikatorer</a>	A. Kolstad
Hydrologi i våtmark, inkludert median vannstand	Ab	V	NVE	Det er undersøkt ulike datasett fra NVE som sier noe om grunnvannstand og som kan relateres til våtmark. Det er vurdert slik at disse ikke egner seg så godt siden lokal påvirkning i form av inngrep, grøfting osv. er en såpass mye viktigere driver for hydrologi i våtmark enn hva som fanges opp i modellerte data på klimavariabler alene. Det er derfor vurdert slik at en fjernmålingsbasert indikator på forekomst av grøfting bør utvikles for å dekke dette aspektet.		V. Bakkestuen
Andel lynghei med minst to faser i kystlynghei	La	S	Naturtypekartlegging	Variabelen inngår som en naturmangfoldsvariabel og registreres derfor ikke for lokaliteter i svært dårlig tilstand. Dette innfører en systematisk skjevhet i dataene.	-	A. Kolstad

## 7 Tema som trenger mer utvikling

### 7.1 Naturlig åpne områder

Da fagsystemet for økologisk tilstand ble utviklet (Nybø & Evju 2017), ble det ikke foretatt en grundig gjennomgang av eksisterende data eller potensielle indikatorer for økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. For at økologisk tilstand skal kunne vurderes for naturlig åpne områder er det dermed behov for forslag til konkrete indikatorer og mer systematiske søk etter egnede data.

Naturlig åpne områder under skoggrensa omfatter, jf. Nybø & Evju (2017), 20 hovedtyper av natursystemer i NiN-systemet (NiN2; Halvorsen et al. 2015). De fleste av disse forekommer i sin helhet under skoggrensa, mens enkelte også forekommer i fjellet. Felles for dem er at kronedekningen er mindre enn 10 %, noe som skiller åpen mark fra skog i NiN (og andre skogdefinisjoner). Naturtypene er ikke betinget av menneskelig bruk, noe som skiller naturlig åpne områder fra semi-naturlig mark. De forekommer videre på fastmark, noe som skiller dem fra naturlig åpne våtmarkstyper. De naturlig åpne områdene under skoggrensa er i hovedsak formet ved ulike naturlige forstyrrelser, som ras/skred eller vann/saltpåvirkning, tynt jordsmonn eller andre miljøforhold som begrenser vekst av trær.

Naturtypene som utgjør naturlig åpne områder under skoggrensa, er svært forskjellige. De fleste forekommer spredt og på lite areal, men mange er levested for et rikt biologisk mangfold og har viktige økologiske funksjoner. Flere av naturtypene (enten i sin helhet, eller visse deler av naturtypene) er rødlistet (Artsdatabanken 2018) og/eller omfattes av Miljødirektoratets instruks for kartlegging av naturtyper (Miljødirektoratet 2022).

Innenfor dette prosjektet har «Naturlig åpne områder under skoggrensa» både vært et eget indikatorprosjekt med fokus på å vurdere gode indikatorer, og en økosystemgruppe som har bidratt med innspill til øvrig arbeid i prosjektet. Arbeidet som er gjort i indikatorprosjektet, er beskrevet i en egen rapport (Evju et al. 2023).

Naturtypene som inngår i hovedøkosystemet, kan grovt sett grupperes i fire grupper, der felles naturlig forstyrrelsesdynamikk i store strekk kjennetegner alle naturtypene i en gruppe. Kystnære områder er betinget av forstyrrelser fra sjø og vind langs kysten. Vassdragsnære områder er knyttet til flom- og sprutsoner langs vann og vassdrag. Områder med naturlig tynt jordsmonn har manglende finfordelte løsmasser, f.eks. pga. grovt substrat, tidligere erosjon eller landheving, eller er påvirket av prosesser som vind- og tørkestress, som fører til naturlig tynt eller manglende jordsmonn. Ras- og skredutsatte områder er knyttet til bratt topografi og ras og skred.

Konkret er det foreslått en indikator for vassdragsnære områder: *Fravær av inngrep i naturlig åpne områder nær vassdrag* (se **tabell 13**). Vi har undersøkt mulighetene for en indikator for kystnære områder (driftvoller, se **tabell 6**) og en for ras- og skredutsatte områder (ras- og skredfrekvens, se **tabell 6**), men begge disse vil kreve et stort og omfattende datagrunnlag som per nå ikke er tilgjengelig.

For å kunne ta i bruk vegetasjonsindikatorer har gruppa utviklet artslistene som beskriver plante-samfunn i god økologisk tilstand for hver naturtype (Evju et al. 2023b), og flere vegetasjonsindikatorer har blitt beregnet for økosystemet. Datagrunnlaget er imidlertid mangelfullt. Naturlig åpne områder fanges i liten grad opp i ANO, og bare noen få av naturtypene forekommer i Naturtype-datasettet. Et hovedøkosystemkart vil i liten grad være relevant for naturlig åpne områder (se Framstad et al. 2022b og kap. 3), noe som begrenser nytten av en del av kjerneindikatorene som er utviklet (se **tabell 2**). Det pågår overvåking av åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (Evju et al. 2020), og dette datasettet og indikatorene som kan beregnes fra det, viser

potensialet til å vurdere økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa, gitt et godt datagrunnlag.

Kunnskapsbehovene som er listet i **kap. 8.1** er særlig relevante for naturlig åpne områder under skoggrensa. I tillegg lister kapitlet tre konkrete forslag til å videreutvikle kunnskapsgrunnlaget for naturlig åpne områder med bakgrunn i Evju et al. (2023).

## 7.2 Pollineringspotensial i semi-naturlig eng

Artsmangfoldet av sommerfugler, fluer, bier og andre pollinatorer går ned i store deler av Europa, så vel som i andre deler av verden. Tapet av pollinatorer utgjør en trussel mot arts mangfoldet av blomstrende planter, der 9 av 10 arter er avhengige av bistand fra insekter for krysspollinering, og dermed for å opprettholde genetisk mangfold. For mange planter betyr tap av pollinatorer også en lavere produksjon av frø. En nedgang i pollinatorer vil derfor trolig føre til at arts mangfoldet til blomstrende planter går ned og dermed også alle andre arter som både direkte og indirekte er avhengige av et rikt plantemangfold. Semi-naturlig eng i god økologisk tilstand er derfor viktig for å opprettholde arts mangfoldet av både blomsterplanter, pollinerende insekter og andre arter som er avhengig av et rikt arts mangfold.

Vi skisserer her en tilnærming til å beregne en indikator for arts mangfoldet av pollinatorer for semi-naturlig eng (vedlegg 2). Indikatoren reflekterer egenskapen funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer. Indikatoren reflekterer arts mangfoldet av pollinatorer som potensielt vil kunne finnes gitt de klimatiske forhold og områdets sammensetning av plantearter. Indikatoren tar utgangspunkt i kjente relasjoner mellom blomstrende plantearter og pollinatorer i semi-naturlig eng. Referanseverdien til indikatoren beregnes ut ifra naturtypekartleggingen etter Miljødirektoratets instruks og forekomsten av plantearter i semi-naturlige enger i svært god tilstand. Deretter vurderes den potensielle forekomsten av pollinatorer ved lokaliteten gitt forekomsten av plantearter og de klimatiske forholdene. Man får da et mål på hvilke pollinatorer som kan forventes å finnes i eng med god tilstand ulike steder i Norge. Indikatorverdien i en lokalitet beregnes ut ifra forekomst (eller fravær) av plantearter 1 m<sup>2</sup> vegetasjonsruter. Dette gir grunnlag for å modellere forekomst av pollinatorer gitt de lokale klimatiske forhold. Måleenheten er andelen av antall karplantearter med pollinatorpotensial i forhold til antall karplantearter med pollinatorpotensial i eng i svært god tilstand

Dataene for vegetasjonsruter hentes fra registreringer i f.eks. ASO og eventuelt ANO eller GRUK-overvåkingen. Oppdatering av indikatoren kan skje hvert 5. år i tråd med omdrevet av vegetasjonsovervåkingen. Det er foreslått en konkret *grenseverdi for god økologisk tilstand* for indikatoren på 75 % i forhold til verdien som oppnås for eng i ASO. Eng-arealer som oppnår 'god økologisk tilstand', vil derfor kunne oppnå en høyere verdi enn 75 % av engene i ASO. Grenseverdien er basert på ekspertvurdering.

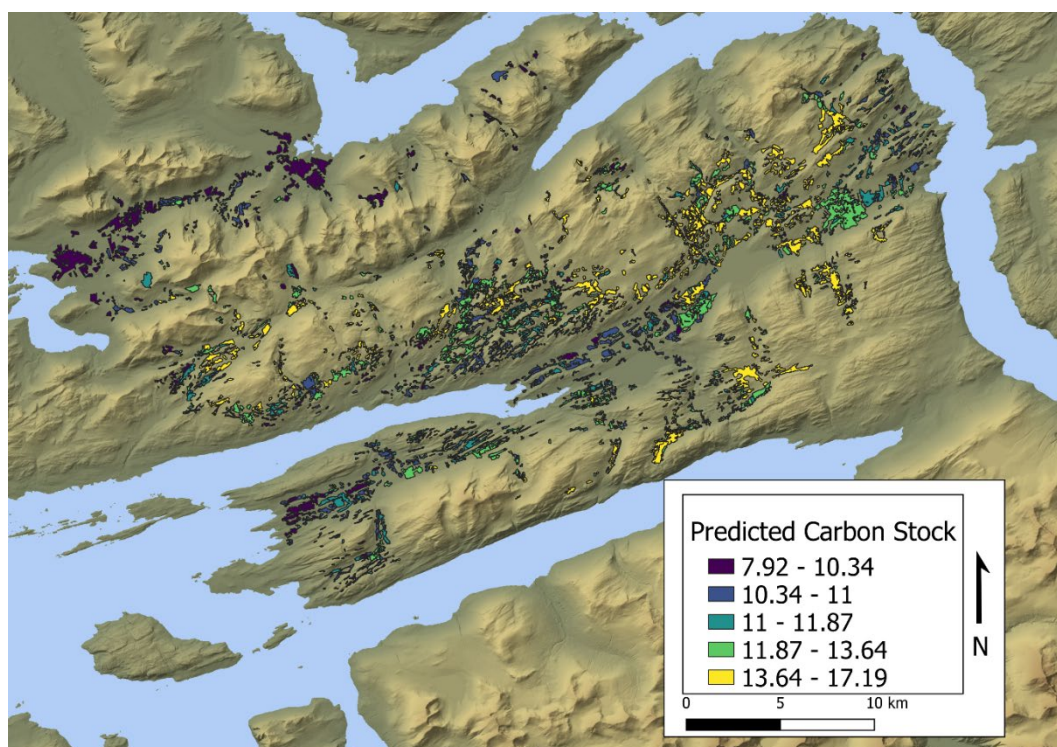
Indikatoren kan deretter modelleres med en oppløsning på 1 km<sup>2</sup> for hele Norge. For å få fram faktiske indikatorverdier for semi-naturlig eng, er det behov for et heldekkende økosystemkart (polygoner) over naturtypen. Arbeidet med å utvikle indikatoren støtter seg på tidligere arbeid av Markus Sydenham, NINA, men beregningen av indikatoren er utprøvd i dette prosjektet (vedlegg 2). En forbedring av tilnærmingen vil være å benytte modellerte forekomster av plantearter på lokaliteten framfor å bruke Miljødirektoratets instruks og vegetasjonsovervåkingen (ANO). Modellerte forekomster av plantearter vil gjøre det mulig å anslå den økologiske tilstand i områder der det ikke er gjennomført vegetasjonsundersøkelser. Denne typen modellering av forekomster av plantearter foretas gjennom flere andre forskningsprosjekter og kan trolig benyttes i videre utvikling av denne indikatoren.

### 7.3 Biogeokjemi og karboninnhold i myr – et veikart

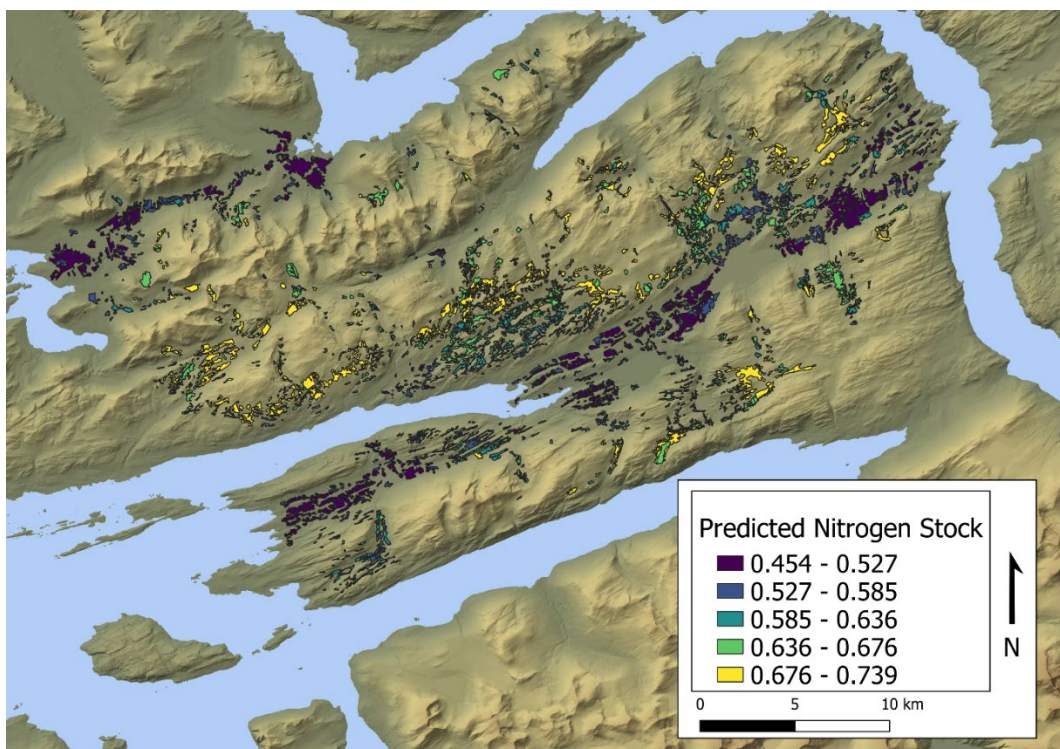
Kartlegging av jordegenskaper er viktig for å bedre forstå konsekvensene av menneskeskapt forstyrrelse på jordsmonnet og omfanget av disse. I tilknytning til dette prosjektet har vi laget et forslag til veikart for "jordsmonnskart over norske myrer". Forslaget tar utgangspunkt i en pilot, - et modelleringsprosjekt der vi har brukt myrdata som tidligere er samlet inn. I piloten testet vi metoder og hvilke databehov som må på plass for å beregne lagre av karbon og nitrogen i norske myrer. Metoden er en kombinasjon av fjernmåling og romlige modellering ved bruk av maskinlæring (Silvennoinen et al. 2023).

I piloten undersøkte vi nåværende og historiske data for å teste prediktive modeller ved hjelp av fjernmålingsverktøy kombinert med felldata for å estimere karbon og nitrogenlagre i myr. Vi identifiserte to datasett som var tilgjengelig for piloten: et lite, begrenset datasett samlet inn i nær nåtid publisert i Kyrkjeeide et al. (2023) og et stort historisk datasett samlet inn av Det norske Myrselskap og publisert som pdf-er av NIBIO. Dette historiske datasettet fra 1900-tallet måtte digitaliseres før vi kunne benytte det i piloten. Datasettet er nå publisert i LivingNorway. Datasettet bestod av ulike typer torvmark, inkludert både drenert og urørt torvmark. Vi brukte utvalgte deler av datasettet som bakkesannheter til å teste fjernmålingsmodellene. Vi vurderte dette som en mulig og effektiv tilnærming for en framtidig utforming av jordsmonnskart karbon- og nitrogenlagre i norske myrer i Norge.

Pilotstudien viser at det er mulig å lage jordsmonnskart for myr der både karbon og nitrogenlagre er beregnet (**figur 36, 37**).



**Figur 36.** Prediksjon av karbonlager ( $\text{kg/m}^2$ ) i 2061 myrer i Møre og Romsdal.



**Figur 37.** Prediksjon av nitrogenlager ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ) i 2061 myrer i Møre og Romsdal.

Resultatet av modelleringen ga en viss usikkerhet og modellene forklarte mellom 22 og 24 % av variasjonen i karbon- og nitrogenlageret per arealenheter. Pilotstudien viser således at det er behov for å samle inn nye data fra nærmere vår tid og med en bedre romlig representativitet for videre modelleringsarbeid. Få og til dels gamle felddata fra et begrenset område i Norge ga betydelige begrensninger for framstilling av jordsmonnkart i piloten. Helt nødvendige data for framtidig modellering er særlig torvdybde. Torvdybde er nødvendig for å kunne beregne karbon- og nitrogenlagre på en pålitelig måte.

Nasjonale jordsmonnsovervåkingsprogram for åpen myr er for tiden ikke dekket av noen av de pågående jordsmonnsovervåkingsprogrammene. Framover er det planlagt innsamling av jordprøver i skog gjennom Landskogtakseringen og på jordbruksjord gjennom det nyetablerte JORDVAAK-programmet. Vi anbefaler derfor at det for åpen myr etableres en intensiv innsamling av jordprøver på et utvalg lokaliteter som analyseres for karbon, nitrogen og grunnleggende jordfysiske parametere med vertikal og horisontal fordeling. Med økt kunnskap om karbon og nitrogeninnhold i øverste jordlag (vertikal fordeling), får man også kunnskap som er viktig for jordbiologi og vegetasjon. I tillegg til den intensive kartleggingen er det behov for torvdybdemålinger for de viktigste myrtypene. Sammen med kjennskap til vertikal fordeling av jordfysiske egenskaper gir dette grunnlaget for å beregne totalt karboninnhold. Disse nye intensivt innsamlede dataene vil legge grunnlaget for å kalibrere innsamlinger av data fra mindre intensive kampanjer med større geografisk dekning. Alle data som samles inn anbefales å inkluderes i en åpen tilgjengelig database.

Estimerte kostnader for å etablert et nasjonalt jordsmonnkart er knyttet til

- a) Intensiv innsamling av data i et begrenset sett med myrer
- b) ekstensiv innsamling av torvdybdemålinger
- c) modellering av jordsmonnkart



Kostnader for punkt a) er beregnet til 1 450 000 kr. Dette inkluderer kostnader for intensiv prøvetaking av karbon i 15 nedbørsmyrer og 15 rikmyrer (inkludert personell og analysekostnader, eksklusiv reisekostnader). Hvis man også ønsker å inkludere nitrogenmålinger gir dette en tilleggskostnad på 500 000 kr.

Vi anbefaler at torvdybdemålingene legges inn i pågående overvåkingsprogrammer med bred nasjonal dekning, der myr inngår (f.eks. ANO). Kostnader knyttet til punkt b) er anslått til 75 000 kr per ANO-flate (koordinering, planlegging og dataanalyse) og økt feltkostander på 15 000-30 000 kr (uten reisekostnader da vi antar dette allerede er dekt gjennom ANO-overvåkingen). Prisene per ANO-flate vil variere med størrelse og dybde på myrene på stedet. Å legge til jordprøvetaking (for bedre bestemmelse av karbon- og nitrogenlager vil øke kostnadene per ANO-flate med anslagsvis 10 000 kr. Anslaget inkluderer kjemiske analyser.

Kostnader for punkt c) modellering av karboninnhold i jord om 3-5 år basert på fjernmålingsmetodikken vi benyttet her, anslås til 800 000 -1 200 000 kr. Dette forutsetter at det er samlet inn tilstrekkelig med nye data i punkt a) og b).

Dagens metodikk for måling av torvdyp (den mest kritiske parameteren for å kvantifisere karbonlageret i jordsmonnet), er arbeidskrevende. Ulike metoder, inkludert landskapsmodellering og fjernmåling, testes og utvikles nå internasjonalt for å utvikle en mer kostnadseffektiv måte å måle torvdybde på. Her kan data fra den intensive innsamlingen benyttes som bakkesannheter for de nye og innovative metodene. Ved å bygge opp kompetanse og ta i bruk slike teknikker i Norge, vil det være mulig å utvikle et omfattende kart over karbonlagrene i norske myrer.

## 8 Kunnskapsbehov og kostnader

Dette kapitlet beskriver hvordan vi kan få dekket behov for mer data, men også behov for metodeutvikling, for å kunne framstille gode indikatorer for økologisk tilstand. Behovene har blitt tydelige gjennom utprøving og uttesting av de ulike indikatorene, beskrevet i kapittel 4 - 6 og dokumentasjonen som framkommer i [dokumentasjonsboka](#) på nett. I dette kapitlet knytter vi databehovene opp imot pågående prosesser for datainnsamling. Vi fokuserer hovedsakelig på overvåkingsprogrammer fordi dette er systematiske gjentak av datainnsamlingen, noe som er nødvendig når tilstandsvurderingen skal gjentas regelmessig. Vi omtaler også NiN-kartleggingen, siden kartleggingen har gitt et viktig datagrunnlag til flere indikatorer; f.eks. *slitasje* og *fravær av fremmede plantearter*, samt bidratt med bakkesannheter til fjernmåling. I tillegg til behov for ny datainnsamling som gjentas regelmessig, er det behov for en del metodeutvikling for å kunne utvikle indikatorer. Dette gjelder for eksempel fjernmåling der innsamlingen av data foregår kontinuerlig. Det er også behov for å samle inn mer bakkesannheter. Vi skisserer også noen generelle problemstillinger vi har identifisert i dette prosjektet.

Miljødirektoratet har signalisert at de ikke forventer en økning i sine overvåkingsbudsjetter framover, og at vi i prosjektet derfor må fokusere på å forbedre pågående overvåkingsprogrammer. En forbedring i overvåkingen kan for eksempel knyttes til å øke antallet overvåkingslokaliteter i økosystemer som er dårlig dekket. En annen forbedring er å justere feltprotokoller slik at innsamlede data kan inngå i indikatorberegningene. Nå er ikke dette alltid mulig. Vi er også bedt om å kostnadsvurdere og prioritere våre forslag til mer datainnsamling. For kostnadsvurderingen bygger vi på erfaringstall fra de pågående overvåkingsprogrammene og tidligere utredninger. Disse kostnadsvurderingene er usikre. I noen tilfeller er det heller ikke meningsfullt å anslå kostnader, da det krever nøyere utredninger av omfang. Til slutt i dette kapitlet foreslår vi en prioritering mellom behovene vi beskriver nedenfor. Prioriteringen er gjort ut ifra formålet om å framskaffe data til indikatorer for økologisk tilstand for disse tre økosystemene slik at tilstandsvurderinger kan gjøres og oppdateres jevnlig.

### 8.1 Vegetasjonsovervåking og kartlegging

Det eksisterer tre arealrepresentative overvåkingsprogrammer for vegetasjon. Programmet arealrepresentativ naturovervåking (ANO) er landsomfattende og dekker alle naturlige terrestriske økosystemer (Tingstad et al. 2019), mens programmet arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO) dekker alle grunntyper i hovedtypen T32 semi-naturlig eng i NiN (Bår et al. 2021). Overvåkingsprogrammet GRUK dekker åpen grunnlendt kalkmark (grunntypene 7 og 8 i hovedtypen T2 åpen grunnlendt mark i NiN) rundt Oslofjorden (Evju et al. 2020, 2021, 2022).

Data fra vegetasjonsovervåkingen er benyttet for en rekke vegetasjonsindikatorer (se neste avsnitt), men er også testet i forbindelse med utvikling av indikator *pollineringspotensial i semi-naturlig eng* (kap. 7.2). I tillegg er det aktuelt å utvikle indikatoren *areal av vedplanter*, som er et uttrykk for egenskapen *funksjonell endring innen trofiske nivåer* (**tabell 2**). Dataene fra vegetasjonsovervåkingen inngår også i indikatorene *fravær av fremmede planter* og *slitasje*, men i noe mindre grad.

Data fra vegetasjonsovervåkingen danner grunnlaget for utvikling av vegetasjonsindikatorer for fuktighet, lys, pH, nitrogen, fosfor, beite/slått, forstyrrelse, konkurranse og stress (i denne rapporten), pluss temperatur (dvs. varmekrav i fjellrapporten, Framstad et al. 2022) (**tabell 2**). Disse indikatorene representerer vegetasjonens affinitet (og kan tolkes som respons) til abiotiske og biotiske forhold som kjennetegner økosystemets strukturelle og funksjonelle tilstand.

Data fra den arealrepresentative overvåkingen (ANO) har blitt benyttet som uavhengig valideringsdata for grundig evaluering av myrkartet basert på fjernmåling. I tillegg har egne

registreringer blitt gjennomført i Nord-Norge, og data fra naturtypekartleggingen har også blitt benyttet som bakkesannheter i ulike sammenhenger. Myrkartet er igjen basis for indikatoren *konnektivitet* for myr. Data fra naturtypekartlegging etter Miljødirektoratets instruks (Miljødirektoratet 2022) inngår som bakkesannheter i utviklingen for to indikatorer basert på fjernmåling: *maksimal grønnhet* og *gjengroing*. Disse registreringene er også benyttet i utviklingen av indikatorene *slitasje* og *fravær av fremmede planter*.

Dette utviklingsprosjektet har vist at den nasjonale vegetasjonsovervåkingen kan forbedres slik at flere av overvåkingsdataene kan tas i bruk i utvikling og rapportering av indikatorer for økologisk tilstand. Disse forbedringspotensialene er listet nedenfor i tilknytning til hvert program.

## Utfordringer med nåværende data

### Kartlegging etter Miljødirektoratets instruks

Det er flere utfordringer med kartleggingen etter Miljødirektoratets instruks som datagrunnlag for å utvikle indikatorer for økologisk tilstand:

- For det første kartlegges bare utvalgte naturtyper – dette kan være f.eks. noen spesifikke grunntyper, eller det kan være hovedtyper, men bare i visse bioklimatiske soner. Vi får dermed ikke data for hele spennet av naturtyper som inngår i hovedøkosystemene. Utvidelse av kartleggingen til å bli heldekkende for alle naturtyper i et område (slik det gjøres i kartlegging av verneområder) vil gjøre dataene bedre egnet til indikatorutvikling.
- For det andre er kartleggingen lagt til utvalgte områder, gjerne pressområder, og vi mangler data som kan brukes til å vurdere representativiteten til dataene, særlig med hensyn til tilstand. Hvis en andel av kartlagte NiN-polygoner kan velges ved randomisering og dermed gjøres arealrepresentative, vil disse dataene i større grad kunne benyttes til å vurdere tilstand og utvikle indikatorer for økologisk tilstand.
- For det tredje er det utfordringer med en del av variablene som brukes til å vurdere tilstand, eksempelvis 7SE Slitasje og slitasjebetinget erosjon. Variabelen skåres på en grov måleskala (0, < 1/16, 1/16–1/2, > 1/2), som gir dårlig grunnlag for å vurdere faktisk tilstand på en gitt lokalitet. Miljødirektoratets instruks er under revisjon (Jokerud et al. 2023), og forslagene i denne rapporten må ses i sammenheng med forslagene til revisjon av variabler og terskelverdier i kvalitetsvurderingen av lokaliteter i instruks.
- For det fjerde er det noen potensielle tilstandsvariabler som grupperes som naturmangfoldsvariabler i kartleggingsinstruksen. Dette gjelder blant annet variabelen *Kystlyngheias utviklingsfaser*. Variasjon i utviklingsfaser kunne vært en viktig variabel for å si noe om tilstand til økosystemet. Problemet er at naturmangfoldsvariablene ikke registreres dersom tilstandsverdien blir satt til *svært redusert*. Dette skaper en systematisk skjevhet i dataene som gjør at vi ikke har kunnet benytte oss av disse dataene.
- For det femte er det noen utfordringer med mosaikklokaliteter. Disse lokalitetene ligger som regel som overlappende polygoner av ulike naturtyper i Naturbase. I eksporten er det ikke mulig å finne ut hvor stor andel av polygonene hver naturtype utgjør, selv om dette registreres i felt og er synlig på nettløsningen til Naturbase. Denne mangelen gjør at vi ikke kan bruke disse dataene, siden vi i de fleste tilfeller er avhengig å vite arealet til en naturtype for å kunne gjøre en arealvektet aggregering av tilstandsverdiene senere.

### Arealrepresentativ naturovervåking (ANO, ASO, GRUK)

Fordi ANO er arealrepresentativ, fanges naturtyper som er små og sjeldent forekommende, dårlig opp. ANO gir dermed et mangelfullt datagrunnlag for å vurdere økologisk tilstand i semi-naturlige og naturlig åpne områder under skoggrensa (se antall observasjoner per region i kartene for de funksjonelle vegetasjonsindikatorerne på <https://ninanor.github.io/ecosystemCondition>). Derfor er det nødvendig å supplere overvåkingen med representative data på naturtyper som

tross sjelden forekomst er særlig viktige for artsmangfoldet, og som ofte utgjør hotspotsområder for biologisk mangfold (se Olsen et al. 2018, 2020). ASO og GRUK er derfor svært viktige supplementer til ANO, ved å samle data for hotspot-habitatene semi-naturlig eng og åpen grunnlendt kalkmark. I denne rapporten benyttet vi overvåkingen til å utvikle vegetasjonsindikatorerne, men det bør påpekes flere aspekter som bør forbedres/videreutvikles for at data fra disse overvåkingsprogrammene effektivt kan integreres i utviklingen av indikatorer for økologisk tilstand.

- Det første aspektet er datakompatibilitet: ANO, ASO og GRUK har forskjellige protokoller for hvordan artsdataene samles inn. Selv om det kan finnes gode grunner til at ANO registrerer dekning i 1 m<sup>2</sup> ruter, ASO registrerer dekningsintervaller i transekter og GRUK registrerer dekning i 0,25 m<sup>2</sup> ruter, så gjør disse forskjellene at dataene må integreres for felles analyser, noe som kan introdusere ekstra usikkerhet. I denne sammenhengen er kategoriske dekningsdata ikke optimale, siden de introduserer større usikkerhet enn det som er tilfellet hvis registreringene er angitt i dekningsprosent (Dengler & Dembicz 2023). Generelt frarådes bruk av kategoriske uttrykk for variabler som også skal kunne inngå som kontinuerlige (eller som prosentdata) i kvantitative analyser (Collins et al. 2016). Konkret må man konvertere kategoriske variabler til kontinuerlige variabler før de inngår i beregningen av indikatorverdier. Konverteringen gjøres av den personen som lager beregningen, men som ikke deltok i feltregistreringene. Dette introduserer ny usikkerhet i beregning av indikatorverdien, og særlig mye hvis den kategoriske variabelen har store intervall. Jo større intervall i den kategoriske variabelen, jo større usikkerhet introduseres.
- Det andre aspektet er tilgjengelighet av data, kvalitetssikring og dataflyt. ANO-dataene for de tre første årene av ANOs første omdrev kan lastes ned fra Miljødirektoratets kartkatalog og leses kodebasert i R. For ASO og GRUK er en slik løsning med enhetlig datalagring ikke ennå på plass, og det begrenser reproducerbarheten av arbeidsflyten. Dessuten mangler det standardiserte metadata for overvåkingsdataene fra ANO, ASO og GRUK. Slike metadata bør følge datasettet slik at nye brukere kan forstå datasettet. Her bør det vurderes å tilgjengeliggjøre data fra alle overvåkingsprogrammene for vegetasjon via GBIF og Living Norway, som har veletablerte rutiner for data og medfølgende metadata. Standarder for metadata må utvikles og forankres i internasjonal tilnærming.
- Det er potensial for å samle mer data per ANO-punkt for å bidra til feltbaserte indikatorer, f.eks. ved å registrere slitasje på en enhetlig måte i alle ANO-punkter uavhengig av naturtype i punktet.
- I alle overvåkingsprogrammer er det behov for bedre kvalitetssikring av registreringer i henhold til protokollene og Survey123, for å sikre at alle kartleggere registrerer en gitt variabel på samme måte, og for å forhindre dobbeltregistreringer av samme enhet (punkt eller transekt), da det er nesten umulig å rydde opp i slike feil i etterkant av feltarbeidet. Det er også behov for et system for tilbakemelding fra kartleggere om forbedringsbehov og mangler.

## Kunnskapsbehov/forslag til løsninger

**Naturtypekartleggingen (naturtypedatasettet).** For indikatorer som utvikles fra fjernmåling (bl.a. *gjengroing* og *maksimal grønnsitet* (NDVI)), er det behov for bakkesannheter basert på naturtypepolygoner med ulik tilstand. Det er viktig at dette er arealrepresentative data som fanger opp alle tilstander for en gitt naturtype, både nasjonalt og for regionene, siden både referanseverdier og fordelingen av tilstandsverdiene i en naturtype kan variere mellom regioner.

Imidlertid er NiN-polygoner kartlagt etter Miljødirektoratets instruks ikke arealrepresentative. Det er flere mulige løsninger på å få arealrepresentative NiN-polygoner:

- Å utvide NiN-kartleggingen til å dekke underkartlagte områder slik at den blir representativ for regionen eller landet

- Å gjøre en andel av NiN-kartleggingen arealrepresentativ ved at et visst antall (eller en viss andel) av polygonene som skal kartlegges hvert år, blir valgt ut ved en randomiseringsrutine. Hvilke polygoner som er randomisert kartlagt, må fremgå av metadataene
- Å bruke NiN-tilstandsvurdering på ANO-lokasjoner (ANO er arealrepresentativ) ved å registrere tilstandsskår i området rundt hvert punkt

Vi ser det ikke som realistisk at NiN-kartleggingen blir arealrepresentativ, og foreslår derfor å utvide ANO-instruksen til å inkludere tilstandsskår i området rundt hvert punkt (se under feltinstruks).

Også i datasettet fra naturtypekartleggingen er mange naturtyper dårlig representert (**tabell 7**). Økt og målrettet kartlegging etter NiN av naturlig sjeldne naturtyper vil bidra til å øke kunnskapen vår både om deres forekomstfrekvens og utbredelse og om naturtypene i god og forringet tilstand.

**Feltinstruks ANO/ASO/ GRUK.** For at vegetasjonsovervåkingen skal gi bedre data for tilstandsvurderinger bør feltinstruksen oppdateres og utvides:

- *Som bakkesannhet til fjernmåling:* Vi anbefaler å lage et homogent LUCAS-polygon med en NiN-hovedtype rundt hvert ANO-punkt. Et LUCAS-polygon består av fire innmålte punkter i N, S, Ø, V retning i opptil 51 meter fra ANO-punktet dersom NiN-hovedtype ikke endrer seg fra midtpunktet. Hvis hovedtypen ikke strekker seg ut til 51 m i en eller flere av himmelretningene, registreres avstanden i overgangen av arealtype/klassene (se Bakkestuen & Venter 2021). Det utformes deretter et LUCAS-polygon med en arealtype basert på de fire avstandene som måles fra ANO-midtpunkt (utfigurering av LUCAS-polygonen må programmeres slik at det blir gjort automatisk). Man får da laget polygoner med enhetlige egenskaper og som har en tilstrekkelig størrelse for å kunne benyttes som bakkesannheter for fjernmålingsprodukter med opptil 30 meter pikselstørrelser slik som Sentinel 1 og 2 og de fleste båndene for Landsat-bildene. Arbeidsinnsatsen for å måle disse fire avstandene fra ANO-midtpunkt og utfigurere et LUCAS-polygon anslås til tre minutter.
- *NiN-kartlegging i ANO:* I disse LUCAS-polygonene foreslår vi å utføre NiN-kartlegging av slitasje samt registrering av fremmede og problemarter. Det må utarbeides en liste for hvilke fremmede arter og problemarter som skal registreres, og dette må innarbeides i Survey 123. For tiden er disse registreringene begrenset til arter med visse økologiske risikokategorier («potensielt høy», «høy» og «svært høy» ifølge Fremmedartslista). Dette er uheldig. For det første er informasjon om øvrige fremmede arter også relevant, for det andre kan fremmede arter endre risikokategori over tid. Det registreres prosent dekning av disse artene. For NiN-variabler samt forekomst av fremmede arter og problemarter er det behov for registrering av kontinuerlige variabler eller prosentvis dekning, siden slike data er bedre egnet for kvantitative analyser (som for økologisk tilstand) og introduserer mindre usikkerhet enn kategoriske data (**boks 2**, se også neste punkt). Vi anbefaler en kontinuerlig måleskala eller prosentvis dekning.
 

**Boks 2:** Kategoriske data er data som samles inn i trinn, f.eks. trinn 1: 0-10 %, trinn 2: 11- 30 % osv.
- *Registrering av kontinuerlige variabler eller prosent dekningsgrad i ASO:* For at artsdataene fra ASO skal være (1) bedre integrerbare med ANO og GRUK, (2) enklere å bruke i kvantitative analyser, og (3) introduserer mindre usikkerhet, bør artsdataene registreres med kontinuerlig dekningsgrad istedenfor kategoriske dekningsintervaller. Vi anerkjenner at det virker enklere å sette intervaller enn å bestemme seg for et dekningsstall i felt, men tidsbruken i felt påvirkes ikke nevneverdig av å bruke kontinuerlig skala, og kvantitative analyser krever kontinuerlige variabler. Når man må omgjøre kategorivariable som ble samlet i felt, til kontinuerlige variabler på skrivebordet for å kunne gjøre

indikatorberegninger, introduserer man en ny usikkerhet i beregningene (jf. Dengler & Dembicz 2023, Collins et al. 2016). Denne anbefalingen er videre i tråd med det pågående arbeidet for å revidere Miljødirektoratets instruks (Jokerud et al. 2023).

- *For å kunne beregne karbonlager og eventuelt tilført nitrogen* i våtmark eller andre naturtyper er det behov for å samle inn jordprøver, som deretter blir kjemisk analysert (se kap. 7.3). NIBIO har nå fått midler til å samle inn jordprøver i skog og grasmark (beite, innmark, semi-naturlig mark), og dette kan dekke behov for jordprøver fra disse økosystemene. Det er et udekt behov for jordprøver fra våtmark og fjell, og dette foreslås samlet inn gjennom ANO.

Kostnader og ulike alternativer knyttet til hvilke NiN-variabler som skal registreres i ANO-punktene, må utredes.

**Økt tetthet av overvåkingsflater og forslag om ANO-kyst.** Det er behov for mer feltregistreringer av planter. Selv med supplerer fra ASO for semi-naturlig eng (T32) og GRUK for åpen grunnlendt kalkmark (T2-C7/C8) gir ikke ANO nok datagrunnlag for en forsvarlig vurdering av økologisk tilstand i hovedøkosystemene våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa (**tabell 7**). I våtmark er alle hovedtyper unntatt minerotrof jordvannsmyr (V1) utilstrekkelig representert, inkludert ombrotrof myr (V3) og semi-naturlig våtmark (V9/V10). I semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa står viktige naturtyper som åpen grunnlendt mark (T2, andre enn C7/C8 som suppleres fra GRUK), strandeng (T12), boreal hei (T31), semi-naturlig strandeng (T33) og kystlynghei (T34) per i dag med for lite data til å kunne utvikle planteindikatorer for økologisk tilstand med god statistisk styrke. En enkel utvidelse av ANO (f.eks. dobling av antall flater) vil ikke «løse problemet» med for liten representasjon av økosystemene (se **tabell 7**), med mindre man flerdobler utvalgsstørrelsen. Vi tror at den beste løsningen er å lage målrettede supplementer til ANO, f.eks. knyttet til økosystemer eller til spesielle områder, der datainnsamlingsprotokollen legges tett opp mot ANO, slik at data kan integreres i arbeidsflyten. For eksempel kunne en «ANO-kyst» vært aktuelt, der datainnsamlingen begrenses til 500 × 500 m-ruter langs kysten, med et tilfeldig stratifisert utvalg innenfor hver av regionene som skal tilstandsvurderes. Avhengig av endelig design vil ANO-kyst kunne fange opp kystlynghei og semi-naturlig strandeng samt en rekke kystnære naturtyper som er naturlig åpne, som strandeng, sanddynemark, strandberg og åpen grunnlendt mark. Det er også sannsynlig at naturtyper i våtmark kan fanges opp med et kysttilknyttet rutenett. Det er også mulig å tenke seg å bruke et mindre rutenett (250 × 250 m) for å øke treffsikkerheten på kystlinjen (jf. Evju et al. 2015), men ellers utvikle opplegget så det kan integreres med ANO-data. Et forslag til hvordan kyst-økosystemer kan kartlegges arealrepresentativt er utviklet i Sverige og gjengitt i Evju et al. (2023).

I ANO er kostnad for å registrere ett felt ca. 70 000 NOK i 2023. Antall felt som anbefales å inngå i en målrettet datainnsamling må utredes nærmere.

**Tabell 7.** Antall ANO-punkter i ulike hovedøkosystemer og NiN-hovedtyper for årene 2019–2021. Tabellen viser kun de punktene som er blitt kartlagt til en hovedtype (ikke kartlagte punkter eller punkter kun tatt til hovedtypegruppe vises ikke). Hovedtypene ført opp under 'diverse' tilhører ikke et spesifikt hovedøkosystem og forekommer ofte i tilknytning til ulike hovedøkosystemer.

Hovedøkosystem	Hovedtype	Midt-Norge	Østlandet	Nord-Norge	Sør-Norge	Vest-Norge	Sum Hovedtype
Våtmark	V1	266	216	306	95	122	1005
Våtmark	V2	26	49	35	16	11	137
Våtmark	V3	48	23	42	1	5	119
Våtmark	V4	4	1	7	2		14
Våtmark	V6	2		18		6	26
Våtmark	V8	1	1		1		3
Våtmark	V9		1	5	4	4	14
Våtmark	V10		2	1	2	1	6
Våtmark	V11	1		1			2
Våtmark	V12	14	1	1	5	1	22
Sum våtmark							1348
Semi-naturlig	T31	53	77	87	14	26	257
Semi-naturlig	T32	17	21	65	4	39	146
Semi-naturlig	T33	1					1
Semi-naturlig	T34	12		5		32	49
Semi-naturlig lignende	T40	5	4		1		10
Semi-naturlig lignende	T41	7	7	3		12	29
Sum semi-naturlig							492
Naturlig åpent	T2	52	11	19	23	88	193
Naturlig åpent	T12	2		1			3
Naturlig åpent	T18			8			8
Naturlig åpent	T20			3			3
Naturlig åpent	T21			1			1
Sum naturlig åpent							208
Skog	T4	515	965	754	456	321	3011
Skog	T30		3		2		5
Sum skog							3016
Fjell	T3	235	329	725	45	191	1525
Fjell	T7	28	16	133	12	54	243
Fjell	T14	19	40	84	9	14	166
Fjell	T19			4			4
Fjell	T22	9	14	28	5		56
Fjell	T26			15		18	33
Sum fjell							2027
diverse	T1	33	24	140	14	141	352
diverse	T5					1	1
diverse	T6	6					6
diverse	T13	16	27	42	4	15	104
diverse	T16	2		11		3	16
diverse	T17					1	1

Hovedøkosystem	Hoved-type	Midt-Norge	Østlandet	Nord-Norge	Sør-Norge	Vest-Norge	Sum Hoved-type
diverse	T24					1	1
diverse	T25					3	3
diverse	T27	29	43	141	2	21	236
diverse	T29			2			2
diverse	I1			2		105	107
diverse	L4			7			7
Sum diverse							836
Sterkt endret	T35	26	28	22	14	2	92
Sterkt endret	T36	6	1	5	1		13
Sterkt endret	T37	5	8	3	1	2	19
Sterkt endret	T38	15	8	11	7	3	44
Sterkt endret	T39	3	11	3	3	4	24
Sterkt endret	T42	1			1		2
Sterkt endret	T43	7	14		5	6	32
Sterkt endret	T44	19	49	4	4	25	101
Sterkt endret	T45	36	13	20	3	24	96
Sum sterkt endret							423
Sum region		1521	2007	2764	756	1302	8350

**FAIR-tilgang på data fra vegetasjonsovervåkingen og NiN-kartleggingen.** ANO-dataene og NiN-variabler er tilgjengelige i Miljødirektoratets kartdatabase. Dataene som er tilgjengelig, mangler standardiserte metadata og er derfor vanskelig å bruke hvis man ikke har inngående kjennskap til feltinstruksene og designet på overvåkingen. Samtidig mangler datasettene versjonskontroll, og de er ikke tilknyttet lisenser. Prosjektet har brukt relativt mye midler på å få grep om ANO-dataene slik at de foreligger på riktig format, og organisert dem slik at de kunne benyttes i de statistiske analysene og som bakkesannheter. Dataene er altså ikke FAIR (se kap. 2.1). Samtidig er ikke ASO- og GRUK-dataene tilgjengelig for nedlasting for bruk. Dette gjør at dataene heller ikke har potensial for å inngå i analyser i forskningsprosjekter, der man setter sammen data fra ulike kilder for f.eks. å undersøke økologiske sammenhenger på tvers av artsgrupper. Det er behov for å etablere en dataflyt fra Miljødirektoratets kartbase til en åpen database basert på FAIR-prinsippene og der dataene er tilknyttet internasjonalt standardiserte metadata og versjon. Per 2023 er det kun [LivingNorway](#) (som bygger på GBIF) som er egnet til dette i Norge.

**Forbedring av generaliserte artslistene i NiN for flere naturtyper og flere regioner.** Vegetasjonsindikatorer utviklet i dette prosjektet for semi-naturlig mark og våtmark bygger på generaliserte artslistene fra NiN-systemet som referansesamfunn. Slike lister mangler imidlertid for de fleste naturtypene i NiN som inngår i naturlig åpne områder under skoggrensa, men også for enkelte hovedtyper innen semi-naturlig mark (for eksempel boreal hei og semi-naturlig strandeng). I våtmark finnes det generaliserte artslistene for alle myrtypene. For å kunne utvikle vegetasjonsindikatorer for naturlig åpne naturtyper under skoggrensa har prosjektet utviklet artslistene for referansesamfunn for de fleste av de naturlig åpne naturtypene (se Evju et al. 2023). Disse artslistene gir et viktig bidrag til indikatorutvikling for naturtyper der slike artslistene mangler, men er også et viktig bidrag til videreutvikling av NiN for naturlig åpne naturtyper. De eksisterende generaliserte artslistene innenfor hovedtypene i NiN 2.0 ble benyttet til å bestemme typeinndelingen i NiN 2.0. Selv om det har vært flere revideringer av NiN siden (dagens versjoner er NiN 3.0), har disse listene aldri blitt oppdatert. Det medfører at planteindikatorer for økologisk tilstand i disse hovedtypene har en økt usikkerhet knyttet til seg, avhengig av hvorvidt de gamle artslistene faktisk gjenspeiler typeinndelingen for hver respektive grunntype i den gjeldende



versjonen av NiN. I tillegg representerer disse artslistene ikke alle regionene i Norge like godt; de er mest representative for den sørlige halvparten av landet (herav igjen mest for Østlandet). Dette betyr også at det må antas en større usikkerhet i resultatene for Vestlandet, Midt-Norge og spesielt Nord-Norge.

**Særskilte utviklingsbehov for naturlig åpne områder under skoggrensa.** Utviklingsbehovene skissert over knyttet til å få fram generaliserte artslister for NiN, bedre dataflyt og mer harmonisert feltregistreringer, gjelder også for naturlig åpne områder. Evju et al. (2023) lister følgende utviklingsarbeid som særlig relevant for å gå videre med for dette økosystemet:

- å gjennomføre en tilstandsvurdering av økologisk tilstand i åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone med det datagrunnlaget som nå er tilgjengelig fra overvåkingen av naturtypen i perioden 2020 til 2024. En slik vurdering vil vise hva som er mulig å få til for andre hovedtyper når man har gode data, og kan dermed være overførbart til andre typer.
- å teste sammenhengen mellom infrastrukturindeksen i/nær vassdrag og økologisk tilstand i terrestriske vassdragsnære naturtyper
- å vurdere videre arbeid med fjernmålingsbaserte indikatorer av ras- og skredfrekvens

## 8.2 Norsk insektovervåking

Insektfaunaen utgjør nærmere halvparten av det kjente terrestriske artsmangfoldet og danner en viktig næringskilde til fugl og pattedyr. Insektfaunaen utfører viktige økologiske funksjoner som nedbrytning av organisk materiale og bekjemping av skadedyr. De viktigste pollinatorene er også insekter, og nedgang i insektfaunaen kan få store konsekvenser for pollinering og produksjon av grønnsaker, bær og honning. En velfungerende insektfauna er dermed helt essensiell for et velfungerende økosystem og for den økologiske tilstanden.

Norsk insektovervåking danner datagrunnlag for 7 indikatorer i semi-naturlig mark, men det er et stort potensial for å utvikle flere indikatorer fra insektovervåkingen på sikt. Dette kan være indikatorer som reflekterer andre økologiske egenskaper enn de som nå er foreslått. Beregningsrutinene for de foreslåtte indikatorene (kap. 4) er fleksible, og ved å justere artsutvalg kan indikatorene endres eller utvikles til nye indikatorer. Utviklingen av beregningsmåter og skript som er utviklet i dette prosjektet, kan også gjenbrukes for insektindikatorer for skog.

Overvåkingsprogrammet dekker per dags dato semi-naturlig mark i fire landsdeler, der bare Vestlandet mangler. For å danne datagrunnlag for indikatorer i hele landet må overvåkingen derfor utvides til Vestlandet, noe som er inkludert som en opsjon i gjeldende kontrakt, for en sum av 2 127 000 NOK ekskl. mva. årlig.

For økosystemet skog dekker programmet i dag kun Østlandet, men det er laget en plan for en utvidelse til de fire andre landsdelene for skog til en sum av 10 389 000 NOK ekskl. mva. årlig. Disse kostnader er kun et overslag og vil eventuelt justeres ved neste konkurranserunde (sesongen 2025).

Opplegget for overvåkingsprogrammet tar høyde for å kunne oppdage en årlig forandring på ca. 2 % etter 10 års overvåking. En preliminær power-analyse tilsier at vi ligger i linje med å kunne gjøre det, med en statistisk utsagnskraft på ca. 80 %. Merk at en komplett dataserie på 10 år først kan inntreffe tidligst 2034, gitt at Vestlandet blir kartlagt for første gang i 2024. For å oppsummere finnes det dermed en plan for å overvåke en stor del Norges insektfauna i semi-naturlig mark og på sikt også skog i tilknytning til pågående overvåkingsprogram. Dette vil gi verdifull og kvalitativ data på insektforekomster, for bruk til flere indikatorer for økosystemtilstand. Det gjenstår imidlertid fremdeles å definere referanse- og grenseverdier for god økologisk tilstand (se nedenfor).

Arbeidet som er gjennomført i dette prosjektet, har vist at det ikke er realistisk å måle referanseverdier direkte i naturen for de fleste insektindikatorer, slik man har vurdert som et alternativ tidligere. Dette handler ikke fremst om kostnaden, men at man ikke kan finne områder med referansetilstanden, og også at områdene er vanskelige å definere og å lokalisere. Det råder i dag en vitenskapelig konsensus om at vår del av verden sannsynligvis har gjennomgått en betydelig reduksjon i antallet insekter (individantall, biomasse) de seneste 50 årene (Wagner et al. 2020, Blüthgen et al. 2023). Men størrelsen på forandringen og hvilke artsgrupper som er mest påvirket, er fortsatt ukjent. Det foreligger heller ikke en opplagt metodikk for å kartlegge disse forandringene nå i etterkant. De antatt største påvirkningsfaktorene for insektforekomster i semi-naturlig mark er endringer i arealbruk, endret dyrehold, gjødsling og bekjempingsmidler. Det antas at dette også gjelder for Norge. Samtidig mangler vi gode historiske dataserier med insektfauna for å sammenligne med dagens tilstand. I kontrast til overvåkingen av humler og dagsommerfugler mangler det detaljert kunnskap om historiske forekomster av de fleste insektarter. I humle- og sommerfuglovervåkingen er referanseverdien utledet fra et etablert forventningssamfunn. Beskrivelse av et forventningssamfunn innebærer at man har god kunnskap om dominerende arter og hvilke som er mindre vanlig forekommende. utfordringene ved å beskrive et forventningssamfunn knyttet til insektovervåkingen kommer fremst fra det store antallet arter i samfunnene, der det ofte handler om flere tusen arter på en enkelt lokalitet, og der en stor del av artene fortsatt ikke kan tildeles et artsnavn. En annen grunnleggende utfordring er at innsamlings og identifiseringsmetodikken har forandret seg så pass mye at det er vanskelig å sammenligne med enkelte tilfeldige historiske funn. Det vurderes derfor urealistisk å utarbeide forventningssamfunn for de fleste insektgrupper som samles inn i norsk insektovervåking. Det er derfor svært vanskelig å anslå verdier for mengden og artsmangfoldet for insekter i intakt semi-naturlig mark med svært god tilstand i Norge.

En studie fra 2017 satte eksempelvis søkelyset på nedgang i insektfaunaen i den vestlige verden. Her viste Hallman et al. (2017) en 75 % nedgang i insektbiomasse de seneste 27 årene over store deler av Tyskland. Ettersom tidsserien var innhentet i vernede områder, er det vanskelig å peke på forandringer i den lokale skjøtselen som kan forklare den drastiske nedgangen. Studien tyder derfor på at insekter reagerer på miljøet i en større landskapskala, ikke kun verneområdet der de ble fanget. I landskapet samvirker flere habitatsressurser og påvirkningsfaktorer. Dette er i tråd med årtier med forskning. Det er i dag nærmest umulig å finne større intakte jordbrukslandskap som ikke har gjennomgått betydelige forandringer i skjøtsel og arealbruk de seneste 50 årene.

Andre analyser har vist at bildet kan være mer komplekst, der noen insektgrupper har gått kraftig ned, mens andre har økt noe de seneste årtier (van Klink et al. 2020). For eksempel kan vanntilknyttede insekter ha økt i Europa, men det er mulig at de har økt fra historisk enda lavere nivåer som et resultat av forbedret vannmiljø. Denne kombinasjonen av potensielt meget kraftige nedganger med ulike trender for ulike artsgrupper, mangel på historiske tidsserier, bruk av ny overvåkingsmetodikk og mangel på intakte referanseområder gjør det svært vanskelig å identifisere robuste historiske referanseverdier for indikatorene fra norsk insektovervåking. Det er et åpent vitenskapelig spørsmål hvordan dette kunnskapshullet skal kunne tettes, og om det i det hele tatt vil la seg gjøre.

I påvente av fremskritt i forskningen kan andre typer av referanseverdier vurderes, som for eksempel fremtidige forandringer fra dagens tilstand, noe som overvåkingen som nevnt ser ut å ha statistisk kraft å kunne gjøre etter ca. 10 år. Da kan det bli aktuelt med ekspertvurderinger for å skalere dagens tilstand, men merk at den grunnleggende mangelen på kunnskap ikke forsvinner ved å bruke ekspertvurderinger.

I dette prosjektet har vi utviklet og testet en metode for å vurdere pollineringspotensial for hele Norge (vedlegg 2). Metoden er basert på kunnskap om hvilke insektarter som har affinitet til hvilke blomsterressurser. Artsregistreringer i ANO er følgelig grunnpilaren i metoden. Utvikling av indikatoren kan ha to tilnærminger. Hvis man har et heldekkende kart for semi-naturlig eng, kan man modeller forekomst av planter, deretter kvalitetssikre dette med feltundersøkelser og

dermed få et heldekkende kart for pollingeringspotensiale i semi-naturlig eng. Kostnader for denne modelleringen anslås til ca. 1 mill. NOK, forutsatt at kartet er utviklet. En enklere tilnærming som ikke krever heldekkende kart, kan basere seg på oppdaterte vegetasjonsundersøkelser i 1m<sup>2</sup> ruter i semi-naturlig eng. Kostnaden knyttet til denne tilnærmingen er ca. 600 000 kr.

### 8.3 Nasjonal overvåking av humler og dagsommerfugler

Nasjonal overvåking av humler og dagsommerfugler foregår per 2023 i fire regioner: region øst (tidligere fylker Vestfold og Østfold), region sør (tidligere fylker Vest-Agder og Rogaland), region Trøndelag, samt region vest (Vestland og Møre og Romsdal). Prosjektet er en arealrepresentativ overvåking av grasmark og åpen skogsmark i lavlandet. Data fra prosjektet blir brukt til å beregne indikatorer på samfunnsnivå for disse artsgruppene. Indikatoren er en samfunnsindeks og beskriver det relative avviket fra en teoretisk referansetilstand (et forventningssamfunn for hvor ofte artene forventes å finne på en lokalitet). Indikatoren er beregnet ut ifra observasjoner i overvåkingen sett i forhold til referansetilstanden. To indikatorer fra denne overvåkingen er foreslått som indikatorer for økologisk tilstand i semi-naturlig mark: en på humler og en på dagsommerfugler. Dagens overvåking dekker fire regioner, men mangler for Nord-Norge.

Det er et mål å inkludere region nord i overvåkingen slik at indikatorene kan utformes for alle de fem regionene. Inkludering av region nord i overvåkingen var del i en opsjon som ikke ble utløst i overvåkingsprogrammet i 2023. I tilbudet fra 2022 ble etableringskostnaden for region nord beregnet til på ca. 350 000 kr, for deretter å ha en årlig løpende årskostnad på ca. 360 000 kr. Denne beregning tar høyde for 20 flater i hele region nord, slik at det blir omtrent det samme antallet flater i hver region. Med region nord blir dekningen av overvåkingen i Norge tilsynelatende komplett, men vi understreker at region øst så langt kun inkluderer de tidligere fylkene Østfold og Vestfold, mens andre områder rett nord og vest for disse enda ikke er inkludert i prosjektet. Det kan derfor være behov for å utvide overvåkingen her med flere flater i region øst.

Insekter er viktige artsgrupper i våtmark, og det mangler indikatorer for insekter i vurderingen av økologisk tilstand for våtmark. Det er derfor ønskelig å utvide overvåkingsprogrammet for humler og dagsommerfugler til våtmark. I 2022 fikk NINA i oppdrag å inkludere beskrivelse samt estimering av kostnad for hvordan overvåkingen av humler og dagsommerfugler i fremtiden kan utvides til å inkludere naturtypen våtmark i Norge (Åström et al. 2023). Et mål kan være å få lagt ut totalt 10 flater per region, noe som da utgjør 200 transekter med våtmark i hver region. Kostnadsanslaget for de løpende kostnadene per år for å utvide overvåkingen til våtmark er beregnet til en total sum på mellom 1 350 000–2 130 000 NOK ekskl. mva. for de fem regionene (øst, sør, Trøndelag, vest, nord), med 1 570 000 NOK som et gjennomsnitt. Det laveste anslaget baseres på at frivillige gjør all feltinventering, mens det høyeste anslaget benytter fast ansatte i en forskningsinstitusjon. Det må undersøkes hvor mange frivillige som har kompetanse og mulighet til å gjennomføre feltarbeidet. Engangskostnaden for å etablere et overvåkingsopplegg i våtmark før selve overvåkingen kan starte, ble anslått til en total sum på 1 750 000 NOK for fem regioner (øst, sør, Trøndelag, vest, nord).

Vi anbefaler også at man NiN-kartlegger transektene i overvåkingen. Da kan disse dataene bl.a. bidra til flere data om forekomst av naturtyper, men også til å bedre kunnskapen om hva som er årsak til svingninger i insektbestandene. Registrering av NiN-naturtyper kan gjøres ved å ta bilder på transektene samtidig som den manuelle kontrollen blir utført i felt. Tilleggskostnadene for vurdering av NiN-naturtyper er avhengig av antallet transekter man inkluderer (dvs. alle transekter eller bare et utvalg). I forslaget til opplegg i våtmark ble kostnadene beregnet til 250 000 NOK ekskl. mva. for alle fem regionene. For en utvidelse til fem regioner og alle tre økosystemene (gress, åpen skogsmark og våtmark) blir kostnaden 750 000 NOK ekskl. mva.

## 8.4 Overvåking av fugl (Norsk hekkefuglovervåking)

Indikatoren «hekkefugl i våtmark» og «hekkefugl i jordbrukslandskapet» representerer en oversikt over bestandsutvikling og -tilstand hos fuglearter som overvåkes gjennom programmet Norsk hekkefuglovervåking. Per 2023 er det ikke tilstrekkelig med feltregistreringer til å presentere indikatorene på regionalt nivå. Norsk hekkefuglovervåking leverer også datagrunnlag for analyser og rapportering mot en rekke nasjonale (Naturindeks, Miljøstatus, Rødlista) og internasjonale (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, UNEP-World Conservation Monitoring Centre, OECD) programmer.

Overvåkingsprogrammet består i dag av 493 ruter fordelt over hele landet, hvor det i de fleste foregår årlig datainnsamling. Registreringene foregår i alle terrestriske økosystemer.

Data fra hekkefuglovervåkingen er i dag tilstrekkelig for beregning av nasjonale bestandsindekser for en rekke av de mest vanlig forekommende arter av spurvefugl og vadefugl, inklusive de som hekker i semi-naturlig mark og våtmark. For noen arter finnes det nok data for å beregne bestandsindekser for to hovedregioner (nord og sør), mens beregning på finere romlig skala bare er mulig for noen få arter. Dette skyldes at for å oppnå signifikante trender må arten være «vanlig nok» til at man kan tilegne seg gode datasett på artens forekomst, det vil si at arten opptrer i et høyt nok antall ruter. Dersom man skal beregne indekser for finere geografisk skala, må man derfor øke antall overvåkingsruter. Dette gir utfordringer for utforming av indikatorene på regionalt nivå. For å beregne pålitelige bestandstrender bør arten opptre i minst 50 av rutene i regionen i deler av tidsperioden som analyseres. I både semi-naturlig mark og våtmark kan indikatoren gi en oppløsning på mer finskala regioner med akseptabel usikkerhet, men dette krever som nevnt oppjustering av antall ruter. Antallet vil avhenge av regionenes størrelse, og hvor vanlig de ulike artene er i disse regionene. Det er derfor behov for økt innsats i overvåkingen for å kunne produsere regionale indikatorverdier. Eksakt behov for antall nye ruter må framkomme gjennom grundig modellering.

Hvis den romlige oppløsningen til indikatoren skulle forbedres, kommer dette til å kreve mer data gjennom økt innsats i Norsk hekkefuglovervåking. Det er behov for å inkludere flere lokaliteter for å få bedre oversikt over regionale trender for arter i alle habitater. For våtmark er det behov for flere lokaliteter for å kunne beregne indikator for våtmarksfugl også på nasjonalt nivå. I utgangspunktet er norsk Norsk hekkefuglovervåking et godt strukturert overvåkingsprogram, noe som åpner opp for økning i datainnsamlings-innsats på en kostnadseffektiv måte. Uansett er programmet administrativt krevende, ikke minst fordi oppsett av nye lokaliteter er avhengig av kapasitet både hos NINA og BirdLife Norge.

Kostnadene for drift av de årlige 493 rutene er for NINA sin del ca. 1 million NOK i 2023 (inkl. koordinering, databearbeid og analyser). Dette gir en årlig gjennomsnittlig kostnad per rute på ca. 2 200 NOK ekskl. mva, men kostnadene varierer mye blant ruter. Før oppstart av nye ruter kreves det i tillegg planlegging, noe som fordrer en høyere pris det første året enn etterfølgende år med datainnsamling. Her estimeres det fra NINA sin side ca. ett ukeverk per ny rute som skal inkluderes i overvåkingen. Med administrative kostnader lander vi på et grovt prisanslag på ca. 70 000 NOK per rute. Kostnadene til BirdLife Norway for feltarbeid per rute inngår i egen kontrakt mellom dem og Miljødirektoratet, og NINA kjenner ikke disse kostnadene.

Vi ser at den store flaskehalsen for utvidelse av hekkefuglovervåkingen kan være at det er krevende å rekruttere nok feltarbeidere (ornitologer) med tilstrekkelig kompetanse. Opplæring av nye feltarbeidere vil kreve en større jobb med kompetanseheving, noe som krever ekstra midler. Det å rekruttere flere ornitologer fra utlandet til arbeidet er et mulig alternativ, men det er usikkert hva dette vil bety for kostnadene, i og med at dette innebærer økte reisekostnader.

Samlet krever eventuell utvidelse av hekkefuglovervåkingen egne utredninger, både med hensyn til antall ruter som er nødvendig for robuste analyser, valg av ruter geografisk og behov for feltpersonell.

## 8.5 Økosystemkart og fjernmåling

**Økosystemkart som dekker våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa.** Vi antar at Miljødirektoratets pågående arbeid med et økosystemkart basert på eksisterende kartdata resulterer i et økosystemkart som i mer eller mindre grad dekker EUs økosystemtypologi på nivå 1. Dette vil sannsynligvis ikke gjøre det mulig å skille mellom semi-naturlige og naturlig åpne økosystemer. Eksisterende datagrunnlag for våtmark tilsier også at forekomster av våtmark vil bli sterkt underrepresentert i et slikt kart.

Det er følgelig behov for å videreutvikle Miljødirektoratets økosystemkart for å få bedre dekning av de aktuelle økosystemene i dette prosjektet. Det pågående arbeidet med fjernmålingsbasert kartlegging av åpen våtmark i regi av Vegar Bakkestuen vil gi en mer korrekt dekning av våtmark enn dagens datagrunnlag. For å få meningsfulle verdier for tilstandsindikatorer er det imidlertid behov for en finere inndeling av åpen våtmark, spesielt for fattige og rikere utforminger (NiN-hovedtypene V1 og V3). En mulig tilnærming, både for finere inndeling av våtmark og for å skille ulike utforminger av semi-naturlig og naturlig åpne økosystemer, kan være en videreutvikling av metodene for utbredelsesmodeller som gjennomføres i prosjektet ECOMAP. Polygoner i ulike kart over de enkelte NiN-typenes sannsynlige forekomst må da klassifiseres til distinkte økosystemenheter for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa og sammenstilles i ett kart basert på fastlagte klassifikasjonsregler. Se også kapittel 3.

**Gjentak av gjengroingsindikatoren.** *Gjengroing* er en sentral indikator for alle økosystemene, også fjell og skog, som ikke inngår i dette prosjektet. For å måle gjengroing trenger vi et fjernmålingsdatasett som kan gi oss informasjon om vegetasjonshøyde og hvordan den endrer seg over tid. I dette prosjektet brukte vi LiDAR-data fra fly, som for tiden har nasjonal dekning. Oppdateringsfrekvensen til LiDAR-data er imidlertid avhengig av kommunen som betaler for dataene. Derfor oppdateres den i noen kommuner, som Oslo, hvert år, mens den i de fleste kommuner oppdateres hvert 10. år, eller de blir aldri oppdatert. Foreløpig er det ingen koordinert plan for å oppdatere LiDAR-data nasjonalt. En statlig investering i årlig eller toårig oppdatering av LiDAR-data vil revolusjonere vår evne til å overvåke og redegjøre for endringer i økosystemtilstanden i Norge. I land som Skottland er man allerede i gang med å implementere slike LiDAR-programmer<sup>5</sup>.

Satellittbaserte LiDAR-data er svært umodne og vil neppe være en realistisk løsning for Norge det kommende tiåret. Det eneste eksisterende satellittbaserte systemet er Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI; <https://gedi.umd.edu/>), som har en målefeil på rundt 2–5 m, noe som er for usikkert for å måle indikatorer som gjengroing i Norge.

Inntil Norge kan investere i nasjonale LiDAR-data som oppdateres hyppig, er den beste løsningen å bruke optiske og radarsatellittdata for å overvåke vegetasjonsendringer over tid. De nåværende satellittdataene som er fritt tilgjengelig, inkluderer Copernicus Sentinel-1- og -2-satellitter (10 m oppløsning, ukentlig frekvens), som er radar og optiske sensorer. Et pilotprosjekt må gjennomføres for å utforske hvor godt kunstig intelligens-modeller kan kartlegge vegetasjonshøydeendringer ved å bruke disse satellittdataene. Når usikkerheten og feilestimatene for dette er etablert, kan vi estimere om vi realistisk kan overvåke endringer i indikatoren gjengroing over tid. En strategisk investering i kommersielt tilgjengelige satellittbilder vil være å kjøpe PlanetScope-satellittbilder (3 m oppløsning, daglig frekvens), som kan forbedre vår evne til å kartlegge økologiske tilstand sammenlignet med Sentinel-satellitter alene. En forskningslisens for PlanetScope-bilder koster 13 500 EUR per år og vil gi nok data til å dekke hele Norge. Disse dataene har nylig blitt brukt til å kartlegge alle trær i Europa (Liu et al. 2023) og viser potensial for å kunne spore endringer i trehøyde over tid. PlanetScope-bilder er også potensielt viktig for å forbedre indikatorene for konnektivitet. I tillegg til innkjøp av Planet-Scope bildene er det behov

<sup>5</sup> <https://www.theguardian.com/environment/2023/may/12/scotland-annual-laser-scan-monitor-for-est-health-aoe> (27.11.2023)

for et utviklingsprosjekt for å teste hvor godt egnet disse dataene er til å oppdatere gjengroingsindikatoren. Et slik utviklingsprosjekt er estimert til 2 månedersverk.

**Hydrologi i våtmark.** Vannmetning og vannstand i våtmarker er den absolutt viktigste indikatoren for å vurdere tilstanden i våtmark, nettopp fordi våtmark defineres ut ifra vannstanden i jordsmonnet. Forbedret forståelse av vannforholdene i våtmark krever mer omfattende hydrologiske data. Dette kan oppnås ved å øke tilgangen til hydrologiske målinger, inkludert vannstand og vannkvalitet, i sanntid eller med høy frekvens. Videre forskning kan også undersøke bruken av avanserte hydrologiske modeller og sensorteknologi for å forbedre våtmarkovervåking og forståelse. Kostnadene for innsamling av nye hydrologiske data i sanntid i våtmark er meget høy og urealistisk. Vi har derfor foreslått å inkludere å utvikle en indikator for forekomst av grøfting. For begrunnelse for bruk av denne påvirkningsfaktoren se innledningen til kapittel 4 og neste avsnitt.

**Forekomst av grøfter** er en sentral forklaringsvariabel (påvirkning) for endringer i økologisk tilstand i våtmark. Som nevnt i avsnittet over, er det lite realistisk å få satt i gang nok hydrologiske målinger i myr til å kunne benytte dette til indikator for økologisk tilstand på regionalt og nasjonalt nivå. Vi har vurdert at NiN-variabelen «endringsskjold» ikke er egnet som indikator for økologisk tilstand. Variabelen er komplisert fordi den integrerer effekter som grøfting har på myr, med framtidig forventet effekt. Som med andre NiN-variabler er det også utfordringer med arealrepresentativitet. Vi har derfor valgt å anbefale at forekomst av grøfter kan benyttes til å indikere tilstand for hydrologi i myr, selv om det er en påvirkning (se innledning i kap. 4.1). Det er allerede et pågående utviklingsarbeid som vil avdekke muligheter til å få bedre innsikt i grøfteomfang (Bakkestuen under utarb.). For å overvåke forekomst av grøfter i myrområder er det viktig å ha tilgang på oppdaterte geospasiale data som kan brukes til å identifisere og vurdere grøfter. Fremtidig forskning bør utrede muligheten for å bruke høyoppløselige satellittbilder og LiDAR-data (se over) for å kartlegge grøfter med høy presisjon. Utvikling av automatiserte metoder for grøfteidentifikasjon og gradering vil også være viktig for å effektivisere overvåkingsprosessen.

**Oversvømmelseshyppighet.** Beregning av indikatorverdier er utviklet for regionalt nivå, men det mangler en god økologisk forståelse av hva som er referansetilstanden til indikatoren (se kap. 5.11). Det er derfor vanskelig å tolke indikatorens relevans for tilstandsvurderinger. Videreutvikling av konseptet til en ferdig indikator prioriteres derfor ikke nå.

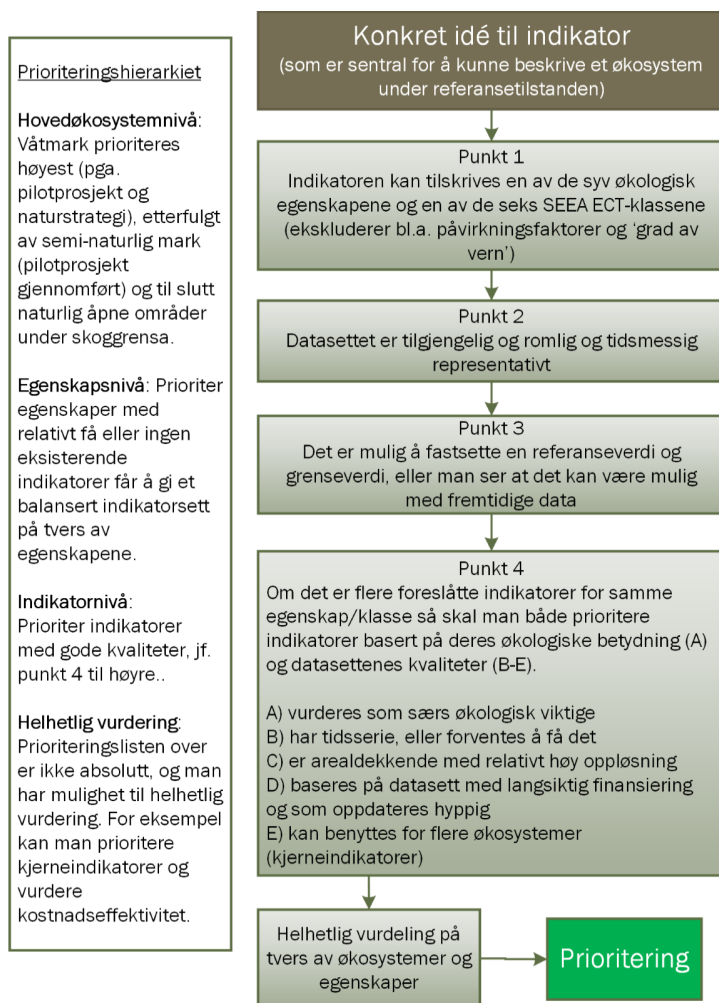
## 8.6 Rekkefølge av skalering og aggregering av indikatorverdier

Valget av når i arbeidsflyten man skalerer eller trunkerer en indikator i IBECA-metoden og i vannforskriften har påvirkning på indikatorverdiene når disse skal aggregeres romlig (jf. kap. 3.6 i Fremstad et al. 2023). Problemstillingen er relevant for alle indikatorer som skaleres opp fra lokalt til regionalt og eventuelt nasjonalt nivå i dette prosjektet, siden de opprinnelige dataene vanligvis er av en finere oppløsning enn de fem regionene det skal beregnes indikatorverdier for. Konsekvensene av at denne utfordringen ligger uløst, er at indikatorverdiene blir feil, eller at man kommer fram til ulike tall i ulike sammenhenger der man forventer samme resultat. Begge deler svekker tillitten til det vitenskapelige arbeidet og skaper generell forvirring.

Det viser seg at den romlige oppløsningen til referanseverdiene i forhold til oppløsningen i variablene er viktig. Det samme er valg av skaleringsmetode, om man har brukt en lineær eller ikke-lineær skalering (inkludert trunkering). Her kreves det at man undersøker ulike mulige rekkefølger for skalering, trunkering og aggregering, og deretter utreder, gjerne med bruk av simuleringer, fordeler og ulemper med de forskjellige forslagene. Disse fordelene og ulempene kan være både matematiske og økologiske av natur. Resultatet bør bestå av opplysningsmaterieell og klare retningslinjer (en standard) som alle indikatorer som skaleres kan følge. Et slik utviklingsprosjekt er estimert til 0,7 månedersverk. Behovet er relevant også for indikatorer som ikke baseres på fjernmåling.

## 8.7 Prioritering mellom de ulike kunnskapsbehovene

Dette kapitlet gir et forsøk på å prioritere kunnskapsbehovene som er identifisert for kunne vurdere økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Miljødirektoratet har sendt et notat til prosjektledelsen der de gir deres prioritet til kunnskapsbehov (se venstre boks i **figur 38**). Denne prioriteringen er supplert med kvalitetskrav som stilles til en indikator (se høyre del av **figur 38**). Forslaget til prioritering har vært gjennomgått av de tre økosystemgruppene, og deres uttalelser har vi vurdert i forhold til helheten av indikatorutvalg og Miljødirektoratets prioriteringer.



**Figur 38.** Prioriteringshierarkiet: Forslag på nye indikatorer for økologisk tilstand skal gjennom en vurdering av hvordan de ulike punktene i flytskjemaet oppfylles. Dette kan være til hjelp i den endelige prioriteringen av indikatorer og indikatorprosjekter. I tillegg kan man begrunne det endelige utvalget av indikatorer på en mer overordnet prioritering mellom hovedøkosystemene (hovedøkosystemnivået i boksen til venstre) eller basert på en mer fleksibel helhetlig vurdering. Merk at ingen av punktene er kravpunkt og at det ikke trenger å være et tydelig ja- eller nei-svar. Listen er tenkt som en referanse- og sjekkliste. ECT = ecosystem condition typology.

For en helhetlig vurdering knyttet til egenskaper og økologisk tilstand, tar vi utgangspunkt i tabellene i kapittel 9.1. Ny datainnsamling som bidrar til å framstille flere indikatorer både innen og på tvers av økosystemer prioriteres. Prioriteringene er vist i **tabell 8**.

Som prioriteringshierarkiet viser i **figur 38**, prioriteres kunnskapsbehov for naturlig åpne områder lavest. Forslagene om ANO-kyst, åpne tilgjengelige data og reviderte feltprotoller i vegetasjons-overvåkingen vil også bidra til et bedre kunnskapsgrunnlag for kystnære områder med naturlig åpen mark under skoggrensa. Spesifikt for de naturlige åpne områdene er det et ønske om å tilstandsvurdering i åpen grunnlendt kalkmark. Ved å gjøre denne tilstandsvurderingen kan man vurdere om eksisterende overvåking i er tilstrekkelig og dermed overførbar til andre som man ønsker å ha et spesielt fokus på. Disse behovene er vist i **tabell 8**.

I tillegg til prioriterte kunnskapsbehov listet i **tabell 8**, må man sette av midler til å ytterligere validere indikatorene som skal inngå i en eventuell tilstandsvurdering. Dette anbefaler vi gjøres samtidig med tilstandsvurderingene.

**Tabell 8.** Kunnskapsbehov i prioritert rekkefølge. Kunnskapsbehovene bygger på kapittel 8, samt kapittel 9.1 som oppsummerer tilstandsindikatorer for hvert økosystem.

Utviklingsbehov	Indikator(er) med felles utviklingsbehov	Økosystem	Vurdering	Kostnad NOK ekskl. mva
Heldek-kende øko-systemkart for semi-naturlig mark og naturlig åpne områder	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gjengroing,</li> <li>Konnektivitet,</li> <li>Maksimal grønnet</li> <li>Fravær av inngrep i naturlig åpne områder langs vassdrag</li> <li>Slitasje</li> <li>Fremmede planter</li> <li>Store beitedyr</li> <li>Klimavariablene</li> </ul>	S, Å + fjell og skog	<p>Det forutsettes at felles kart for de 12 EU-typene utvikles separat.</p> <p>Det er behov for å utvikle kart for de tre hovedøkosystemene i denne rapporten med tilhørende NiN-hovedtyper. Vi foreslår å undersøke om utbredelsesmodeller som utvikles i forskningsprosjektet ECOMAP kan bidra til å skille ut disse enhetene</p>	Behov for egen vurdering
Teste metode oppdatering av gjengroingsindikatoren	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gjengroing</li> </ul>	V, S, Å + fjell, skog	Indikatoren er helt essensiell for alle åpne økosystemer. Særlig klimaendringer, opphør av skjøtsel og tilførsel av nitrogen påvirker denne. Det er behov for metodeutvikling for at denne skal kunne oppdateres jevnlig. Indikatoren trenger også flere bakkesannheter, se lenger ned i denne tabellen	<p>300 000 (engangssum)</p> <p>150 000 for innkjøp av data for hver oppdatering</p>



Utviklingsbehov	Indikator(er) med felles utviklingsbehov	Økosystem	Vurdering	Kostnad NOK ekskl. mva
FAIR-tilgjengeliggjøring av overvåkingsdataene fra ANO, ASO, GRUK	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alle vegetasjonsindikatorer basert på ruteanalyser</li> <li>• Fravær av fremmede plantearter</li> <li>• Slitasje</li> <li>• Areal uten vedplanter</li> <li>• Indikatorer basert på fjernmåling</li> </ul>	V, S, Å + fjell, skog	Overvåkingsdata med metadata må gjøres åpent tilgjengelig og FAIR. MDir's kartkatalog mangler system for metadata som er viktige. Metadataene må standardiseres og data kvalitetssikres. Vi foreslår at de standardiseres og gjøres tilgjengelig i LivingNorway. Skript utvikles for årlig oppdatering og tilgjengeliggjøring av dataflyt fra MDir's kartbase og til LivingNorway	250 000-400 000 (engangssum). Oppdatering i etterkant kan foretas med skript
Samordning av feltinstruks	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Samme indikatorer som i raden over</li> </ul>	V, S, Å + fjell, skog	Feltregistreringer samordnes ift å registrere kontinuerlige variabler, ikke kategoriske. Dette for å redusere usikkerhet i beregninger i til å indikatorer for økologisk tilstand, gjelder Miljødirektoratets feltinstruks, ANO, ASO og GRUK.	Liten engangssum. Skrivebordsarbeid. Behov for kommunikasjon mellom de ulike programmene noe som øker koordineringskostnader.
Justering av feltinstruks i vegetasjonsovervåking	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gjengroing</li> <li>• Forekomst av grøfter</li> <li>• Slitasje</li> <li>• Indikatorer der NiN-variabler inngår inkl. slitasje, fremmede planter</li> <li>• Utvikling av mange ulike indikatorer basert på fjernmåling som trenger bakkesannheter</li> <li>• Alle vegetasjonsindikatorer</li> </ul>	V, S, Å + fjell, skog	Det foreslås en endring i registreringer rundt ANO-punktene med tilpasning til LUCAS-metodikken, samt registreringen av fremmede arter og problemarter. Må endre feltinstruks og koding av Survey 123.	200 000 (engangssum).
Metode for bruk av fjernmåling for identifisering av forekomst av grøfter	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Forekomst av grøfter i myr</li> </ul>	V	Arbeid med å utvikle kart for forekomst av grøfter er i gang. Det pågår en pilot for uttesting, men denne må testes på flere lokasjoner før den kan tas i bruk. Det er også behov for forbedrede bakkesannheter, se forslag til justering av feltinstruks, se over	200 000 (engangssum)

Utviklingsbehov	Indikator(er) med felles utviklingsbehov	Økosystem	Vurdering	Kostnad NOK ekskl. mva
Rekkefølge av skalering og aggregering av indikatorverdier.	<ul style="list-style-type: none"> <li>Metodeutvikling for skalering</li> </ul>	V, S, Å + fjell, skog	Viktig for å få økologisk riktig aggregering av indikatorverdier fra lokalt til regionalt til nasjonalt plan	130 000 (engangssum)
Antallet flater fortettes til ANO-kyst	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alle vegetasjonsindikatorer basert på ruteanalyser</li> <li>Slitasje</li> <li>Fravær av fremmede planter</li> <li>Fravær av problemarter</li> <li>Gjengroing</li> <li>Maksimal grønnet</li> <li>Areal uten død eller skadet røsslyng</li> </ul>	V, S, Å	Kystnære områder er særlig utsatt for arealinngrep og inngrep som reduserer økologisk tilstand. ANO-kyst vil fange opp kystlynghei, semi-naturlig strandeng og kystnære naturlig åpne områder.	Årlig kostnad hver flate i ANO i 2023 er ca. 70 000. Antall flater må utredes.  I tillegg kommer etableringskostnader for flatene.
Utvidelse av humler- og dagsommerfugl- overvåkingen til Nord-Norge	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sommerfugler</li> <li>Humler</li> </ul>	S	Utvidelse til Nord-Norge, samt NiN-kartlegge langs alle transekter	360 000 (engangssum etablering i Nord)  350 000 (årlig kostnad)  250 000 (engangssum) NiN-kartlegging i utvalgte transekter
Fortetting av overvåkingsflater av norsk hekkefugl- overvåking	<ul style="list-style-type: none"> <li>Hekkefugl i våtmark</li> <li>Hekkefugl i jordbrukslandskapet</li> </ul>	V, S	Fortetting av flater for å få tilstandsverdier på regionalt nivå. Fortetting i våtmark foreslås prioritert øverst, gitt <b>figur 38</b>	Kostnadsvurderinger er noe omtalt i <b>kap. 8.4</b> , men mangler tall for feltkostnader
Insektovervåkingen	<ul style="list-style-type: none"> <li>7 indikatorer, se <b>tabell 2</b></li> </ul>	S	Utvidelse til å dekke Vestlandet slik at alle regioner i Norge for semi-naturlig mark dekkes	2 127 000 (årlig kostnad)

Utviklingsbehov	Indikator(er) med felles utviklingsbehov	Økosystem	Vurdering	Kostnad NOK ekskl. mva
Etablering av nasjonal humler- og dagsommerfugl- overvåking i våtmark	<ul style="list-style-type: none"> <li>Sommerfugler</li> <li>Humler</li> </ul>	V	Etablering i alle regioner i Norge	1 750 000 (engangssum etablering)  1570 000 (årlig kostnad <sup>1</sup> )  250 000 (engangssum) NiN-kartlegging i utvalgte transektorer
Regionalisering av generaliserte artslister for NiN	<ul style="list-style-type: none"> <li>Vegetasjonsindikatorer basert på ruteanalyser</li> </ul>	S V Å	De generaliserte artslistene benyttes til å definere referansetilstand for disse indikatorene. Listene må bli bedre tilpasset områder utenfor Sør- og Østlandet for å gi bedre referanse-data. Dette vil også legge til rette for å bedre NiN-typeinndeling.	Bør finansieres gjennom videreutvikling av NiN
Beregning av pollineringspotensial nasjonalt	<ul style="list-style-type: none"> <li>Pollineringspotensial i semi-naturlig eng</li> </ul>	S	En test er utført, og kan nå vurderes nasjonalt, se <b>vedlegg 2</b> og <b>kap.8.2</b>	1 000 000 for heldekkende kart med indikatorverdier. Forutsetter økosystemkart  Alternativ 2: 600 000 for en enklere tilnærming
Utvikling av nasjonalt kart for biogeokjemi	<ul style="list-style-type: none"> <li>Karbon og nitrogen konsentrasjon i øverste jordsjikt</li> <li>Totalt karbon- evt. totalt lager av nitrogen</li> <li>Andre</li> </ul>	V	Det er utført en vellykket pilottest i Møre og Romsdal basert på tidligere innsamlede jorddata og jorddybder kombinert med fjernmåling og maskinlæring.  Ny innsamling av jorddata er forslått lagt til myrflater i ANO	Kostnadsvurdering for et nasjonalt kart er gitt i <b>kap. 7.3</b> , total nettosum ca 2 mill. kr for intensiv datainnsamling, samt 110 000 kr per flate i ekstensiv innsamling, samt 1 mill for utforming av nasjonalt kart

Utviklingsbehov	Indikator(er) med felles utviklingsbehov	Økosystem	Vurdering	Kostnad NOK ekskl. mva
Teste tilstandsvurdering i grunnlendt åpen kalkrik mark	<ul style="list-style-type: none"> <li>Alle indikatorer som kan benyttes, se <b>tabell 12</b></li> </ul>	Å	Formålet er å undersøke om tilstandsvurdering kan gjøres med dagens data med formål å vurdere databehov for kunne vurdere andre naturlig åpne typer	Ikke vurdert
Vurdering av indikatorens relevans	<ul style="list-style-type: none"> <li>Infrastruktur nær vassdrag</li> </ul>	Å	Vurdere indikatorens relevans for vassdragsnære naturtyper	Ikke vurdert
Utvikle ny indikator	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ras- og skredfrekvens</li> </ul>	Å	Det mangler indikatorer for ras- og skredutsatte områder og det vurderes om fjernmåling kan benyttes.	

<sup>1</sup> Sum varierer med kostnadene på feltregistreringer; se Åström et al. (2022)

## 9 Tilstandsvurdering av økosystemene

### 9.1 Indikatordekning og potensial for tilstandsvurdering

Dette delkapitlet oppsummerer indikatorer som er utviklet for hvert økosystem, og hvilke økologiske egenskaper de representerer (se boks 3 inkludert forkortelser for egenskapene som inngår i **tabell 9-14**).

I en helhetlig vurdering av økologisk tilstand i et hovedøkosystem, må man ta utgangspunkt i å måle utviklingen i de syv egenskapene for økologisk tilstand ved hjelp av indikatorer (boks 3). Hvor sikkert indikatorene avspeiler utviklingen i en egenskap er både avhengig av om de har en tilstrekkelig datakvalitet, men også om de viktigste forholdene ved egenskapen er belyst. For eksempel innen egenskapen «*abiotiske forhold*» er det trolig ikke nok å måle effekter av endret temperatur, man må kanskje også vurdere om man trenger indikatorer som måler effekten av nitrogengjødsling. Videre er det behov for indikatorer som avspeiler tilstanden til alle de syv økologiske egenskapene. Det varierer imidlertid hvilke av de syv egenskaper som er viktigst i hvert hovedøkosystem.

Faggruppen som oppnevnes til å gjennomføre tilstandsvurdering (se kap. 4.2) vil være den som gjør den skjønsmessige vurderingen om indikatorsettet er tilstrekkelig for å vurdere tilstanden til økosystemet. Dette inkluderer også å vurdere om alle de viktigste økologiske egenskapene for økosystemet er representert med indikatorer. Det er ikke fastsatt et minstekrav om hvor mange indikatorer som må inngå i en tilstandsvurdering før den kan sies å være helhetlig.

*Boks 3: Økologiske egenskaper som karakteriserer god økologisk tilstand hvis de ikke avviker vesentlig fra et intakt økosystem (referansetilstanden):*

- Pr: Økosystemets primærproduksjon
- Tro: Fordelingen av biomasse mellom ulike trofiske nivåer
- Fu: Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
- Vi: Funksjonen til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
- La: Landskapsøkologiske mønstre er forenlige med artenes overlevelse over tid
- Bio: Økosystemets genetiske mangfold, artssammensetning og artsutskiftning
- Ab: Abiotiske forhold (fysiske og kjemiske forhold).

I tabellene nedenfor presenterer vi en oversikt over de indikatorer som vi vurderer å kunne bli operasjonalisert innen et kort tidsrom (2-3 år) eller et lengre tidsrom (> 3 år). Indikatorer som krever ny innsamling av felldata/ overvåkingsdata, vil det ta lengre tid før man får etablert tilstrekkelig med tidsserier til at de kan inngå i en tilstandsvurdering. Disse indikatorene er plassert under «*krever mye*» i **tabell 9-14**. Merk at svært mange indikatorer krever heldekkende økosystemkart.

Generelt vurderer vi at det ikke enkelt lar seg gjøre å gjennomføre en helhetlig vurdering av økologisk tilstand i disse tre hovedøkosystemene gitt forbeholdene vi har diskutert over. Vi tror likevel at man kan gjøre en tilstandsvurdering for enkelte av de syv egenskapene basert på de indikatorene man har. Samtidig bør faggruppen diskutere hvorvidt resultatene er tilstrekkelig for å gi en mer helhetlig tilstandsvurdering. Inkludert i dette må faggruppen peke på ytterligere kunnskapsbehov/ behov for flere indikatorer for å få en pålitelig tilstandsvurdering.

#### Våtmark

De viktigste økologiske egenskapene for våtmark er antatt å være *primærproduksjon, funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer, funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* samt *abiotiske forhold* (Nybø & Evju 2017). For våtmark har vi arbeidet med indikatorer for fem egenskaper, men det mangler forslag til indikatorer for to økologiske egenskaper: *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* samt *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*. Den aller viktigste enkeltfaktoren som styrer økologisk tilstand i våtmark, er hydrologi. Her mangler vi en sentral indikator som kan reflektere dette aspektet. Flere av indikatorene i **tabell 9** krever heldekkende økosystemkart for å kunne framstilles. Vi vurderer at det nasjonale myrkartet som er utviklet med store bidrag fra dette prosjektet, er tilstrekkelig til dette formålet, med unntak av indikatoren for primærproduksjon. For *maksimal grønnet* vil det kreves kart som skiller på ulike myrtyper. Noen indikatorer krever litt mer utvikling og uttesting før de kan tas i bruk, men disse krever i utgangspunktet ikke mer data for å ferdigstilles. Vi vurderer videre at indikatoren *gjengroing* uttrykker det samme som *areal av vedplanter*, og har derfor ikke listet denne i **tabell 9**.

For å komme videre på veien mot en tilstandsvurdering av økologisk tilstand i våtmark trengs det en presis og godt faglig begrunnet indikator på hydrologi. Med en slik indikator på plass kan det være mulig å gjennomføre en samlet tilstandsvurdering av våtmark, gitt indikatorsettet i **tabell 9**, selv om det også savnes flere indikatorer totalt sett, og spesielt på de to egenskapene som i dag ikke er dekt. Vi har derfor foreslått å utvikle indikatoren *forekomst av grøfter* basert på fjernmåling siden det er urealistisk å få inn gode nok hydrologiske data til en overkommelig pris (se kap. 4 og 8.5). I **tabell 9**, er det kun hekkefugl i våtmark som mangler referanseverdier og som dermed ikke kan inngå i IBECA-metoden. Men merk at en tilsvarende indikator kan beregnes som et *NI-produkt* (se Diskusjon og utviklingsbehov i kapittelet for Naturindeksprodukter kap. 5.8). Det kreves betydelig utvikling for *maksimal grønning* før den kan benyttes for våtmark, uansett vurderingsmetode.

**Tabell 9.** Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark. Indikatorene er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsetting av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
Konnektivitet					X		
Hekkefugl i våtmark <sup>1</sup>						X	
NI-produkt karplanter						X	
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Slitasje	X						
Fravær av fremmede planter						X	
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Gjengroing			X				
Vegetasjonsindikatorer (3 stk.)							X
Vegetasjon og lys			X				
<b>Krever mye</b>							
Maksimal grønnet	X						
Nasjonalt biogeokjemikart for myr							X

<sup>1</sup> Kan framstilles kun på nasjonalt nivå

### Semi-naturlig mark

Semi-naturlig mark består av fire NiN-hovedtyper (NiN 2.0); semi-naturlig strandeng, semi-naturlig eng, kystlynghei og boreal hei. De aller fleste indikatorene fra semi-naturlig mark

representerer semi-naturlig eng. Dekningen av indikatorer for semi-naturlig mark er svært lav med hensyn på boreal hei og semi-naturlig strandeng. For semi-naturlig strandeng er det ikke utviklet noen indikatorer som kan benyttes til å vurdere økologiske tilstand. For boreal hei kan *vegetasjonsindikatorerne* basert på ruteanalyser benyttes. Det står litt bedre til med indikatorer fra kystlynghei, spesielt hvis man får på plass ANO-kyst som beskrevet i kapittel 8.1. Flere indikatorer kan da utvikles f.eks. *areal uten død eller skadet røsslyng* og *areal uten vedplanter*.

En tilstandsvurdering av hovedøkosystemet semi-naturlig mark på tvers av alle de fire NiN hovedtypene er derfor ikke realistisk på kort sikt (2-3 år). Det anbefales derfor å jobbe videre med semi-naturlig eng og kystlynghei uavhengig av de to andre NiN-hovedtypene.

For å illustrere de indikatorer som er lengst utviklet presenterer vi en tabell for semi-naturlig eng og en for kystlynghei (**tabell 10** og **11**). Flere av indikatorene i **tabell 10** og **11** krever heldekkende økosystemkart for å kunne framstilles, eksempelvis den svært så sentrale indikatoren *gjengroing*. Merk at det heldekkende kartet som nå framstilles (kap. 3), ikke vil kunne avgrense semi-naturlig mark fra annen åpen mark. Uten et slik kart på plass vil man være avhengig av indikatorer som har en konseptuell eller feltbasert tilordning til økosystemet og/eller bruk av kart-festede lokaliteter fra et arealrepresentativt utvalg (eksempelvis ASO).

En tilstandsvurdering av semi-naturlig eng basert på indikatorsettet i **tabell 10**, utenom indikatorene som *krever mye data* eller videre utvikling, vil bli relativt balansert for sørlige regioner, mens det vil være betraktelig mindre robust for Nord-Norge eller for hele landet under ett. En vurdering av tilstanden i sørlig regioner er som sagt mulig, til tross for at det mangler indikatorer på egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer*. Nybø & Evju (2017) sier ikke om noen av syv økologiske egenskapene er viktigere enn andre.

For kystlynghei er indikatorsettet tynnere, og for eksempel for å fremstille vegetasjonsindikatorerne for kystlynghei kreves det betraktelig mer ny datainnsamling, f.eks. knyttet til ANO-kyst. I **tabell 10** og **11** kan alle indikatorer benyttes av både IBECA og PAEC-metoden, med unntak av *hekkefugl i jordbrukslandskapet*. Det kreves lengre tidsserier og en bedre forståelse av referanseverdier før indikatorene fra insektovervåkingen kan tas i bruk uansett metode.

**Tabell 10.** Indikatorene for økologisk tilstand i **semi-naturlig eng**. Indikatorene er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsettning av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
Hekkefugl i jordbrukslandskapet						X	
Humler <sup>1</sup>						X	
Dagsommerfugler <sup>1</sup>						X	
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Konnektivitet					X		
Slitasje <sup>2</sup>	X						
Fravær av fremmede planter <sup>2</sup>						X	
Store beitedyr		X					
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Vegetasjonsindikatorer (3 stk)			X				
Vegetasjonsindikatorer (4 stk)							X
Gjengroing			X				
NI-produkt karplanter <sup>3</sup>						X	
Areal uten vedplanter			X				
Pollineringspotensial			X				
<b>Krever mye</b>							
Insektindikatorer (4 stk) <sup>4</sup>				X			
Insektindikatorer (3 stk) <sup>4</sup>						X	
Maksimal grønnet	X						

<sup>1</sup> Mangler data fra Nord-Norge

<sup>2</sup> Data fra ASO-programmet må inkluderes

<sup>3</sup> Dataflyten er etablert, men ASO-dataene har må tilrettelegges og deretter gjøres tilgjengelig for NI-basen. Tidsserie kortere enn for andre NI-data.

<sup>4</sup> Kan fremstilles for 4 regioner. Det som kreves først og fremst for at disse indikatorene skal bli informative er tid til å bygge opp tidsserier. Bygger på insektovervåkingen. Mangler data fra Vestlandet



**Tabell 11.** Indikatorene for økologisk tilstand i **kystlynghei**. Indikatorene er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsetting av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering. Tabellen sier ikke noe om indikatorene er mulig å skalere eller ikke.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
Ingen							
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Konnektivitet					X		
Slitasje	X						
Fravær av fremmede planter						X	
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Store beitedyr <sup>1</sup>		X					
Gjengroing			X				
<b>Krever mye</b>							
Vegetasjonsindikatorer (flere) <sup>2</sup>			X			X	X
Lyng i ulike faser <sup>2</sup>				X			
Maksimal grønnet	X						

<sup>1</sup> Krever et litt annet utvalg av arter enn hva som inngår i indikatoren for semi-naturlig mark i sin helhet.

<sup>2</sup> Trolig for lite data til å fremstille indikatorer med dagens overvåkingsprogrammer.

### Naturlig åpne områder under skoggrensa

Utviklingsarbeidet for naturlig åpne områder har gruppert hovedtypene av naturlig åpne områder under skoggrensa inn i fire naturtypegrupper (Evju et al. 2023). De fire gruppene er: kystnære områder, vassdragsnære områder, områder med naturlig tynt jordsmonn samt ras- og skredutsatte områder. For disse gruppene kan det være mulig å utvikle felles indikatorer på tvers av hovedtypene i NiN. Vi har laget egne tabeller for kystnære områder og vassdragsnære områder (**tabell 13** og **14**), mens for områder med naturlig tynt jordsmonn presenterer vi indikatorer for den eneste hovedtypen som har overvåking (**tabell 12**). Alle indikatorer listet i **tabell 12-14** kan benyttes av både IBECA og PAEC-metoden, med unntak av indikatorene *oversvømmelseshyp-pighet* og *fravær av inngrep langs vassdrag*. Disse indikatorene er kommet for kort til at vi kan vurdere dette nå.

En felles utfordring for disse naturtypegruppene er at det er små naturlige forekomster som vanskelig lar seg avgrense på kart. Det heldekkende kartet som nå framstilles (kap. 3), vil heller ikke kunne avgrense naturlig åpne områder fra semi-naturlig mark og grasmark. Dette vil i praksis gjøre det spesielt vanskelig å benytte seg av indikatorene *gjengroing*, *maksimal grønnet* og *konnektivitet*. Vi har derfor valgt å ikke ta med disse indikatorene i tabellene for vassdragsnære og kystnære områder, men teoretisk sett er det mulig å benytte disse indikatorene, gitt at man har svært presise økosystemkart. For åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone er muligheten til å inkludere disse indikatorene relativt større, siden man kan benytte seg av polygonsettet fra GRUK-overvåkingen i stedet for et økosystemkart. De øvrige indikatorene som krever økosystemkart, er ikke like kravstore med tanke på presisjon.

For ras- og skredutsatte områder vil feltbasert datainnsamling kunne medføre risiko. Det gjenstår et betydelig utviklingsarbeid for å kunne operasjonalisere fjernmålingsbaserte indikatorer for ras- og skredfrekvens og knytte disse til tilstand i naturtypegruppa (se tabell 6 samt kap. 4.2 i Evju et al. 2023). Vi har derfor ikke laget en egen tabell for denne gruppa.

Konklusjonen er at en tilstandsvurdering av hovedøkosystemet *Naturlig åpne områder under skoggrensa* basert på dagens indikatorutvalg vil bli svært mangelfull, med hovedtyngden av indikatorer knyttet GRUK. Vi foreslår i kapittel 8.7 å teste tilstandsvurdering av grunnlendt kalkrik mark for å høste erfaringer som kan benyttes for andre naturlig åpne områder.

### Områder med naturlig tynt jordsmonn

For områder med naturlig tynt jordsmonn har vi kun tilstrekkelig data fra et lite segment av hovedøkosystemet, nemlig åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, gjennom overvåkingsprogrammet GRUK. **Tabell 12** lister derfor kun opp indikatorer for denne naturtypen. Resten av naturtypegruppa kan ikke vurderes med tanke på økologisk tilstand med de dataene vi har i dag. Det anses videre som svært vanskelig å få på plass økosystemkart som er presist nok for eksempelvis gjengroingsindikatoren. Gitt litt videre utvikling på noen indikatorer og gitt at det kommer på plass et noenlunde godt kart over åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone, så kan vi vurdere tilstand for denne naturtypen i fire av sju økologiske egenskaper, som ikke er nok for en helhetlig vurdering av økologisk tilstand. Vi anbefaler likevel at det gjøres en tilstandsvurdering av denne naturtypen for å få en test om dette spesialdesignede GRUK-programmet gir tilstrekkelig informasjon til å vurdere tilstand, og dermed om overvåkingsdesignet er egnet for andre naturlig åpne naturtyper.

**Tabell 12.** Indikatorer for økologisk tilstand i **åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone**, som er en del av naturtypegruppa områder med naturlig tynt jordsmonn. Indikatorer omfatter kun naturtypen «grunnlendt kalkrik mark». De færreste indikatorer kan fremstilles for hele Norge og vi har ingen egne indikatorer for andre deler av naturtypegruppa. Indikatorer er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsetting av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
Slitasje <sup>1</sup>	X						
Fravær av fremmedarter <sup>1</sup>						X	
Vegetasjonsindikatorer (4 stk)			X				
Vegetasjonsindikatorer (2 stk)							X
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Areal uten vedplanter <sup>1</sup>			X				
<b>Krever mye</b>							
Gjengroing			X				
Konnektivitet					X		
Maksimal grønnsikt	X						

<sup>1</sup> Data fra GRUK må inkorporeres i beregningene.

### Vassdragsnære områder

Naturtypegruppa *vassdragsnære områder* er arealmessig dominert av åpen flomfastmark, men inneholder også fosse-eng og ferskvannsdriftvoll. Kartleggingsdataene som inngår, er derimot kun noenlunde dekkende for flomfastmark. Forstyrrelsesregimet er sentralt for å opprettholde de økologiske funksjonene og egenskapene i disse naturtypene, og det derfor er viktig å få på plass en indikator som dekker dette aspektet. Indikatoren *oversvømmelseshyppighet* krever derimot en del videre utvikling før den eventuelt kan operasjonaliseres. I fravær av denne indikatoren er

indikatorsettet (**tabell 13**) svært tynt og gir ikke mulighet for å gjennomføre en helhetlig vurdering av økologisk tilstand.

**Tabell 13.** Indikatorene for økologisk tilstand i **vassdragsnære områder**. Indikatorene er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsetting av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering. Tabellen sier ikke noe om indikatorene er mulig å skalere eller ikke.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
ingen							
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Slitasje <sup>1</sup>	X						
Fravær av fremmedarter <sup>1</sup>						X	
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Fravær av inngrep langs vassdrag <sup>2</sup>					X		
Store beitedyr		X					
<b>Krever mye</b>							
Vegetasjonsindikatorer (flere) <sup>3</sup>							
Oversvømmelsehyppighet							X

<sup>1</sup> Data hovedsakelig fra én naturtype, åpen flomfastmark

<sup>2</sup> Krever også kart

<sup>3</sup> Stor datamangel

### Kystnære områder

Indikatorsettet for kystnære områder innen naturlig åpne områder under skoggrensa er også svært mangelfullt (**tabell 14**). Utvidelse av ANO til ANO-kyst vil bidra med data til kystnære områder. Det heldekkende kartet som nå framstilles (kap. 3), vil ikke kunne avgrense naturlig åpne områder fra annen åpen mark, for eksempel semi-naturlig mark. Her vil det ikke være mulig å gjennomføre en helhetlig vurdering av økologisk tilstand, selv med mer data, og det kreves betydelig mer utviklingsarbeid.

**Tabell 14.** Indikatorene for økologisk tilstand i **kystnære områder**. Indikatorene er sortert ut ifra hvor ferdige vi anser metodeutviklingen er rent teknisk sett (inkludert eventuelt videre arbeid med fastsetting av referanseverdier), og om de krever litt eller mye mer data, videre utvikling eller validering. Tabellen sier ikke noe om indikatorene er mulig å skalere eller ikke.

Indikator	Pr	Tro	Fu	Vi	La	Bio	Ab
<b>Ferdige i dag</b>							
ingen							
<b>Ferdige forutsatt kart</b>							
Klimarelaterte indikatorer							X
<b>Krever litt</b>							
Store beitedyr		X					
<b>Krever mye</b>							
Slitasje <sup>1</sup>	X						
Fravær av fremmedarter <sup>1</sup>						X	
Vegetasjonsindikatorer (flere) <sup>1</sup>							

<sup>1</sup> Trolig for lite data til å fremstille indikatorer med dagens overvåkingsprogrammer.

## 9.2 Indikatorer som kan inngå i rapporteringen til EU

EU legger opp til at man for naturregnskap skal rapportere på obligatoriske indikatorer for økologisk tilstand hvert tredje år og første gang i 2026<sup>6</sup>. Det er foreløpig lagt opp til obligatorisk rapportering av tilstanden bare for noen økosystemer, bl.a. grasmark, som i EUs økosystemtypologi inkluderer både semi-naturlig og naturlig grasdominert mark. I tillegg foreslår EU en del frivillige indikatorer som man kan rapportere på. Disse dekker alle økosystemer. I dette delkapitlet vurderer vi om indikatorer som vi har utviklet i dette prosjektet, kan bidra til obligatorisk eller frivillig rapportering (**tabell 15**). Det vises til Framstad et al. (2023) for en fullstendig oversikt over hvilke indikatorer Norge kan rapportere på med nåværende datagrunnlag for alle hovedøkosystemer.

Det heldekkende arealdekkekartet som utvikles nå (kap. 3), tar utgangspunkt i EUs inndeling av økosystemer. Indikatorene utviklet i dette prosjektet må samordnes med andre indikatorer innen samme EU-type på nivå 1 før de kan rapporteres.

Hovedøkosystemet «semi-naturlig mark» inngår i to ulike kategorier i EUs nivå-1-typer av økosystemer sammen med andre økosystemer, mens naturlig åpne områder under skoggrensa inngår i «lite vegetert mark», «hei og buskmark», «grasmark» og «strender, sanddyner og kystvåtmark» (**tabell 15**). Alle de ferskvannspåvirkede våtmarkene i dette prosjektet inngår i samme EU-nivå-1-type.

Man kan tenke seg at enkelte indikatorer for «grasmark» på EU-nivå 1 type kan representere både semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng og eventuelle naturlig åpne områder med engpreg. Dette kan f.eks. være indikatorer knyttet til gjengroing. Andre indikatorer som vil være spesifikke for hver NIN-hovedtype. På samme måte kan muligens indikatorer for «hei og buskmark» kunne være felles for noen hovedtyper innen naturlige områder og semi-naturlig mark. Imidlertid inngår bare 1–2 indikatorer for hvert av økosystemene i EUs obligatoriske rapporteringskrav. Så få indikatorer gir ikke en god nok informasjon til å gi en helhetlig vurdering om økosystemene er i god økologisk tilstand.

**Tabell 15.** Økosystemenheter og indikatorer foreslått for rapportering av tilstandsvariabler til EU (dokumentversjon ENV\_EA\_2023\_3\_4\_v2) for de hovedøkosystemene som inngår i denne rapporten, sammenholdt med indikatorer som er utviklet i dette prosjektet. Merk at de frivillige tilstandsvariablene kan bli endret, da disse ikke er nedfelt i forslaget til lovtekst.

Økosystemenhet i EUs typologi <sup>1</sup>	Økosystemer i det norske fagsystemet	EUs obligatoriske (O) og frivillige (F) tilstandsvariabler	Sammenlignbare indikatorer fra denne rapporten	ID jfr. tabell 2
Grasmark	Semi-naturlig eng, Semi-naturlig strandeng, Naturlig eng under skoggrensa,	O: mengde organisk jordkarbon i øvre jordlag	«Karbonlager» (indikatorer ikke utviklet, men veikart er i arbeid, dog foreløpig bare for våtmark, se kap. 7.3)	14
		O: fugl i jordbrukslandskapet	«Hekkefugl i jordbrukslandskapet»	6.2
		F: sommerfugler	«Dagsommerfugler» (kap. 5.9; følger en annen definisjon enn EU-indikatoren)	9.8

<sup>6</sup> [Regulation \(EU\) No 691/2011 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2011 on European environmental economic accounts](#)Text with EEA relevance (europa.eu)

Økosystemenhet i EUs typologi <sup>1</sup>	Økosystemer i det norske fagsystemet	EUs obligatoriske (O) og frivillige (F) tilstandsvariabler	Sammenlignbare indikatorer fra denne rapporten	ID jfr. tabell 2
	Naturlig eng over skoggrensa	F: primærproduksjon NPP	Testet, men foreløpig ikke implementert (grunnet datamangel, stor variasjon mellom hovedtyper, se «Maksimal grønnet» i kap. 5.1)	1
		F: areal med grøfta torvmark	<i>Forekomst av grøfter</i> beskrevet som kunnskapsbehov, dog hovedsakelig for myr, se kap. 8.5. Må avklares om indikatoren er kompatibel med EUs frivillige indikator	
		F: areal utsatt for jorderosjon	Ikke vurdert (liten relevans for Norge)	
Hei og buskmark <sup>7</sup>	Boreal hei, Kystlynghei, samt naturlig hei og buskmark over og under skoggrensa	O: ingen foreslåtte		
		F: vanninnhold i vegetasjon	Ikke vurdert (høyst uklart hva denne gir av økologisk meningsfull informasjon)	
		F: mengde organisk jordkarbon i øvre jordlag	«Karbonlager» (indikatorer ikke utviklet, men veikart er i arbeid, dog foreløpig bare for våtmark, se kap. 7.3)	14
		F: artsrikhet av trua sommerfugler	Vurdert og mulig å implementere (se kap. 5.9), men foreløpig forkastet (indikatordefinisjonen har teoretiske mangler og er vanskelig å estimere med akseptabel usikkerhet)	
		F: primærproduksjon NDVI	Testet, men foreløpig ikke implementert (grunnet datamangel, stor variasjon mellom hovedtyper, se «Maksimal grønnet» i kap. 5.1)	1
		F: brent areal per treårsperiode	Ikke vurdert	
		F: konektivitet	«Konektivitet» (kap. 5.4)	4
		F: andel av areal med naturlighet («naturalness»)	Ikke vurdert (uklar indikatordefinisjon, antagelig med teoretiske mangler).	
Lite vegetert mark	Naturlig åpne områder under skoggrensa	O: ingen foreslåtte		
		F: fremmede arter	«Fravær av fremmede planter» (kap. 5.7; dekker ikke fremmede arter som ikke er planter)	7
		F: arealandel med grønn vegetasjon	Ikke vurdert (lite relevant for disse naturtypene i Norge, dårlig sammenheng med økologisk tilstand)	
Våtmark (ferskvann)	Våtmark (myr og kilde)	O: ingen foreslåtte		
		F: arealandel av våtmark påvirket av grøfting	«Forekomst av grøfter» (beskrevet som kunnskapsbehov, se kap. 8.5)	

<sup>7</sup> Inkluderer også naturlig buskmark over og under skoggrensa

Økosystemenhet i EUs typologi <sup>1</sup>	Økosystemer i det norske fagsystemet	EUs obligatoriske (O) og frivillige (F) tilstandsvariabler	Sammenlignbare indikatorer fra denne rapporten	ID jfr. tabell 2
		F: fugleindikator, andel av arter som har økende populasjonstrend	«Hekkefugl i våtmark» dekker samme behov (men EUs definisjon har konseptuelle svakheter og følger dessuten fugledirektivet, som ikke gjelder for Norge)	6.2
Strender, sanddyner og kystvåtmark	De kystnære områdene av naturlig åpne områder under skoggrensa	O: arealandel av kunstige, ugjennomtrengelig overflater	Ikke vurdert	
		F: fugleindikator, andel av arter som har økende populasjonstrend	Ikke vurdert (EUs spesifikke definisjon har for øvrig konseptuelle svakheter og følger dessuten fugledirektivet, som ikke gjelder for Norge)	

<sup>1</sup> Kun frivillige indikatorer som er relevant for semi-naturlig mark, naturlig åpne områder eller våtmark er listet

### 9.3 Relevans for naturregnskap på lokalt nivå

Det er stor aktivitet på lokalt nivå for å utvikle arealregnskap, og det er flere som har ambisjoner om å utvikle naturregnskap der både areal, tilstand og økosystemtjenester inngår. Formålet med å etablere naturregnskap varierer noe mellom ulike aktører, men tema som arealnøytralitet, naturnøytralitet og naturpositiv aktivitet er tema som er høyt oppe på agendaen. Vi ser også at arbeidet med å etablere naturregnskap kan bidra til å identifisere arealer for restaurering, men også identifisering av arealer som kan inngå i såkalte naturbanker (se Hagen et al. 2022 for mer detaljer).

Det er mange kommuner og fylkeskommuner som er i gang med dette arbeidet. Samtidig er det en rekke bedrifter som ønsker å vise at deres aktivitet ikke er naturskadelig. EUs bærekraftdirektiv (CRSD) og oppfølging av EU-taksonomien vil kreve rapportering fra bedrifter om hvordan de er avhengige av økosystemer i god tilstand for å kunne produsere sine varer, men også hvordan de påvirker økosystemene med sin produksjon, – såkalt dobbel vesentlighet. Dette innebærer at bedriftene vil få behov for kunnskap om biodiversitet og økologisk tilstand og hvilke tiltak de kan iverksette for å redusere sin negative påvirkning både for samfunnet generelt og for sin egen bedrift.

Mens arbeidet med å få utarbeidet kart som representerer natur på lokal, regional og nasjonal skala er godt i gang (se kap. 3), mangler det en koordinert nasjonal innsats for å få på plass tilstrekkelig gode indikatorer for økologisk tilstand på lokalt nivå (kommune og prosjektnivå). Det er mange lokale initiativer, men det er lite samordning og læring. Det kan derfor være at en del av dette ukoordinerte arbeidet gir lite resultater i forhold til innsatsen. Vi tillater oss derfor å komme med et forslag til å forbedre datagrunnlaget for lokale tilstandsvurderinger. Formålet er at dataene som finansieres og samles inn av mange ulike aktører, kan sammenstilles og benyttes til å utvikle fjernmålingsprodukter eller at dataene kan inngå i felles tilstandsindikatorer som kan benyttes av flere. Bedre datagrunnlag vil bedre kvalitet og redusere usikkerhet når tilstandsvurderinger skal gjøres.

Indikatorer basert på fjernmåling og/eller modellering er eneste mulige tilnærming for å få på plass heldekkende tilstandsindikatorer på lokalitetsnivå. For å få til tilstrekkelig gode produkter er det nødvendig med bakkesannheter. Vi foreslår at det utvikles en felles metodikk for feltregistreringer som i ettertid kan benyttes som bakkesannheter i fjernmålingsprodukter. Dette bør være feltregistreringer som er så enkle at man ikke trenger å være utdannet økolog for å kunne registrere. I **tabell 16** lister vi noen bakkesannheter som det er ønskelig å få inn mer data på. Tabellen er ikke uttømmende, og muligheten for å inkludere andre registreringer må vurderes. Her tar vi utgangspunkt i bakkesannheter som vi har sett er nyttige fra vegetasjonsovervåkingen og Miljødirektoratets kartleggingsinstruks.

**Tabell 16.** *Eksempler på enkle registreringer som kan benyttes som bakkesannheter i fjernmåling og/eller modellering for utforming av heldekkende økosystemkart, omfang av påvirknings- eller tilstandsindikatorer. V: våtmark, S: semi-naturig mark, Å: naturlig åpne områder under skoggensa.*

<b>Tilstandsindikator</b>	<b>Økosystem</b>
Dekning av busker	V, S, Å, fjell
Dekning av skog	V, S, Å,
Dekning av myr	V, S, Å, fjell
Dekning av grøfter	V, S, Å,
Dekning av kjørespor	V, S, Å, fjell

Vi foreslår følgende tilnærming for å tilrettelegge en felles dugnad på tvers av aktører:

- Samordning av feltmetodikk gjennomføres (prioritert kunnskapsbehov). Ny revidert tilnærming danner grunnlag for feltmetodikk (punkt 3)
- Undersøke om det er flere bakkesannheter som kan være aktuelle
- Utarbeide feltprotokoll for registrering lokalt
- Identifisere dataportaler for lagring av åpne data fra feltregistreringer (per nå er det kun Living Norway som eigner seg til dette i Norge)

## 10 Synergier med andre kunnskapsbehov

Det er gjort et stort utviklingsarbeid på en rekke områder i dette prosjektet. Kapitlene foran viser at det gjenstår mye arbeid før man kan gjennomføre en tilstrekkelig god tilstandsvurdering for flere av hovedøkosystemene. Framover er det behov både for metodeutvikling, harmonisering av datainnsamlingen og ny datainnsamling (kap. 8).

Mye av resultatene fra dette prosjektet har også relevans for andre kunnskapsbehov i forvaltningen. I dette kapitlet gir vi noen eksempler på nytteverdier av prosjektet i andre sammenhenger.

**Heldekkende økosystemkart:** Prosjektet utredet i 2022 sammenhengen mellom våre nasjonale kart og kravene som EU setter til rapportering på naturregnskap i 2026 når det gjelder økosystemtyper (Framstad et al. 2022b). Dette ga startskuddet til å lage en første versjon av et heldekkende økosystemkart (HØK) for Norge (Strand et al. 2023). Dette kartet er nå under forbedring og et økosystemkart for EUs 12 økosystemenheter er nå under utarbeidelse (se kap. 3). Et kart bestående av EUs 12 økosystemtyper tilfredsstillende imidlertid ikke behovet for økosystemkart for å kunne vurdere tilstand i semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa og viktige indikatorer for myr, f.eks. NDVI. Dette er omtalt i kapittel 8.5 og 3.

**Kart over åpen myr basert på fjernmåling.** Prosjektet har bidratt til å få ferdigstilt kart over åpen myr i Sør-Norge (Bakkestuen et al. 2023) og finansiert utvikling av myrkartet for Nord-Norge. Det publiserte kartet for Sør-Norge har dokumentert høy presisjon og nå er publisert på GeoNorge. Det tas også sikte på internasjonal publisering av kartet for Nord-Norge. Kartet er en forutsetning for å kunne utvikle konnektivetsindikatoren for åpen myr. Kartet har blitt meget etterspurt av kommuner og fylkeskommuner som arbeider med arealregnskap. Kartet vil bli svært relevant for utvikling av heldekkende økosystemkart for Norge.

**Publisering av infrastrukturindeksmetoden og framstilling av tidsserier og kart over infrastruktur.** Prosjektet har bidratt til å få metoden for infrastrukturindeksen vitenskapelig publisert (Erikstad et al. 2023) og prosjektet har beregnet infrastrukturindeksen for 2002, 2012 og 2022. Kartene er/vil bli publisert på GeoNorge. Kartet danner grunnlag for å utvikle indikatoren for konnektivitet for åpen myr samt «fravær av infrastruktur» i kystnære områder med åpen mark. Kartet vil trolig bli etterspurt både for å vise endringer i arealpåvirkning fra infrastruktur generelt og endringer av dette over tid. Kartet for 2022 er allerede publisert i Klimautvalget 2050 sin NOU om omstilling til lavutslipp (NOU 2023-25).

**Metodeutvikling for å beregne indikatorer som kan benyttes i mange økosystemer.** Prosjektet har utviklet beregningsmåter for en rekke indikatorer som kan overføres til alle naturlige terrestriske økosystemer. Her skiller vi mellom indikatorer som er avhengige av at det blir utviklet et økosystemkart (se kap. 3) og omfatter *gjengroing*, *maksimal grønnsikt* og *konnektivitet*. Også veikartet for beregning av karbonlager i myr (**kap. 7.3**) kan overføres til andre økosystemer. Videre kan beregningsmåten for alle indikatorene som er avledet fra vegetasjonsovervåkingen også overføres til alle naturlige terrestriske økosystemer, gitt at vi får tilstrekkelig datagrunnlag fra overvåkingen og forbedrede generaliserte artslistene i NiN.

**Forbedret grunnlag for avgrensning av NiN-typer.** Det mangler generaliserte artslistene for naturlig åpne naturtyper under skoggrensa. For kunne beregne vegetasjonsindikatorer for disse naturtypene, har prosjektet utviklet artslistene for referansesamfunn (som i denne sammenhengen tilsvarer generaliserte artslistene i NiN) for de fleste av de naturlig åpne naturtypene (se Evju et al. 2023). Disse artslistene danner grunnlag for å fastsette referanseverdier. Artslistene for referansesamfunn vil kunne bidra til å forbedre NiN, da de kan vurderes som generaliserte artslistene for disse naturtypene. NiN vil dermed kunne få et bedre faglig grunnlag for å avgrense naturtyper i naturlig åpne områder, se tekst i kap. 7.1 for utdyping.



**Identifisert behov for å samordne datainnsamling på tvers av programmer.** Prosjektet har testet ut hvordan feltregistreringer fra ANO, GRUK og ASO, men også NiN-kartleggingen, kan inngå i beregningen av indikatorer. Denne testen har avdekket at ulikheter i feltmetodikken vanskeliggjør effektiv bruk av dataene. Ulikhetene i innsamlede felldata medfører at overvåkingen ikke er kostnadseffektiv, hvis man legger til grunn at overvåkingen skal kunne benyttes av Miljøforvaltningen til å vurdere økologisk tilstand i naturlige økosystemer basert på indikatorer. Det er behov for samordning av feltinstruksjoner (se kap. 8.1).

**Identifiserte barrierer for bruk av overvåkingsdata.** Det har gått med en god del tid (og penger) til å forstå datasettene fra ANO, ASO og GRUK, men også NiN kartlegging, pga. manglende metadata, noe som er helt essensielt for effektiv bruk i dataanalyser. Siden data fra ASO og GRUK ikke var tilgjengelig i kartkatalogen, manglet det enda mer informasjon som trengs for romlig eksplisitte analyser, noe som medførte merarbeid for å fremskaffe slik informasjon og inkludere den i datasettene. Det er et stort behov for å gjøre overvåkingsdata (tidsseriedata) åpent tilgjengelig, kvalitetssikret og assosiert med standardiserte metadata. Miljødirektoratets kartkatalog er ikke godt egnet til å håndtere tidsseriedata med metadata. Katalogen bygger på en intern datastandard, mangler metadata og versjonsnummer og kan ikke sies å oppfylle FAIR-prinsippene. Hvis overvåkingsdataene gjøres åpent tilgjengelig, kvalitetssikret med tilhørende metadata, vil dette forenkle beregninger av indikatorverdier og spare både tid og kostnader. Åpne overvåkingsdata vil også være nyttig for forskning, bl.a. for å studere endringer i økosystemene og årsaker til dette, på tvers av ulike datakilder.

**Felles pipeline for data som benyttes både i naturindeks og økologisk tilstand.** Prosjektet har utviklet en felles dataflyt for overvåkingsdata som inngår både i naturindeks og økologisk tilstand. Dette forenkler indikatorproduksjon, mindre arbeid og skaper konsistens mellom disse to tilnærmingen

**Bruk av indikatorer for økologisk tilstand til å vurdere naturrisiko.** Et økosystem i god tilstand vil legge til rette for å produsere et mangfold av økosystemtjenester. Et økosystem med degradert tilstand vil kunne indikere risiko for at uttak av noen økosystemtjenester kan bli redusert. Enkelte indikatorer er viktigere for å vurdere risiko enn andre, f.eks. kan indikatoren for oversvømmelseshyppighet (se kap. 5.11) gi bedre innsikt i skadepotensiale for flom. Hvordan tilstandsvurderinger kan brukes i vurderinger av naturrisiko må gjennomtenkes nøyere. Regjeringens naturrisikoutvalg legger fram sin vurdering i løpet av våren 2024.

**Veikart for beregning av karbonlager i myr (kap. 7.3).** Eurostat inkluderer karbonlager som en indikator for økologisk tilstand, men i det norske fagsystemet inngår ikke dette som en indikator. Uansett er kunnskap om karbonlagring i myr, og i andre økosystemer, viktig for å kunne inkludere rollen til naturlige økosystemer i klimaregnskapet.

**Utvidede tidsserier for rovvilt og beitedyr,** både ville og tamme, er lagt til rette for å utvikle indikatorer knyttet til egenskapen «*trofiske nivåer*» (figur 12) og gir en interessant ny innsikt.

## Referanser

- Arneberg, P., Siwertsson, A., Husson, B. et al. 2023a. Panel-based assessment of ecosystem condition of the Norwegian sea pelagic ecosystem. Rapport fra havforskningen 2023-16.
- Arneberg, P., Siwertsson, A., Husson, B. et al. 2023b. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of the North Sea Shelf Ecosystem. Rapport fra havforskningen 2023-17.
- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 22. oktober 2023. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Artsdatabanken 2023. Fremmede arter i Norge – med økologisk risiko 2023. <https://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023>
- Austrheim, G., Solberg, E.J., & Mysterud, A. 2011. Spatio-temporal distribution of large herbivores in Norway from 1949 to 1999: Has decreased grazing by domestic herbivores been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology*, 17, 1–13.
- Bakkestuen, V. & Venter, Z. 2021. Utvikling av standardiserte bakkesannheter for økosystemer på land. NINA Rapport 1922. Norsk institutt for naturforskning.
- Bakkestuen, V., Venter, Z., Ganerød, A.J. & Framstad, E. 2023. Delineation of Wetland Areas in South Norway from Sentinel-2 Imagery and LiDAR Using TensorFlow, U-Net, and Google Earth Engine. *Remote Sensing* 15: 1203. <https://doi.org/10.3390/rs15051203>
- Bartelheimer, M. & Poschlod, P. 2016. Functional characterizations of Ellenberg indicator values – a review on ecophysiological determinants. *Functional Ecology*, 30: 506-516. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12531>
- Blumentrath, S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. S. 8–19 i Nybø, S. (red.) Datagrunnlaget for Naturin-deks 2010. DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning.
- Blüthgen, N., Dicks, L.V., Forister, M.L. et al. 2023. Insect declines in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth and Environment* 4: 683–686. <https://doi.org/10.1038/s43017-023-00478-x>
- Bogaart P, van der Loo M, Pannekoek J (2020). rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data. R package version 2.1.1, <https://CRAN.R-project.org/package=rtrim>.
- Bryn, A. & Naas, A.E. 2021. Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.3) – tilpasset målestokk 1:5 000 og 1:20 000, utgave 2 oppdatert mars 2022, kartleggingsveileder nr 2. Trondheim: Artsdatabanken.
- Bryn, A., Strand, G.-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. *Norwegian Journal of Geography* 72: 131–145.
- Bär, A., Albertsen, E., Bele, B., Daugstad, K., Grenne, S.N., Jakobsson, S., Solbu, E.B., Thorvaldsen, P., Vesterbukt, P., Wehn, S. & Johansen, L. 2021. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ overvåking av seminaturlig eng (ASO). Uttesting, ferdigstilling og utvalg av områder. NIBIO Rapport 7(7). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Collins, G.S., Ogundimu, E.O., Cook, J.A., Manach, Y.L. & Altman, D.G. 2016. Quantifying the impact of different approaches for handling continuous predictors on the performance of a prognostic model. *Statistics in Medicine* 35: 4124–4135. <https://doi.org/10.1002/sim.6986>
- Dengler, J. & Dembiczy, I. 2023. Should we estimate plant cover in percent or on ordinal scales? *Vegetation Classification and Survey* 4: 131–138. <https://doi.org/10.3897/VCS.98379>
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- Erikstad, L., Simensen, T., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2023. Index Measuring Land Use Intensity—A Gradient-Based Approach. *Geomatics* 3: 188–204. <https://doi.org/10.3390/geomatics3010010>

- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng - et hotspot-habitat. Slutt-rapport under ARKO-prosjektets periode III. NINA Rapport 1170. Norsk institutt for naturforskning
- 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.
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>
- Evju, M., Skrindo, A.B. & Solstad, H. 2021. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark 2021-2024. Årsrapport 2021. NINA Rapport 2045. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2832339>
- Evju, M., Skrindo, A.B. & Solstad, H. 2022. Overvåking av åpen grunnlendt kalkmark 2021-2024. Årsrapport 2022. NINA Rapport 2195. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3035088>
- Evju, M., Olsen, S.L., Prestø, T., Vange, V., Bratli, H & Tøpper, J. 2023. Økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. Bakgrunn, forslag til indikatorer og kunnskapsbehov. NINA Rapport 2341. Norsk institutt for naturforskning
- Evju, Marianne, Siri L Olsen, Vibekke Vange, Tommy Prestø, Harald Bratli, and Odd E Stabbetorp. 2023b. Naturlig Åpne Områder under Skoggrensa. OSF. November 2. [osf.io/w8tzy](https://osf.io/w8tzy).
- Fløjgaard, C., Pedersen, P.B.M., Sandom, C.J., Svenning, J.C., & Ejrnæs, R. 2022. Exploring a natural baseline for large-herbivore biomass in ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* 59: 18–24.
- Framstad, E., Bjørkelo, K., Bakkestuen, V., Mathiesen, H.F., Nowell, M.S., Strand, G.-H. & Venter, Z. 2021. Kart over norske hovedøkosystemer – en mulighetsstudie. NINA Rapport 2055.
- Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Tøpper, J. & Vandvik, V. 2022a. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Austrheim, G., Evju, M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Prestø, T., Vandvik, V., Vange, V. & Velle, L.G. 2022b. Avgrensing og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand. NINA Rapport 2169. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A.K., Simensen, T., Nybø, S., Sandvik, H. 2023. Naturregnskap og økologisk tilstand: Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap. NINA Rapport 2327. Norsk institutt for naturforskning.
- French, C.M., Bertola, L.D., Carnaval, A.C. et al. 2023. Global determinants of insect mitochondrial genetic diversity. *bioRxiv*. <https://doi.org/10.1101/2022.02.09.479762>
- Grime J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250: 26–31.
- Hagen, D., Skrindo, A.B., Evju, M., Nybø, S., Simensen, T. & Kolstad, A.L. 2022. Nye virkemidler i arealforvaltningen – naturrestaurering, arealregnskap og naturavgift. NINA Rapport 2097. Norsk institutt for naturforskning.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E. et al. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12: e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. 2015. Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1. Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. 2019. Dokumentasjon av NiN versjon 2.2 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet. – Natur i Norge, Artikkel 11 (versjon 2.2.0): 1–218 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>)

- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Trondheim: Artsdatabanken.
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A. et al. 2020. Towards a systematics of ecodeiversity: The EcoSyst framework. *Global Ecology and Biogeography* 29: 1887–1906.
- Hatton, I.A., McCann, K.S., Fryxell, J.M., Davies, T.J., Smerlak, M., Sinclair, A.R. & Loreau, M. 2015. The predator-prey power law: Biomass scaling across terrestrial and aquatic biomes. *Science* 349: aac6284.
- Husby, M., & Kålås, J. A. 2011. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge: tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. Nord Open Research Archive: Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge: tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring
- Husby, M., Hoset, K.S. & Butler, S. 2021. Non-random sampling along rural-urban gradients may reduce reliability of multi-species farmland bird indicators and their trends. *Ibis* 163: 579–592. <https://doi.org/10.1111/ibi.12896>
- Jakobsson, S., Evju, E, Framstad, E, Imbert, A., Lyngstad, A, Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J.P., Vandvik, V., Velle, L. G., Aarrestad, P.A., & Nybø, S. 2021 Introducing the index-based ecological condition assessment framework (IBECA). *Ecological Indicators*. Vol 124:107252
- Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2020. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC) – Technical protocol version 2. NINA Report 1890. Norwegian Institute for Nature Research.
- Jepsen, J.U., Speed, J.D.M., Austrheim, G., Rusch, G., Petersen, T.K., Asplund, J., Bjerke, J.W., Bjune, A.E., Eide, N.E., Herfindal, I., Ims, R.A., Israelsen, M.F., Kapfer, J., Kolstad, A.L., Nordén, J., Sandercock, B., Stien, J., Tveito, O.E. & Yoccoz, N.G. 2022. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition – a methodological pilot for four terrestrial ecosystems in Trøndelag. NINA Report 2094. Norwegian Institute for Nature Research.
- Jokerud, M., Evju, M., Bär, A., Blom, H., Brandrud, T.E., Jacobsen, R.M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Storaunet, K.O., & Øyen, D.-I. 2023. Videreutvikling av Miljødirektoratets kartleggingsinstruks. Forslag til implementering av mindre endringer i instruks. NINA Rapport 2339. Norsk institutt for naturforskning
- Kyrkjeeide, MO, Fandrem M, Kolstad AL, Bartlett J, Cretois B, Silvennoinen H. 2023. A calculator for local peatland volume and carbon stock to support area planners and decision makers. *Carbon Management, Carbon Management* 2023 14(1)
- Kålås, J.A., Øien, I.J., Stokke B.G. & Vang, R. 2021. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. I: Framstad, E. (red.): Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972: 121-132.
- Liu Y, Li Y, Li S, Motesharrei S. 2015. Spatial and Temporal Patterns of Global NDVI Trends: Correlations with Climate and Human Factors. *Remote Sensing*. 2015; 7(10):13233-13250. <https://doi.org/10.3390/rs71013233>
- Liu, S. et al. 2023. The overlooked contribution of trees outside forests to tree cover and woody biomass across Europe. *Science Advances* 9: eadh4097. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh4097>
- Meld. St. 14 (2015-2016) Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Klima- og miljødepartementet.
- Meld. St. 22 (2020-2021). Data som ressurs- Datadrevet økonomi og innovasjon. Kommunal og moderniseringsdepartementet.
- Miljødirektoratet. 2022. Kartleggingsinstruks. Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. Veileder M-2209|2022. Miljødirektoratet
- Müller, J., Hothorn, T., Yuan, Y., Seibold, S., Mitesser, O., Rothacher, J., ... Menzel, A. 2023. Weather explains the decline and rise of insect biomass over 34 years. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06402-z>
- Nater, C. (2023). `_Niflex: Flexible workflows for generating Nature Index (products)_`. R package version 0.0.0.9000, <https://github.com/NINAnor/Niflex>.

- NOU 2013-25. Omstilling til lavutslipp. Veivalg for klimapolitikken mot 2050. Avgitt til Klima- og miljødepartementet
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand/id2558481/>
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Tøpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.
- Olsen, S.L., Hedger, R.D., Nowell, M., Hendrichsen, D. & Evju, M. 2018. Geografisk utbredelse av truede karplanter i Norge: modellering av hotspots. NINA Rapport 1572. Norsk institutt for naturforskning.
- Olsen, S.L., Hedger, R.D., Hendrichsen, D., Dillinger, B., Venter, A. & Evju, M. 2020. Geografisk utbredelse av truede insekter og edderkoppdyr, sopp, lav og moser: modellering av hotspots. NINA Rapport 1727. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, Å.Ø., Jepsen J. U., Paulsen, I.M.G. et al., 2021. Norwegian Arctic Tundra: a Panel-based Assessment of Ecosystem Condition. Report Series 153. Norwegian Polar Institute, Tromsø.
- Silvennoinen, H., Venter, Z., Hansen, J., Fandrem, M & Lunde, L.M., Lyngstad, A., Kyrkjeeide, M. O. & A'Campo, W. 2023. Roadmap for generating a soil map for Norwegian pristine mires. NINA Report in press. Norsk institutt for naturforskning.
- Simensen, T., Horvath, P., Vollering, J., Erikstad, L., Halvorsen, R. & Bryn, A. 2020. Composite landscape predictors improve distribution models of ecosystem types. *Diversity and Distributions*. DOI: 10.1111/ddi.13060
- Siwertsson, A., Husson, B., et al. 2023. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of Norwegian Barents Sea Shelf Ecosystems. Rapport fra havforskningen 2023-14. Havforskningsinstituttet.
- Sobocinski, A. 2022. *Mapping large carnivores in Norway across 175 years of changing policy*. Master's thesis, NTNU Norwegian University of Science and Technology.
- Soldaat, L. L., Pannekoek, J., Verweij, R. J., van Turnhout, C. A., & van Strien, A. J. 2017. A Monte Carlo method to account for sampling error in multi-species indicators. *Ecological Indicators*, 81, 340-347.
- Speed, J. D. M., Austrheim, G., Kolstad, A. L., & Solberg, E. J. 2019. Long-term changes in northern large-herbivore communities reveal differential rewilding rates in space and time. *PLoS One*, 14(5), e0217166. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217166>
- Strand, G.-H., Framstad, E. & Opsahl, L.A. 2023. Heldekkende økosystemkart. Testversjon (MVP). NIBIO Rapport, foreløpig versjon under revisjon.
- Theodoridis, S., Fordham, D. A., Brown, S. C., Li, S., Rahbek, C., & Nogues-Bravo, D. 2020. Evolutionary history and past climate change shape the distribution of genetic diversity in terrestrial mammals. *Nature Communications* 11(1): 2557. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16449-5>
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Tøpper, J. 2019. Utvikling av arealrepresentativ nasjonal naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning. <https://brage.bibsys.no/xmlui/handle/11250/2590252>
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J., & Olsson, P.A. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120: 106923.
- Tøpper J. & Jakobsson S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Report 1967. Norwegian Institute for Nature Research
- Tøpper, J., et al. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. -. *NINA Rapport*, Norsk institutt for naturforskning. 1529: 1-24.
- van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A. & Chase, J.M. 2020. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368: 417-420.

- Venter, A.S. & Stabbetorp, O.E. 2019. Kart over hovedøkosystem i Norge versjon 1.0. NINA Prosjektnotat 162.
- Viken, K.O. 2021. Landsskogtakseringens feltinstruks - 2021. NIBIO Bok 2021-7-5.
- Wagner, D. L. 2020. Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65(1): 457–480. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011019-025151>
- 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.
- Ødegaard, F., Hanssen, O., Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Dyremøkk – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. NINA Rapport 715. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, J., Birkemoe, T. , Brandsegg, H. et al. 2022. Insektovervåking på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag. Rapport fra feltsesong 2022. NINA Rapport 2241. Norsk institutt for naturforskning.
- Åström, S., Åström, J., Bøhn, K., Gjershaug, J.O., Staverløkk, A., Dahle, S. & Ødegaard, F. 2023. Nasjonal overvåking av dagsommerfugler og humler i Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2022. NINA Rapport 2214. Norsk institutt for naturforskning.

## Vedlegg 1 – Personer og institusjoner i prosjektet

### Koordinering

Signe Nybø, forskningssjef  
Anders Kolstad, forsker  
Hanno Sandvik, forsker  
Matt Grainger, forsker

### Institusjon, funksjon og erfaring fra IBECA /PAEC

NINA prosjektleder, ledet ekspertrådet, IBECA  
NINA co-prosjektleder 2022 og 2023, PAEC og IBECA  
NINA co-prosjektleder 2023, vannforskriften  
NINA, kvalitetssikrer script sammen med Kolstad, Sandvik

### Harmoniseringsgruppe

Erik Framstad  
Jane Uhd Jepsen  
Marianne Evju  
James Speed  
Joachim Tøpper

### Institusjon, erfaring fra ulike metoder

Seniorforsker NINA, IBECA  
Seniorforsker NINA, PAEC  
Seniorforsker NINA, IBECA,  
Professor NTNU-VM, PAEC  
Seniorforsker NINA, IBECA

### Økosystemgruppe våtmark

Magni Olsen Kyrkjæide  
Anders Lyngstad  
Mari Jokerud

Forsker NINA, leder av gruppa  
Forsker NTNU-VM i 2022 og NINA fra 2023  
Forsker NINA

### Økosystemgruppe semi-naturlig mark

Liv Guri Velle  
Vigdis Vandvik  
Gunnar Austerheim  
Line Johansen

Forskningsleder Møreforskning, leder av gruppa  
Professor UiB  
Professor NTNU-VM  
Forsker NIBIO

### Økosystemgruppe naturlig åpne områder

Marianne Evju  
Siri Lie Olsen  
Vibekke Vange  
Tommy Prestø

Seniorforsker NINA, leder av gruppa  
Førsteamanuensis NMBU  
NTNU-VM leder Ringve botaniske hage  
Senioringeniør NTNU-VM

### Insektgruppa

Jens Åström  
Frode Fossøy  
Joseph Chipperfield  
Marie Davey  
Markus Sydenham  
Ivar Herfindal  
Wenche Dramstad  
Graciela Rusch

Forsker NINA, leder  
Seniorforsker NINA  
Forsker NINA  
Forsker NINA  
Forsker NINA  
Forsker NTNU  
Forskningsjef NIBIO  
Seniorforsker NINA

Personer som har deltatt i selve indikatorutviklingen er listet nedenfor. De som står listet øverst har hatt spesielt ansvar for utvikling av hver sine indikatorer, se **tabell 2**. De øvrige personene har deltatt i analyser, tilrettelagt data eller bidratt som referent. I lista er det 19 personer som ikke er nevnt over. Institusjonstilhørighet er angitt for de personene som ikke er ansatt i NINA.

Anders Kolstad, Joachim Tøpper, Zander Venter, Marianne Evju, Vegar Bakkestuen, James Speed (NTNU-VM), Hanna Silvennoinen, Chloe Nater, Jens Åström.

Erling Solberg, Jørgen Rosvold, Odd Egil Stabbetorp, Markus Fjellstad Israelsen, Tessa Bahiga Bargmann, Markus Sydenham, Linn Marie Foldnes Lunde, Marte Fandrem (NTNU-VM), Peggy Zinke (eget firma, hydrolog), John Atle Kålås, Bård Gunnar Sokke, Harald Bratli, Diego Pavon Jordan, Willeke A'Campo

## Vedlegg 2 – Indikator for pollinerende insekter

Protokoll for utarbeidelse av indikator for økologisk tilstand av åpne, ikke-tresatte, områder som leveområder for pollinerende insekter.

v/ Markus Sydenham

### Forslag til protokoll for utarbeidelse av indikatorer for den økologiske tilstand av enge, og andre ikke-tresatte områder som leveområde for pollinerende insekter.

Sydenham, MAK, Framstad, E. & Joachim P. Töpfer,

#### Introduksjon

Artsmangfoldet av sommerfugler, blomsterfluer, bier og andre pollinatorer er i tilbakegang i store deler av Europa, så vel som i andre deler av verden. Tapet av pollinatorer utgjør en trussel mot artsmangfoldet av blomsterplanter, hvor 9 av 10 arter er avhengige av bistand fra dyr for kryssbestøvning, og derved for å opprettholde det genetiske mangfoldet. For mange planter betyr tapet av pollinatorer også en lavere produksjon av frø. En tilbakegang av pollinatorer vil derfor trolig medføre at artsmangfoldet av blomsterplanter går tilbake og derved også alle de arter som både direkte, og indirekte, avhenger av et rikt plantemangfold.

En god indikator for et områdes tilstand som leveområde for pollinatorer bør indikere et områdes evne til å ivareta ulike artsgrupper sine habitat-krav. Bier, blomsterfluer, og sommerfugler utgjør til sammen en både taksonomisk men også økologisk mangfoldig gruppe av insekter. Blant insektene regnes bier for å være de mest effektive pollinatorer av planter (Willner et al., 2017). Blant biene finnes en stor artsvariasjon i deres bidrag som pollinatorer der særlig større bier er effektive (Földesi et al., 2021). Men biene er ikke alene om å pollinere planter og artsgruppene blomsterfluer (diptera: Syrphidae) og sommerfugler (lepidoptera: flere familier) inneholder mange effektive pollinatorer (Rader et al., 2016, Doyle et al., 2020, Alison et al., 2022). I tillegg til å variere i henhold til deres bidrag som pollinatorer, inkluderer sommerfugler, bier, og blomsterfluer også en enorm variasjon i sine krav til leveområder. I hovedsak avhenger de voksne biene av blomster for å sanke pollen og nektar til sine larver, samt som energikilde til seg selv. Blant sommerfuglene avhenger mange arter av blomster som energikilde til de voksne, mens at de herbivore larvene er avhengige av blomsten, eller andre deler av planten for vekst og utvikling. Som hos biene er det hos blomsterfluene er en enorm variasjon i de voksnes blomsterpreferanser og som hos biene kan blomsterfluer med lang tunge ha en tydelig preferanse for blomster med djup nektarspore (Rader et al., 2016). Innholdet av egnete blomster for et høyt artsmangfold av voksne bier og blomsterfluer, samt av planter for et høyt artsmangfold av sommerfugllarver gir et mer komplett bilde av et områdes tilstand som habitat for pollinerende insekter, enn om en bare fokuserer på plantemangfoldet som sikre mangfoldet av villbier.

For å vurdere et områdes tilstand som habitat for blomsterbestøvere er det behov for **(a)** informasjon om hvilke arter av pollinatorer som kan forekomme i et område gitt de lokale klimatiske forhold, **(b)** informasjon om hvilke plantearter som finnes samt hvilke pollinatorer som disse planter tilbyr ressurser til og derved hvilke arter av pollinatorer man kan forvente området fungere som habitat for.

Vi foreslår her en indikator som kan brukes til å vurdere den nåværende tilstanden et område har som habitat for pollinatorer gitt de lokale klimatiske forhold. For en gitt lokalitet antar tilstandsindikatoren at man har gjennomført en arealrepresentativ vegetasjonsundersøkelse med registrering av eng-habitat-spesifikke karplanter (tabell 1) innenfor ruter à 1m<sup>2</sup>. Indikatoren utregnes ved å kombinere dataene fra vegetasjonsundersøkelsen med data på hvilke pollinatorarter



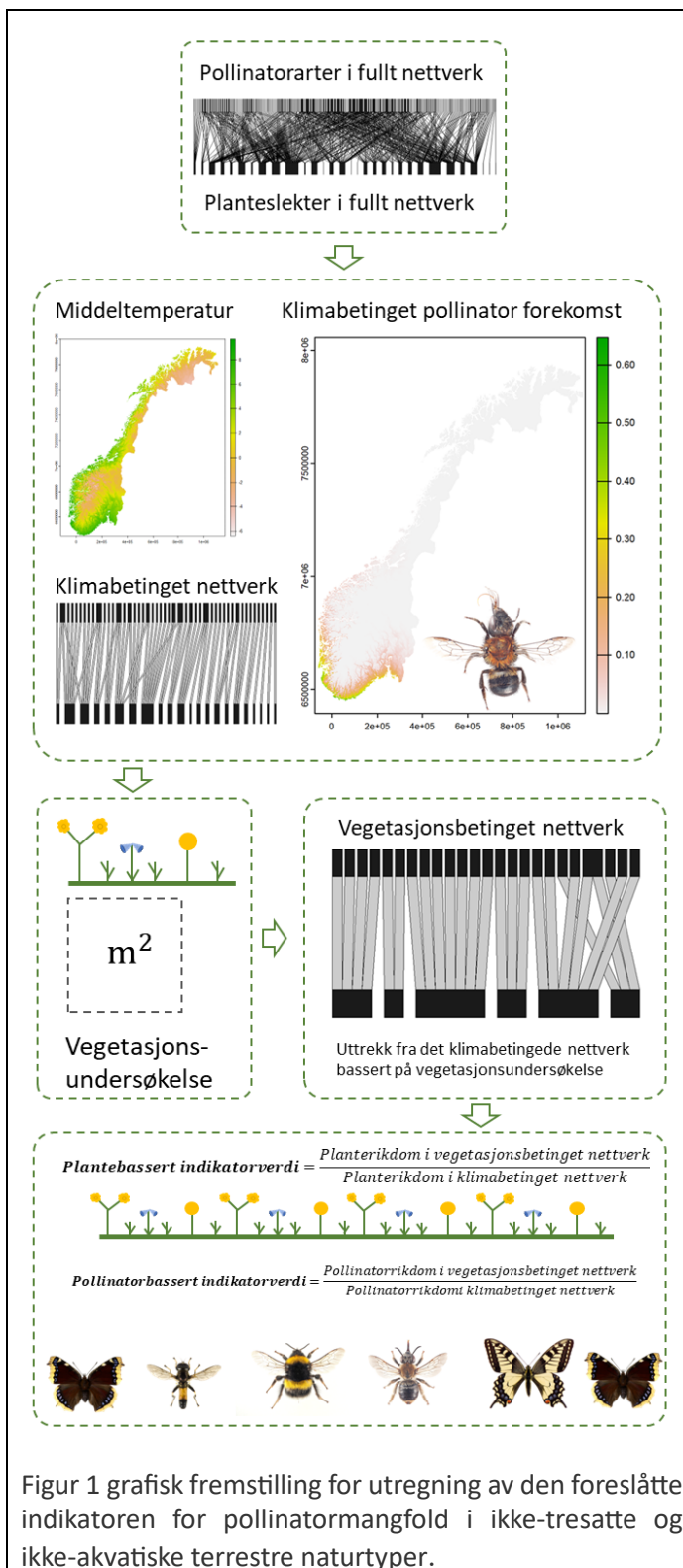
som besøker hver planteart og med data som indikere den klima-betingede sannsynligheten for at ulike arter av pollinatorer vil kunne finnes der vegetasjonsundersøkelsen er gjennomført og derved gjøre bruk av ressursene som plantene tilbyr. For hver 1m<sup>2</sup> vegetasjonsrute trekkes et nettverk av interaksjoner mellom plantene i ruten og pollinatoren som kan besøke hver planteart.

Den klimabetingede sannsynlighet for forekomst brukes til å eliminere usannsynlige pollinator-forekomster fra vegetasjonsruten sitt nettverk. Det rute-spesifikke plante-pollinator-nettverk brukes da til å beregne artsrikdommen av pollinatorer innenfor ulike grupper av pollinatorer (humler, andre villbier, blomsterfluer, sommerfugler). For å kunne sammenligne vegetasjonsruter på tværs av klima-gradienter beregnes indikatorverdien som andelen av den totale artsrikdom av pollinatorer innenfor en klimasone som også finnes i rutens plante-pollinator-nettverk (Figur 1).

### Fremgangsmåte

1. Last ned alle forekomster av arter av villbier (Hymenoptera: Anthophila), sommerfugler fra familiene Geometridae, Zygaenidae, Hesperidae, Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, og Nymphalidae, og alle arter av blomsterfluer (Diptera: familie syrphidae) som er registrert som forekommende i Norge i den nåværende klimaperiode perioden 1991-2020 og med en koordinat presisjon på minst 25m fra [Artskart](#).

2. Lag et fullt plante-pollinator nettverk (Fig. 1) bestående av en matrise med en rekke for hver eneste unikke kombinasjon av pollinator-takson (sommerfugler, villbier, blomsterfluer), pollinatorart, og planteslekt. Bare plantearter som er oppgitt som indikatorer for seminaturlig eng i Miljødirektoratet (2019) sin kartleggingsinnstruks brukes. For villbier last ned informasjon om hvilke planteslekter som de danske bier er kjent for å besøke fra Rasmussen et al., (2021). For Sommerfugler last ned informasjon om hvilke plantearter som larvene til ulike sommerfuglarter er kjent



Figur 1 grafisk fremstilling for utregning av den foreslåtte indikatoren for pollinormangfold i ikke-tresatte og ikke-akvatiske terrestre naturtyper.

for å bruke av som forplanter fra Gaden et al. (2023) og Natural History Museum (2023). For blomsterfluer last ned informasjon om hvilke plantearter som de voksne fluer er kjent for å besøke fra Balfour et al. (2022). Filtre det totale nettverket av plante-pollinator-interaksjoner så at det kun inkluderer pollinatorarter som finnes i Norge.

**3.** Fra de nedlastede forekomsts-data fra artskart brukes bare data på forekomster av arter av villbier, sommerfugler, og blomsterfluer som finnes i de filtrerte data.

**4.** Lag en romlig prediksjonsmodell som kan anslå den klima-betingete sandsynligheten for at ulike pollinatorarter forekommer innenfor 1km ruter. Denne modell skal brukes til å genere lokalitetsspesifikke klima-betingede plante-pollinator-nettverk (Fig. 1). Lag et raster-kart som viser den årlige middeltemperatur f.eks. ved bruk av Dismo-pakken I R (Hijmans et al. 2022). Legg til to rasterkart med data på hhv breddegrad og på raster-rute-nummer. Lag en 'trait-tabell' som inneholder informasjon om den klimatiske toleransen til hver pollinatorart ved å beregne den gjennomsnittlige middeltemperatur og dennes standardavvik for lokaliteter der arten er funnet. Tilsvarende beregnes den gjennomsnittlige breddegrad der arten er funnet. Kombiner 'trait-tabellen' med forekomster av pollinatorarter samt breddegrad og middeltemperatur ved hver lokalitet. Fordi det ofte vil være registrert flere forekomster av samme art på en lokalitet, og endda oftere innefor samme 1km rute, inkluderer bare en forekomst per art per 1km rute. Beregn det totale antall 1km ruter som en art er funnet i som en indikator på artens sjeldenhet. Lag en 'GLM-forekomst-tabell' med en rekke for hver eneste forekomst av en pollinatorart og kolonner med informasjon om **(a)** raster-rute spesifikke klimatiske forhold (middeltemperatur og breddegrad), **(b)** raster-rute-nummer, **(c)** pollinator-traits (gjennomsnittlig og standardavvik av middeltemperatur og breddegrad for forekomster, samt relativ 'vanlighet' av arten), og **(d)** en kolonne med 'forekomst' notert som 1-taller. Lag en 'GLM-pseudo-fraværs-tabell' med informasjon om de klimatiske forhold ved hver eneste raster-rute i Norge, som kan brukes som 'pseudo-fravær' av observasjoner av pollinator-arter. For å fylle inn pollinator-traits trekkes det for hver eneste rekke i 'GLM-pseudo-fraværs-tabellen' 1 rekke fra 'trait-tabellen' med tilfeldig trekning og mulighet for at samme rekke trekkes flere ganger. På denne måten vil den relative hyppighet av hver trait-kombinasjon i 'GLM-pseudo-fraværs-tabell' avspeile den relative hyppigheten i trait-tabellen. Sett sammen 'GLM-forekomst-tabell' og 'GLM-pseudo-fraværs-tabell' til en 'GLM-model-tabell' (n = 342560 datapunkter, med 25457 forekomster og 317103 pseudo-fravær).

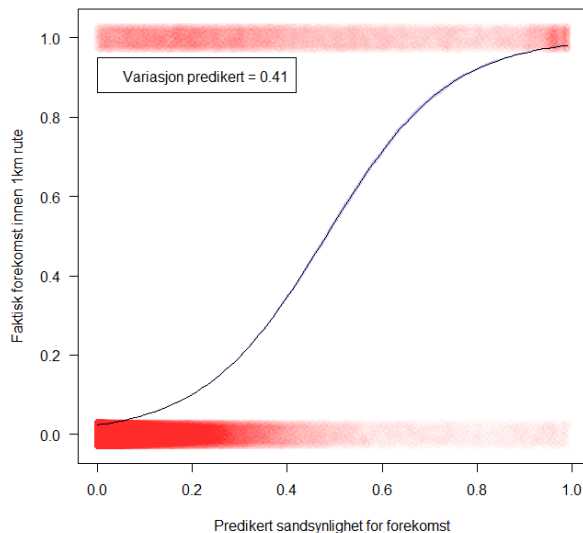
Lag en klima-betinget utbredelsesmodell for pollinerende insekter som kan brukes til å lage kart over den forventede sandsynlighet at en art, med en gitt trait-kombinasjon, vil forekomme innenfor en 1km rute. Modellen følger r-formlen:

[eq. 1]:  $glm(\text{Occurrence} \sim \text{poly}(\text{bio1}, 2) * m\text{Bio1} + m\text{Bio1} * sd\text{Bio1} + \text{RegCom} + \text{Latitude} * m\text{Lat}, \text{family} = \text{binomial})$

Hvor Occurrence er forekomst eller fravær av en pollinatorart innenfor en 1km rute, bio1 er middeltemperaturen i 1km ruten, mBio1 og sdBio1 er gjennomsnittet og standardavvik av middeltemperaturer ved 1km ruter der pollinatorene er observert. RegCom er antall 1km ruter som arten er observert i i Norge i perioden 1991-2020. Latitude er breddegrad, og mLat er gjennomsnittlig breddegrad for observasjoner av arten. Modellen tilpasses med en logistisk regression (binomial GLM). Interaksjonsleddet  $\text{poly}(\text{bio1}, 2) * m\text{Bio1}$  er inkludert for å ta hensyn til at arter bør ha en foretrukket middeltemperatur, altså et slags 'optimum' som kan estimeres ved bruk av et kvadratisk ledd for bio1. Interaksjonsleddet  $m\text{Bio1} * sd\text{Bio1}$  er inkludert for å ta hensyn til at vi forventer at arters utbredelse vil avhenge av dels deres klimatiske optimum men også deres toleranse (standardavvik) for ulike klimatiske forhold. RegCom er inkludert for å la modellen vekte arters sandsynlighet for forekomst utfra deres kjente utbredelse. Interaksjonsleddet  $\text{Latitude} * m\text{Lat}$  er inkludert for å la modellen identifisere utbredelsesmønstre for arter med biogeografisk begrensede utbredelser, f.eks. arter med en ren nordlig utbredelse tross de klimatiske forhold er ens som i alpine områder i sør og midt Norge.

Bruk 'Leave-One-Out' kryssvalidering for å validere modellens evne til å predikere for arter med trait-kombinasjoner som modellen ikke er blitt trent på. For hver unik kombinasjon av traits ( $n = 260$  traitkombinasjoner, for 260 arter). Fjern 1 trait-kombinasjon fra 'GLM-model-tabellen', tilpass GLM-modellen til de gjenværende data og bruk den resulterende GLM modellen til å predikere sannsynlighet for forekomst i rekkene med trait-forekomster som ble fjernet fra tabellen. Gjenta dette for alle 260 trait-kombinasjoner. Bruk logistisk regression sammen med MuMIn pakken i R (Barton 2022) til å teste om den klima-baserte predikerer sannsynlighet for forekomst forklarer faktiske forekomster.

Tilpass da modellen til det fulle datasett, dvs. uten leave-one-out, for bruk til å predikere klima-betinget sannsynlighet for forekomst for pollinatorer på blomsterenger. Dette kan gjøres på landsbasis som illustrert i figur 1.



5. For en gitt lokalitet, bruk modellen for klima-betinget sannsynlighet for forekomst til å angi en sannsynlighet for forekomst for alle pollinatorarter i det fulle plante-pollinator nettverk (Fig. 1). For hver eneste interaksjon mellom en planteslekt og en pollinatorart gjøres da et binomialt trek med 1 trekk med sannsynligheten for at arten kan finnes gitt lokale klimatiske forhold som sannsynlighet i trekket. Bare interaksjoner som trekkes går da videre og beholdes i det klima-betingede nettverk.

6. For den gitte lokalitet, kombineres da plante-slektslisten fra vegetasjonsundersøkelsen med det klimabetingede nettverk. Bare planteslekter som er funnet i vegetasjonsundersøkelsen og som finnes i det klimabetingete nettverk beholdes.

7. Bruk ligningene i figur 1 til å beregne den vegetasjons-rute-spesifikke pollinator-indikatorverdien for alle pollinatorer eller for ulike funksjonelle grupper av pollinatorer (sommerfugler, humler, solitære og fakultativt sosiale bier, og blomsterfluer).

8. Sammenlign indikator-verdiene med verdier utregnet på baggrunn av data fra vegetasjonsundersøkelser i seminaturalige enge fra ASO overvåkingsprogrammet. Ligger verdien over 75 % kvantilen til verdiene i ASOenge fra samme klimatiske forhold vurderes lokalitetens tilstand som god. Ligger verdien under 75 % kvantilen anslås engen til å ha redusert kvalitet med forbedringspotensial. Terskelverdien (75 % kvantilen) bør fastsettes førsteåret indikatoren tas i bruk, alternativt så vil terskelverdien endres i tråd med generelle endringer i verdien til ASOenge.

### Begrensninger og muligheter for forbedringer

Den foreslåtte indikator vil kunne estimere pollinator-habitat-kvaliteten til områder der det er foretatt areal-representative vegetasjonsundersøkelser ved bruk av 1m vegetasjonsruter. Dette vil være gjeldende for ANO og ASO flater og også for andre områder i pågående forskningsprosjekter ved NINA der det foretas vegetasjonsundersøkelser, så som kartlegging av åpen grunnlendt kalkmark (GRUK).

En ulempe med indikatoren er at den er begrenset til områder med vegetasjonsundersøkelser. Så lenge slike områder er areal-representative bør indikatoren dog fortsatt kunne gi en indikasjon på den økologiske tilstand til de seminaturalig-eng-tilknyttede pollinatorer.

En vesentlig forbedring vil være å bytte ut de lokale vegetasjons-analysedataene med modellerte sandsynligheter for forekomst av indikator-planteartene i instruksjonen til Miljødirektoratet (2019). Dette bør gjøre det mulig å produsere landsdekkende kart som viser den økologiske tilstand til pollinator-samfunn med en relativt høy romlig oppløsning. Men for å produsere slike kart trengs georefererte data på arealbruk og naturtyper samt kontinuiteten til hver naturtype. Det vil derfor ikke være en liten oppgave å produsere slike kart, men noe som bør prioriteres for også å lette arbeidet med å finne eksisterende arealer med seminaturlig eng.

## Litteratur

- Alison, J. m.fl. (2022). Moths complement bumblebee pollination of red clover: a case for day-and-night insect surveillance. *Biology Letters*, 18(7), 20220187.
- Balfour, N.J., Castellanos M.C., Goulson, D., Philippides, A. & Johnson, C. (2022) DoPI: The Database of Pollinator Interactions. *Ecology*, e3801.
- Barton K. (2022). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.1, <<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>>.
- Doyle T., m.fl. (2020) Pollination by hoverflies in the Anthropocene. *Proc. R. Soc. B.* 287: 20200508
- Miljødirektoratet 2019 *Kartleggingsinstruks – Kartlegging av Naturtyper etter NiN2 i 2019*. Veileder M-1287. Url: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1287/m1287.pdf>
- Natural History Museum (2023). Data Portal Query on "HOSTS" created at 2023-06-28 10:30:49.598237 PID <https://doi.org/10.5519/qd.izm3kg02>. Subset of "HOSTS - a Database of the World's Lepidopteran Hostplants" (dataset) PID <https://doi.org/10.5519/havt50xw>.
- Földesi, R. m.fl. (2021). Larger pollinators deposit more pollen on stigmas across multiple plant species—A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 58(4), 699-707.
- Gaden S. m.fl. (2023). *HOSTS - a Database of the World's Lepidopteran Hostplants* [Data set]. Natural History Museum. <https://doi.org/10.5519/havt50xw>
- Hijmans RJ m.fl. (2022). dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.3-9, <<https://CRAN.R-project.org/package=dismo>>.
- Rader, R. m.fl. (2016). Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(1), 146-151.
- Rasmussen, C, m.fl. (2021) Evaluating competition for forage plants between honey bees and wild bees in Denmark. PLOS ONE 16(4): e0250056. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250056>
- Willmer, P. G. m.fl. (2017). Insights from measuring pollen deposition: quantifying the pre-eminence of bees as flower visitors and effective pollinators. *Arthropod-Plant Interactions*, 11, 411-425.



*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: 978-82-426-5136-5

## 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