

1688

NINA Rapport

## Våtmark som hovedøkosystem i Naturindeks for Norge

Vurdering av tilhørighet og referansetilstand for eksisterende og potensielt nye indikatorer

Jarle W. Bjerke & Hans Tømmervik



## **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.

# Våtmark som hovedøkosystem i Naturindeks for Norge

Vurdering av tilhørighet og referansetilstand for eksisterende og potensielt nye indikatorer

Jarle W. Bjerke  
Hans Tømmervik

Bjerke, J.W. & Tømmervik, H. 2020. Våtmark som hovedøkosystem i Naturindeks for Norge. Vurdering av tilhørighet og referansetilstand for eksisterende og potensielt nye indikatorer. NINA Rapport 1688. Norsk institutt for naturforskning.

Tromsø, januar 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3438-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Per Arild Aarrestad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Cathrine Henaug (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

Rapportnummer M-1143 | 2019. Avtalenummer 18087224

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else M. Løbersli

FORSIDEBILDE

Atlantisk høgmyr på Andøya, Andøy kommune, Nordland, med spor etter torvtekt og grøfting © Jarle W. Bjerke

NØKKEWORD

- Norge
- våtmark
- Naturindeks
- biologiske indikatorer
- påvirkninger
- myr
- kaldkilde
- våtsnøleie

KEY WORDS

Norway, wetlands, Nature Index, biological indicators, pressures, mires, springs, snow beds

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

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

**NINA Oslo**  
Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Tromsø**  
Postboks 6606 Langnes  
9296 Tromsø  
Tlf: 77 75 04 00

**NINA Lillehammer**  
Vormstuguvegen 40  
2624 Lillehammer  
Tlf: 73 80 14 00

**NINA Bergen**  
Thormøhlens gate 55  
5006 Bergen  
Tlf: 73 80 14 00

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



## Sammendrag

Bjerke, J.W. & Tømmervik, H. 2020. Våtmark som hovedøkosystem i Naturindeks for Norge. Vurdering av tilhørighet og referansetilstand for eksisterende og potensielt nye indikatorer. NINA Rapport 1688. Norsk institutt for naturforskning.

På oppdrag for Miljødirektoratet har vi vurdert muligheten for utvikling av nye indikatorer for hovedøkosystemet våtmark i Naturindeks for Norge. Bakgrunnen for oppdraget var at det eksisterende indikatorsettet for våtmark er svært mangelfullt og skjevt fordelt mellom trofiske grupper, samt at det er svært lite overvåking i våtmark, spesielt av det bakkeboende artsinventaret.

Definisjon og avgrensning av våtmark varierer betydelig mellom ulike studier. Vi startet derfor oppdraget med å utrede hvordan hovedøkosystemet våtmark skal avgrenses i forhold til andre hovedøkosystemer i Naturindeks, da med spesielt fokus på hvilke natursystemer fra det nasjonale type- og beskrivelsessystemet «Natur i Norge» (NiN) som faller inn under våtmark. Rammeverket for Naturindeks sier at våtmark omfatter myr og kilde både ovenfor og nedenfor skogsgrensa. Ut fra dette tolker vi det slik at våtmark i Naturindeks omfatter NiN-typene V1 åpen jordvannsmyr, V3 nedbørsmyr, V4 kaldkilde og V6 våtsnøleie og snøleiekilde. Hevdpregede naturtyper slik som V9 seminaturlig myr og V10 seminaturlig våteng er definert utenfor, og vi foreslår at disse i stedet innlemmes i hovedøkosystemet åpent lavland i Naturindeks slik at hovedøkosystemet våtmark ikke består av en blanding av indikatorer som skal vurderes utfra to helt forskjellige referansetilstander, dvs. god hevd kontra menneskelig aktivitet som er eller har vært så begrenset at den har minimal påvirkning på det biologiske mangfoldet. Med bakgrunn i den omfattende tradisjonelle og moderne naturbruken i Norge diskuterer vi hvorvidt den enkelte overvåkingslokalitet og den enkelte indikator er representanter for seminaturlige (V9, V10) eller naturlige (V1, V3, V4, V6) våtmarker. Vi viser at det eksisterende datasettet for våtmark i stor grad er representanter for V9 eller representerer andre hovedøkosystemer.

Vår gjennomgang av eksisterende norske tidsserier fra naturovervåkinger som inkluderer fukt-krevende arter viser at de fleste av disse ikke representerer våtmark, dvs. V1, V3, V4 eller V6. I stedet representerer de seminaturlig våtmark, åpent lavland eller skog. Mange kan benyttes som eksempel. Den inngår i en rekke overvåkinger. Til tross for at den er et norsk ikon for myr, så har den også en rekke andre voksesteder. Vår analyse viser at nesten alle tidsserier for mange er fra andre hovedøkosystemer enn våtmark.

Vi foreslår flere tiltak som kan forbedre indikatorsettet for hovedøkosystemet våtmark. I Naturindeks har alle indikatorer tilhørighet til ett eller flere hovedøkosystemer. Vi viser at flere indikatorer fra andre hovedøkosystemer bør ha en viss deltilhørighet i våtmark. Dette gjelder for eksempel villrein som per i dag har 100 % tilhørighet i hovedøkosystemet fjell. Vi foreslår videre at tamrein også bør innlemmes i Naturindeks. Vi viser at våtmark er en viktig næringskilde for all norsk rein. Dette vil gi en eller flere indikatorer for rein som dekker over halvparten av norsk landareal, og som bør ha 30 % deltilhørighet til våtmark. Det vil imidlertid være ei utfordring å avgjøre om dette er seminaturlig våtmark eller naturlig, spesielt i lys av at reindriftslandskapet også er en integrert del av det norske kulturlandskapet.

Videre foreslår vi en tilstandsindikator for myr basert på inngrepsfrekvens, som i oppbygging ligner på to eksisterende tilstandsindikatorer for åpent lavland. Våtsnøleie og snøleiekilde er mangelfullt representert i Naturindeks. Vi beskriver her hvordan en ny indikator kan etableres med bakgrunn i rødlistevurderinger av arter fra disse naturtypene. Indikatorens viktigste påvirkningsfaktor er klimaendringer. Vi beskriver også en potensielt ny indikator for mikrovåtmarkshabitater i skoglandskapet basert på overvåkinger av torvmoser i forsenkninger i skog. Vi viser at mengde av disse kan endres raskt over korte tidsrom.

Disse og andre tiltak summeres til slutt opp i ni anbefalinger. Disse retter seg mot videre utvikling av både Naturindeks og NiN til det best for norsk miljøforvaltning.

Jarle W. Bjerke, NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø. E-post: [jarle.bjerke@nina.no](mailto:jarle.bjerke@nina.no)

Hans Tømmervik, NINA, Framsenteret, Postboks 6606 Langnes, 9296 Tromsø. E-post: [hans.tommervik@nina.no](mailto:hans.tommervik@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
1.1 Hva er våtmark i Naturindeks? .....	8
1.2 Naturgitte og hevdbaserte myrer – et avgrensingsproblem.....	10
1.3 Utdringer med å utvikle nye indikatorer for våtmark.....	14
<b>2 Gjennomgang av eksisterende indikatorsett</b> .....	<b>19</b>
2.1 Indikatorgrupper for våtmark .....	19
2.1.1 Amfibier .....	19
2.1.2 Fugl .....	19
2.1.3 Insekter.....	19
2.1.4 Primærprodusenter.....	19
2.2 Egenskaper for planteindikatorer og naturtyper .....	20
2.2.1 Brunmyrak .....	20
2.2.2 Dikesoldogg.....	20
2.2.3 Engmarihand/grasmarihand .....	21
2.2.4 Hvitmyrak .....	21
2.2.5 Myrtelg.....	21
2.2.6 Sennegrass .....	22
2.2.7 Smalsoldogg.....	22
2.2.8 Sveltstarr .....	22
2.2.9 Alvemose.....	23
2.2.10 Fjellgittermose .....	23
2.2.11 Stakesvanemose .....	23
2.2.12 Kysttorvmose.....	24
2.2.13 Atlantisk høgmyr areal .....	24
2.2.14 Palsmyr areal.....	24
2.2.15 Oppsummering av indikatorsettet .....	24
2.2.16 Bør seminaturlig våtmark inn i åpent lavland eller etableres som eget hovedøkosystem? .....	25
<b>3 Vurdering av tilgjengelige tidsserier for mulig utvikling av nye indikatorer</b> .....	<b>27</b>
3.1 Bakgrunn og formål.....	27
3.2 Vurdering av aktuelle norske tidsserier .....	28
3.2.1 Miljøovervåking Kvaløya, Hammerfest og Kvalsund kommuner, Finnmark .....	28
3.2.2 Overvåking av vinterbeiter for rein i Finnmark .....	28
3.2.3 Palsmyrovervåking, Finnmark, Troms, Trøndelag, Oppland .....	29
3.2.4 Karbonflukstårn Saura, Andøy kommune, Nordland .....	30
3.2.5 Terrestrisk overvåking – Solhomfjell, Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen .....	30
3.2.6 Landsskogstakseringen, alle fylker.....	31
3.2.7 Miljøovervåking Tjeldbergodden, Aure kommune, Møre og Romsdal .....	32
3.2.8 Miljøovervåking Ormen Lange landanlegg, Møre og Romsdal.....	33
3.2.9 Naturovervåking Sølendet naturreservat, Røros kommune, Trøndelag .....	33
3.2.10 Overvåking av restaureringstiltak i myr, Trøndelag og Akershus .....	34
3.2.11 COAT, Varangerhalvøya, Finnmark .....	34
3.2.12 Andre norske tidsserier.....	35
3.2.13 Tidsserier fra svenske og finske grenseområder .....	36
3.3 Vurdering av potensielle nye indikatorer .....	37

3.3.1	All rein som beiter i Norge .....	37
3.3.2	Molte.....	39
3.3.3	Hvitlyng.....	40
3.3.4	Tepperot .....	40
3.3.5	Mikrovåtmarkshabitater i skog .....	41
3.3.6	Andre fuktkrevende arter i langtidsovervåkinger .....	42
3.3.7	Tilstandsindikator for myr basert på inngrepsfrekvens .....	42
3.3.8	Samleindikatorer: andel av karakterarter for våtsnøleie og snøleiekilde som er på rødlista .....	43
3.4	Vurdering av mulig del-tilhørighet til våtmark for eksisterende indikatorer fra andre hovedøkosystemer.....	44
<b>4</b>	<b>Konklusjon og anbefalinger.....</b>	<b>46</b>
<b>5</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>49</b>



## Forord

Denne utredninga er et produkt av et utviklingsprosjekt finansiert av Miljødirektoratet (avtale-nummer 18087224) over utlyste midler for videreutvikling av Naturindeks for Norge (Miljødirektoratets dokument-ID 2018/5774).

Et trinn i prosjektfasen var å innhente kunnskap om relevante tidsserier fra norske fagmiljøer. I den forbindelse var vi i kontakt med en rekke personer. Ikke alle besvarte våre henvendelser. Følgende personer har besvart og gitt nyttig informasjon (sortert alfabetisk etter etternavn): Anders Bryn (Universitet i Oslo), Kari Anne Bråthen (UiT – Norges arktiske universitet), Marianne Evju (NINA), Dagmar Hagen (NINA), Annika Hofgaard (NINA), Karl-Otto Jacobsen (NINA), Stein Rune Karlsen (Norut, nå Norce), Magni Kyrkjeeide (NINA), Anders Lyngstad (Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet), Siri L. Olsen (NINA), Bård Pedersen (NINA), Ken Olaf Storaunet (NIBIO), Vigdis Vandvik (Universitetet i Bergen), Liv Guri Velle (Møreforsk), Sølvi Wehn (NIBIO), Per Arild Aarrestad (NINA).

Heidi Myklebost (NINA) og Mari Jokerud (NINA) var behjelpelige med å hente ut relevante data fra NINAs databaser og tilrettelegge disse for dette prosjektet. Jane U. Jepsen (NINA) har lest og gitt konstruktive tilbakemeldinger på en tidlig versjon av rapporten. Faggruppen for Naturindeks ga ulike innspill i forbindelse med presentasjonen av dette prosjektet på gruppemøtet som fant sted i Trondheim i mai 2019. Simon Jakobsson og Bård Pedersen (NINA) ga innspill til et tilnærmet endelig rapportutkast høsten 2019.

I tillegg har vi innhentet nyttig lokalinformasjon fra følgende informanter: Ellinor Elverland, Jarle Elverland, Ingrid D. Heimland, Alf Heimland, Egil Kalliainen og Johan Mathis Sara.

Vi takker alle disse personene for nyttig informasjon og gode innspill.

2.1.2020  
Jarle W. Bjerke  
Prosjektleder

# 1 Innledning

Det primære formålet med dette oppdraget for Miljødirektoratet var å vurdere mulighetene for å utvikle ytterligere våtmarksindikatorer for Naturindeks, da i hovedsak ved å sammenstille data fra ulike datakilder. I vår prosjektbeskrivelse skisserte vi et prosjekt med ti trinn. Disse gjengis i **kapittel 3.1**. For å kunne vurdere mulige nye våtmarksindikatorer for Naturindeks, må vi først oppnå ei klar oppfatning av hva våtmarksbegrepet innebærer. Dette omtales og diskuteres i **kapittel 1.1**. Derneft tar vi for oss utfordringene med å avgrense mellom såkalte naturlige og seminaturlige våtmarker (**kapittel 1.2**). Dette leder til en analyse av hovedutfordringene med å utvikle nye indikatorer for våtmark (**kapittel 1.3**). I lys av disse analysene gjennomfører vi ei kritisk evaluering av det eksisterende indikatorsettet for våtmark (**kapittel 2**). Disse analysene og evalueringene er helt nødvendig som grunnlag for å kunne starte arbeidet med å vurdere potensielle nye indikatorer for våtmark i Naturindeks. Derfor kommer det egentlige oppdraget først i **kapittel 3**.

## 1.1 Hva er våtmark i Naturindeks?

Naturindeksens økologiske rammeverk sier at «...våtmark omfatter myr og kilde (jfr. NiN 2.0) både ovenfor og nedenfor skoggrensa» (Nybø mfl. 2015a). «NiN 2.0» er en forkortelse for Natur i Norge (NiN) versjon 2.0, som er et nasjonalt naturbeskrivelsessystem i regi av Arstatabanken (Halvorsen mfl. 2016). Våtmark er et såkalt natursystem i NiN og består av 13 hovedtyper (**tabell 1**).

**Tabell 1.** *Typer innenfor natursystemet våtmark i Natur i Norge versjon 2. Kilde: Halvorsen mfl. 2016. I kolonnen «Antropogen påvirkning» oppgis påvirkning slik den beskrives i NiN. Merk for øvrig at vi velger å skrive «seminaturlig» uten bindestrek, selv om NiN benytter bindestrek. «semi» er en lite brukt forstavelse i norsk. Språkrådets ordbok på nett (Universitetet i Bergen & Språkrådet 2018) viser noen få slike (f.eks. semikolon, semipermeabel). Alle skrives i ordboka uten bindestrek.*

Kode	Våtmarkstype	Antropogen påvirkning	Geografisk avgrensning
V1	Åpen jordvannsmyr	I svært liten grad	Norges fastland
V2	Myr- og sumpskogsmark	I svært liten grad	Norges fastland
V3	Nedbørsmyr	I svært liten grad	Norges fastland
V4	Kalkkilde	I svært liten grad	Norges fastland
V5	Varm kilde	I svært liten grad	Kun Svalbard
V6	Våtsnøleie og snøleiekilde	I svært liten grad	Norges fastland
V7	Arktisk permafrost-våtmark	I svært liten grad	Kun Svalbard
V8	Strandumpskogsmark	I svært liten grad	Norges fastland
V9	Seminaturlig myr	Betydelig, primært gjennom tradisjonell skjøtsel	Norges fastland
V10	Seminaturlig våteng	Betydelig, primært gjennom tradisjonell skjøtsel	Norges fastland
V11	Torvtak	Sterkt forstyrret som følge av høsting av torv og drenering	Norges fastland
V12	Grøftet åpen torvmark	Irreversibelt drenerte våtmarkssystemer på torvmark	Norges fastland
V13	Ny våtmark	Irreversible inngrep (f.eks. oppdemming) i mark som tidligere ikke var våtmark	Norges fastland

Naturindeks er inndelt i to ulike sett av hovedøkosystemer. Alle unntatt ett hovedøkosystem måles ut fra en referansetilstand hvor menneskelig aktivitet er eller har vært så begrenset at denne aktivitet har minimal innvirkning på det biologiske mangfoldet (Nybø mfl. 2015a, 2015b). Dette gjelder hovedøkosystemene skog, våtmark, fjell, ferskvann, kystvann og hav. Kun ett hovedøkosystem skal måles ut fra en referansetilstand for god hevd, dvs. den hevd som definerer naturtypen gjennom menneskets bruk over lang tid. Hovedøkosystemet som skal måles ut fra god hevd heter åpent lavland.

Ifølge Nybø mfl. (2015b) er det foreløpig ingen indikatorer i Naturindeks fra seminaturlig mark i fjell, skog eller våtmark. Slik seminaturlig mark er da også eksplisitt utelukket fra hovedøkosystemet åpent lavland. Åpent lavland inkluderer de seminaturlige økosystemene boreal hei, kystlynghei, seminaturlig strandeng og seminaturlig eng (Nybø mfl. 2015a); se også tidligere omtaler av åpent lavland i Certain & Skarpaas (2010) og Norderhaug (2010) som også begrenser åpent lavland til enger og hei. For at indikatorer som representerer seminaturlig våtmark, seminaturlig skog og seminaturlig fjell skal kunne innlemmes i Naturindeks må enten definisjonen av åpent lavland utvides eller ett eller flere nye hovedøkosystemer må etableres.

For inneværende utredning vil det si at indikatorer for seminaturlig myr og seminaturlig våteng ikke kan vurderes, da det ikke finnes hovedøkosystemer å plassere slike indikatorer inn i. Indikatorer fra sterkt forstyrret våtmark (V11-V12) kan i teorien inngå i Naturindeks, men da som representanter for svært dårlig referansetilstand for den våtmarkstypen som var der før arealet ble omgjort til torvtak eller grøftet åpen torvmark. V11 og V12 er for eksempel allerede indirekte innlemmet i Naturindeks gjennom indikatoren Atlantisk høgmyr, dette fordi tilstanden til flere høgmyrer er redusert som følge av torvtekt og tilhørende drenering. Vår erfaring er at myrer brukt til kommersiell torvvuttak blir først drenert i utkanten. Så V11 og V12 er i så henseende to sider av samme antropogene inngrep.

Det økologiske rammeverket for Naturindeks plasserer skogkledd våtmark i hovedøkosystemet skog, og ikke i våtmark. Det ser vi først under beskrivelsen av våtmark, jfr. gjengivelse ovenfor om at våtmark omfatter myr og kilde. Dette ekskluderer NiN-typer som ikke er myr eller kilde. Det vil si at V8 Strandsumpskogmark ikke skal inngå i våtmark, og man kan videre tolke det slik at sumpskogsmark (del av V2; jfr. **tabell 1**) heller ikke skal inngå. Beskrivelsen av hovedøkosystemet skog bekrefter at skogkledd våtmark ikke skal inngå i våtmark, men i skog. Beskrivelsen av skog sier først at «*Skogsmark er arealer der det vokser skog og arealer der det i nær fortid eller framtid har vært eller forventes å være skog*» og sier deretter at «*I naturindeksen inngår flommarkskog i skog*» (Nybø mfl. 2015a). Dermed er ikke bare sumpskogdelen av V2, men også myrskogdelen av V2, inkludert i skog i Naturindeks. Følgelig skal vi i denne inneværende utredning heller ikke ta med indikatorer fra V2 og V8.

Naturindeksen beregnes for Norges fastland og tilstøtende havområder, men ikke for Svalbard og Jan Mayen og havområdene rundt disse (Nybø mfl. 2015a). To våtmarkstyper er begrenset til Svalbard. Det gjelder V5 Varm kilde og V7 Arktisk permafrost-våtmark (Halvorsen 2016).

Etter denne utlukinga står vi igjen med følgende våtmarkstyper som vi for denne utredninga kan vurdere nye indikatorer for: V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr, V4 Kalkkilde, og V6 Våt-snøleie og snøleiekilde.

Dette skiller seg lite fra første beskrivelse av Naturindeks, publisert i januar 2010 med engelsk som hovedspråk, hvor «Mires and Wetland» helt kort ble beskrevet som «Mires, bogs, fens» (Certain & Skarpaas 2010). På norsk ble hovedøkosystemet i første resultatrapport av Naturindeks, publisert i september 2010 og da på norsk, kalt «myr-kilde-flommark» (Nybø mfl. 2010). Det engelske navnet inkluderer i praksis kun myr, ettersom «bogs» gjerne brukes om nedbørsmyr, mens «fens» brukes om jordvannsmyr. Det norske navnet på hovedøkosystemet rommer derfor mer enn det engelske: kilde og flommark er ikke inkludert i det engelske navnet. Vi ser av den reviderte versjonen fra 2015 (Nybø mfl. 2015a) at flommark har falt ut av dette hovedøkosystemet. Eneste bruk av «flommark» i rapporten fra 2015 er i omtalen av flommarkskog som

en del av hovedøkosystemet skog (Nybø mfl. 2015a). Det er derfor ikke klart hvor den skogløse flommarka hører hjemme i Naturindeks etter revideringa fra 2015. I NiN er ikke-skogkledt, ikke-hevdbunden flommark representert under natursystemet kalt «fastmarkssystemer» med typen åpen flomfastmark (kode T18) (Halvorsen 2016).

For denne utredninga kunne vi gjort det enkelt for oss selv ved å følge det hittil mest nylige forslaget til avgrensning av våtmark for Naturindeks (Pedersen mfl. 2018). Vår analyse ovenfor av rammeverkets beskrivelser viser imidlertid at Pedersen mfl. (2018) gir et ufullstendig bilde av rammeverkets avgrensing (Nybø mfl. 2015a). Rammeverket fra 2015 hadde som mål å følge NiN 2.0, men definerer ikke tilhørighet til hvert enkelt natursystem fra NiN 2.0. Dette kan delvis skyldes at NiN 2.0 ikke var fullt utviklet innen rammeverket måtte ferdigstilles. Forslaget i Pedersen mfl. (2018) om at V1 Åpen jordvannsmyr, V2 Myr- og sumpskogsmark, V3 Nedbørsmyr, V4 Kaldkilde og V8 Strandsumpskogsmark skal utgjøre våtmark i Naturindeks er ikke i tråd med beskrivelsene i rammeverket. I rammeverket står det bl.a. at skogsmark er arealer der det vokser skog (jfr. omtale ovenfor). Det betyr at V2 og V8 ifølge rammeverket tilhører skog og ikke våtmark. Ei anna tolkning av denne korte beskrivelsen fra rammeverket kan være at trærne i V2 og V8 tilhører skog, mens bakken tilhører våtmark, men ei slik tolkning vil kunne lede til ytterligere avgrensningsutfordringer. Forslaget i Pedersen mfl. (2018) om å utelate våtsnøleie og snøleiekilde fra våtmark er heller ikke i tråd med rammeverkets beskrivelser. Forslaget framsatt i Pedersen mfl. (2018) avviker følgelig fra rammeverkets inndeling, og forslaget bør derfor ikke anses som en omforent oppfatning av hvilke NiN-natursystemer som bør inngå i våtmark for Naturindeks.

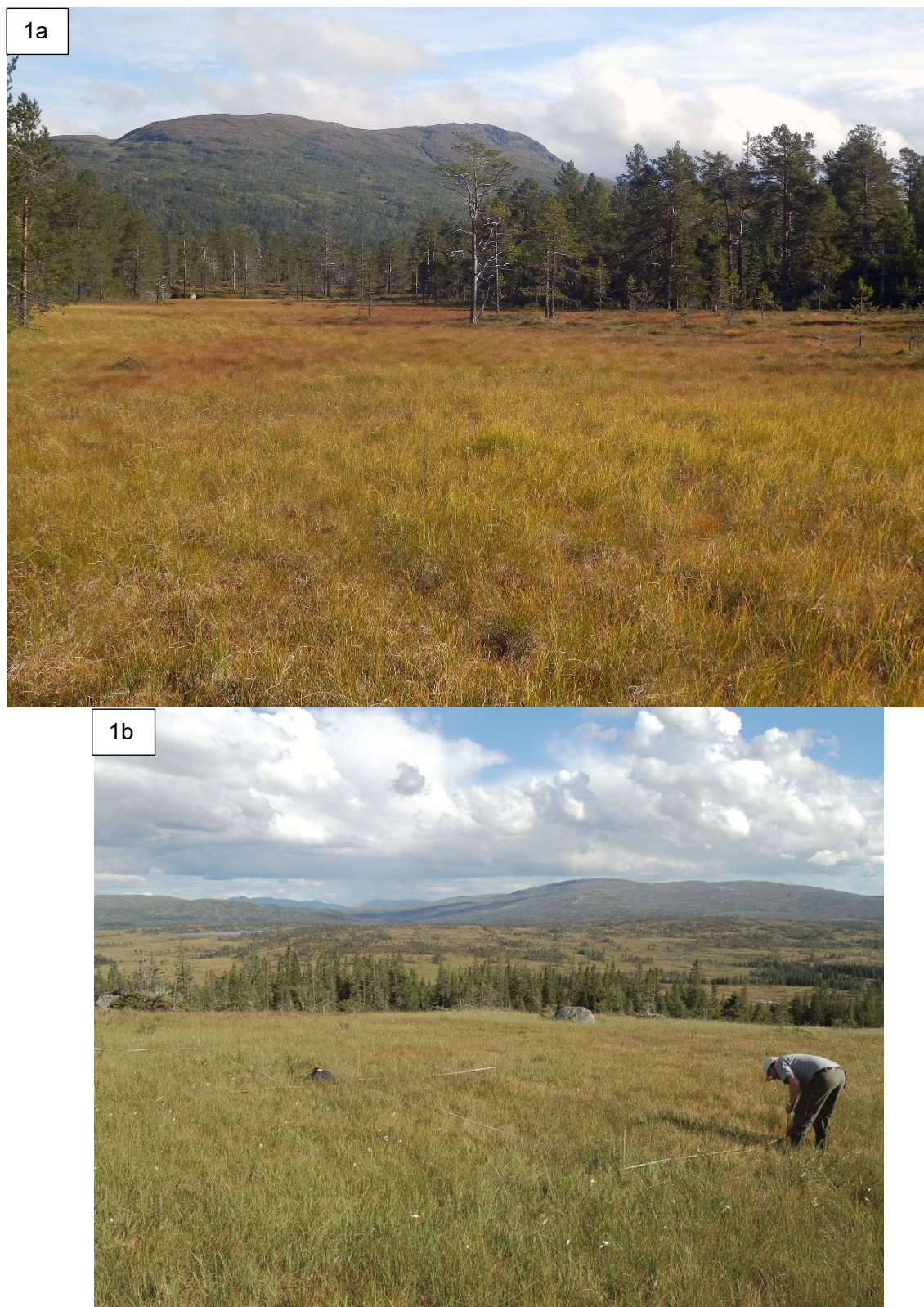
## 1.2 Naturgitte og hevdbaserte myrer – et avgrensningsproblem

Ei utfordring som muligens er noe underkommunisert i Naturindekslitteratur, og for så vidt i annen norsk myrlitteratur, er utfordringa med å vurdere om en gitt indikator eller et gitt areal tilhører naturgitte myrer (dvs. V1 eller V3) eller seminaturlig myr (dvs. V9). Selv Artsdatabanken ser ut til å ha utfordring med å skille mellom disse. I omtalen av åpen jordvannsmyr på sine nettsider benytter de et bilde av ei myr som viser mange av de karaktertrekkene som oppgis for seminaturlig myr (Artsdatabanken 2019a). Bildet viser en grasdominert fastmattemyr uten trær (kun trær i kanten) og uten tuer (**Figur 1a**).

Den har i det hele svært lik struktur som myra på bildet som Artsdatabanken benytter som eksempel på en seminaturlig myr (Artsdatabanken 2019b). Dette bildet er her gjengitt som **Figur 1b**. Vi sier ikke at bildet i **Figur 1a** nødvendigvis er ei myr med utstrakt hevd. Bildene benyttes her for å illustrere at det kan være svært utfordrende å avgjøre om en gitt lokalitet er hevdbundet eller ikke uten å kjenne dens faktiske historie.

Høsting av ressurser fra utmark har en flere tusen år lang historie i Norge (Norderhaug 1999, Myhre & Øye 2002, Lundberg 2005, Bjerke mfl. 2010, Austrheim mfl. 2015, Magnussen mfl. 2018). Alle økosystemer er blitt utnyttet, og dette inkluderer i aller høyeste grad også våtmarker – fra havnivå til fjell. Det var en sterk utnyttelsesgrad. Wegge & Brendbakken (2005) beskriver at var det så lite som en halv munnfull for en sau i hvert låslag, så ble det slått. Hammer (1997) beskriver det omtrent likt: overalt hvor det var mulig å slå med låen ble det slått, dvs. ikke et strå ble spart. Der det var for fuktig til å slå om sommeren, ble det sanket strå når isen hadde lagt seg. Dette ble gjort både i sumper og i kanten av innsjøer (Fremstad & Elven 1999) og av mykmattevegetasjon på myrer som var for utrygge om sommeren (Wegge & Brendbakken 2005).





**Figur 1.** Åpen jordvannsmyr (a) og seminaturlig myr (b) slik disse våtmarkstypene er presentert på Artsdatabankens nettsider. Fotograf: a: Arild Lindgaard (<https://artsdatabanken.no/Pages/171963>); b: Asbjørn Moen (<https://artsdatabanken.no/Pages/171971>). Bildene er gjengitt med tillatelse (lisens CC BY-SA 4.0). Bildene er ikke bearbeidet utover at figurnummer er lagt til i bildenes øvre venstre bildekant.

Enkelte områder bærer sterkere synlige preg av utmarksbruken. Myrer er blitt tørrlagt og omgjort til fastmark, deriblant åker, eng, kystlynghei og boreal hei, mens andre myrer er fortsatt å definere som våtmark, men er så omfattende berørt av grøfter og torvtekt at de faller inn under V11 Torvtak eller V12 Grøftet åpen torvmark. Andre våtmarker er blitt slått og/eller brukt som beite, eventuelt brukes fortsatt til dette, og disse faller da innunder V9 eller V10. Selv langskuddvegetasjon i innsjøer er tidligere blitt høstet for å gi vinterfôr til husdyr, jamfør beskrivelse av «sjøslått» i Fremstad & Elven (1999). Slik sjøslått ble også gjort langt til fjells (Wegge & Brendbakken 2005). Innhøsting av elvesnelle og skavgras til vinterfôr for rein foregår ennå i Pasvik (Birkeland & Arnesen 2012; Egil Kalliainen, pers. medd. 2016; hesjer med elvegras observert høsten 2019 – J.W. Bjerke, pers. obs.) og har iallfall inntil nylig vært praktisert i Indre Finnmark (Johan Mathis Sara, Frakfjord med Silda reinbeitedistrikt, pers. medd. 1992, Guovdageainnu meahcceguovddáš 2019). I tillegg er tradisjonell innhøsting av skohøy (sennegrass og flaskestarr) til bruk i skaller fortsatt utbredt hvor det drives reindrift.

Brenning er en type hevd som også påvirker myrer. I kystlyngheilandskapet finnes flere mindre myrer, ofte ikke større enn 20 m × 5 m, som små lommer i forsengkninger. Når kystlyngheien brennes blir også disse små myrflatene brent. Myrene i kystlyngheilandskapet er uansett sterkt preget av drenering og beite og er derfor langt fra en naturlig tilstand.

Myrslåtten avtok etter andre verdenskrig. Til tross for dette opphørte ikke bruken av våtmarkene. Husdyr har med redusert slått fått økt tilgang til det næringsrike graset på myrene. Geiter, sau og storfe beiter i utmarka i store deler av landet, til høyt til fjells (Wegge & Brendbakken 2005). Disse bidrar til å opprettholde et seminaturlig preg på våtmarkene selv lenge etter at slåtten har opphørt.

Fra 1960-tallet til 1990-tallet ble en svært høy andel av norske myrer i lavlandet drenerte (Bjerke mfl. 2010). Dette førte til at mange av disse endret seg til V12 Grøftet åpen torvmark (jamfør **tabell 1**). For eksempel, i et kystnært område på Vestlandet forsvant 72 % av myrarealet i løpet av 28 år, fra 1956 til 1994, og det ble antatt at all myr i dette området ville bli omgjort til andre arealet i løpet av få tiår (Lundberg 2005).

Tamreindrift er et annet aspekt ved utmarksbruk (Alm 1999). Tamrein beiter på omtrent 40 % av Norges areal (Tømmervik & Riseth 2011). Direktoratet for naturforvaltning (2007) slår fast at påvirkning fra tamrein skal regnes som kulturpåvirkning på lik linje med påvirkning fra utmarksbeitende dyr på vinterbås. Med «tamrein» tenker trolig folk flest utelukkende på samisk reindrift. Mindre kjent, eller iallfall mindre kommunisert, er at det har vært, og fortsatt er, en utstrakt ikke-samisk tamreindrift i Norge (Magnussen mfl. 2018). De skriver:

*«Ettersom all rein i Sør-Norge, bortsett fra en liten stamme (Rondane-Dovre), har vært forvaltet som tamrein helt siden 1700-tallet, vil det si at så å si hele Norge er blitt påvirket av tamme dyr; Setesdal-bestanden var forvaltet som tamrein fram til 1979, og fortsatt er det tamreinlag i Valdres, nordre Gudbrandsdalen og Rendalen tilhørende under Mat- og landbruksdepartementet (Landbruksdirektoratet 2016), mens tamreinforvaltning opphørte noe tidligere i andre bestander (Brudeli 1959, Henriksen og Indrelid 1979, Helland og Stokstad 2005, Røed et al. 2014, Bitustøy 2017). Mange steder i Sør-Norge har det med andre ord vært tamreindrift lenge etter at myrslått og myrbeite av geit, kyr og sau opphørte, eller det er tamreindrift fortsatt. For øvrig utvider nå forvillet tamrein sitt beiteareal til områder som tidligere var forbeholdt setring. Parallellen i skog til seminaturlig myr er beiteskog (kode D06 i Direktoratet for naturforvaltning 2007). Denne er ikke anerkjent som et eget natursystem i NiN. Det meste av beiteskog i Norge er i dårlig hevd, ettersom utmarksbeitet er kraftig nedadgående og nå kan det være vanskelig for et utrent øye å se at en gitt skog fortsatt bærer sterke preg av tidligere tiders bruk. Den samme trenden i hevd-preg og utfordring med oppfatning av tidligere brukspåvirkning er også rådende for myr.»*

Myrer og annen våtmark er svært viktige beitearealer for rein, det være seg samisk rein («tamrein») eller ikke-samisk rein (både «tamrein» og «villrein» – her satt i anførselstegn på bakgrunn av omtalen ovenfor). Rein beiter på myrer til alle årstider, og spesielt om høsten og tidlig vinter. Etter at den første snøen har lagt seg kan høye gras, starr, myrull og andre grasaktige planter

stikke opp av snødekket og være en lett tilgjengelig matressurs. Rein holder seg i hovedsak til fastmattemyrer. I samisk reindrift utgjør myrene også en høstingsressurs for mennesker. Blader av høye starr, gjerne kalt sennegrass, men ikke begrenset til arten med samme navn (dvs. *Carex vesicaria*), er brukt som isolasjon i fottøy og klær. Reindriftsutøvere sanker også høy fra myrer og annen våtmark til sine rein, jamfør omtale ovenfor, på lik linje med myrslått som fôr til kyr, geiter og sau på vinterbås. I tillegg er torv blitt brukt som isolasjon i jordgammer og andre byggverk. Det samiske kulturlandskapet inkluderer også melkingsområder hvor landskapet over mange hundre år er blitt betydelig forandret (Tømmervik mfl. 2010, Egelkraut mfl. 2018). Følgelig har våtmarker i reindriftsområder en lang historie med skjøtsel som er lik våtmarkenes skjøtselshistorie i det tradisjonelle landbruket. Såkalt 'grasmyr' dekker hele 3142 km<sup>2</sup>, eller 6,5 %, av landets største fylke, Finnmark (Bjørklund mfl. 2015). Med dette er grasmyr den fjerde største vegetasjonstypen i fylket. En tilsvarende grasmyr fra Nordreisa kommune i Troms ble for ikke lenge siden tolket innunder Naturtypehandbokas kategori D02 slåtte- og beitemyr (Jacobsen & Bjerke 2016a). Trolig er alle de 3142 km<sup>2</sup> av grasmyr i Finnmark og tilsvarende grasmyrer i andre beiteområder for storfe, geit, sau og rein sterkt formet av lang tids beite og høsting og dermed seminaturlige.

Magnussen mfl. (2018) poengterte at slåttemyrer nok er svært underrepresentert i Miljødirektoratets Naturbase, ettersom mange kartleggere ikke er oppmerksomme på at de har vært brukt til slått og/eller beite og at de derfor kategoriserer dem etter andre kategorier, f.eks. næringstilførsel, størrelse, torvoppbygging, og forekomst av trær. **Figur 2a** viser et eksempel på en slik myr. Denne ligger i Naturbase inne som en del av et våtmarksmassiv (BN00101357 – beskrevet i Sommersel & Skottvoll 2014). Beskrivelsen av dette området sier ikke noe om hevd eller tradisjonelt bruk, kun at området viser noe slitasje etter nåværende bruk som friluftsområde. Likevel viser bildet en grasrik myrflate helt uten tuer. Strukturelt er denne myra identisk med slåttemyra avbildet i **figur 1b**. Myra avbildet i **figur 2a** er fra Hamna, en bydel i Tromsø som fram til 1970-tallet var et jordbruksområde med flere gårder og nesten uten eneboliger. I dag bor det rundt 4000 innbyggere i Hamna, og kun et fåtall av innbyggerne kjenner til områdets omfattende jordbrukshistorie. Offentlig tilgjengelig flybilde fra 1956 (norgebilder.no) fra Hamna viser 3-4 gårder omkranset av åker og eng og med tallrike stier oppover i lia, bl.a. stier som leder inn til avbildet myr (**figur 2b**). Skogen omkring myra var langt åpnere i 1956 enn den var i dag og var nok hyppig brukt til utmarksbeite og hogst. Slåttepreget på denne myra er fortsatt såpass intakt at det er rimelig å anta at den ble slått en periode etter andre verdenskrig og deretter ble brukt til utmarksbeite helt til jordbruket i Hamna opphørte. Ingrid D. Heimland vokste opp på gården Heimland i Hamna og minnes at det fortsatt var kyr på utmarksbeite på gårdene Heimland og Fredlund på 1970-tallet (pers medd., juni 2019).

Av de ovennevnte grunnene skilte ikke Magnussen mfl. (2018) ut egne seminaturlige våtmarkssystemer i sin utredning om verdsetting av økosystemtjenester fra våtmark. Den nasjonale gjennomgangen av slåttemyrer i Norge (Lyngstad mfl. 2013, 2016) gir tilsvarende oppfatning. De rapporterer hele 323 dokumenterte slåtte- og beitemyrer fra Trøndelag, men kun fire fra Hordaland. Vi oppfatter ikke dette som en reell regionsvariasjon, men i stedet som et resultat av at forskere i Trøndelag har vært langt mer fokusert på dokumentasjon av historisk bruk av myrer, mens myrer i f.eks. Hordaland trolig i stedet har blitt dokumentert etter andre kriterier, ettersom det har vært like intens slått i Hordaland som i andre norske fylker (jamfør f.eks. Lundberg 2005, Jansson 2012).

Vi er derfor av den oppfatning at norske våtmarker er alle i større eller mindre grad formet og påvirket av lang tids menneskelig bruk, dvs. hevd. Dette har uten tvil påvirket fysiognomi, struktur og artssammensetning på hver enkelt lokalitet. Vi har selv befart flere hundretalls myrer i Norge, da primært i Nord-Norge, og vår oppfatning er at praktisk talt alle disse har et seminaturlig preg, kanskje bortsett fra noen få myrer i østre sørligste deler av Finnmarksvidda og i Øvre Pasvik, men selv disse beites av rein.

Samtidig kan det tenkes at tuer på myrer en rekke steder er blitt bevart pga. rike molteforekomster. Som kjent produserer mange langt flere frukter når de vokser på tuer enn i fuktigere

mattevegetasjon (Resvoll 1929, Bratrein 1995, Fremstad 1998, Bjerke mfl. 2005, Jacobsen & Bjerke 2019). Derfor bør høy frekvens av tuer på en gitt myr ikke ukritisk tolkes som et tegn på at myra er uten hevdpreg.

Utfordringa for dette arbeidet blir da å avgjøre hvorvidt tilgjengelige tidsserier er fra våtmarker med såpass liten hevdgrad at de kan oppfattes som naturlige og dernest avklare hvilke tidsserier som skal vurderes ut fra Naturindeksens naturgitte eller hevdpregede referansetilstand.

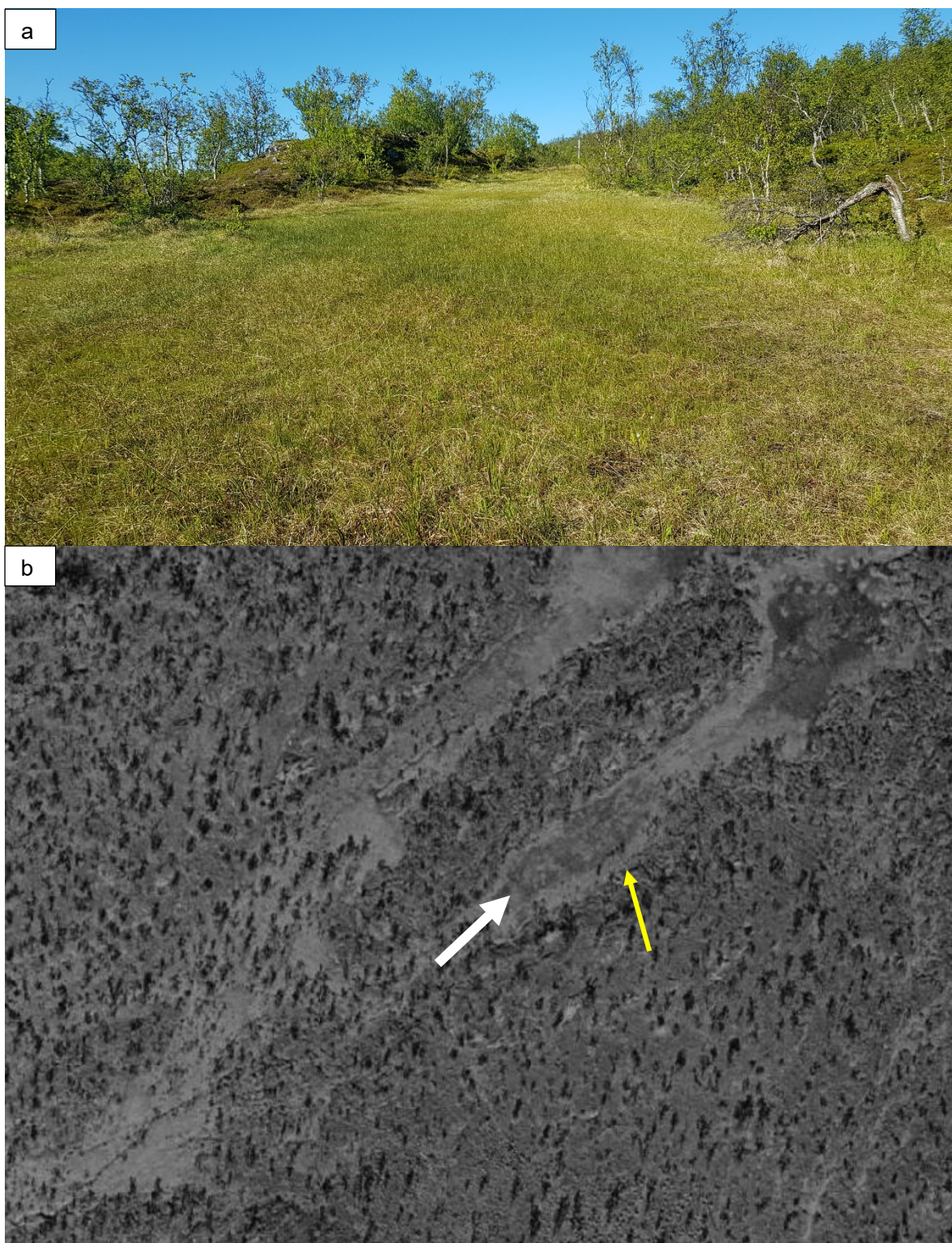
### 1.3 Utfordringer med å utvikle nye indikatorer for våtmark

Når man skal utvikle nye indikatorer fra myr for Naturindeks, må man åpenbart ta stilling til om indikatorene da representerer NiN-typer som er inkludert i Naturindeksens avgrensning av våtmark. Er det potensielle indikatorer fra ikke skogkledt myr man har med å gjøre, må man da ta stilling til om dette er seminaturlig myr, dvs. NiN-kode V9, eller «naturlig» myr, dvs. V1 eller V3. Dette er et lite belyst dilemma. Fire sentrale problemstillinger reiser seg:

1. Skal indikatorenes tilhørighet til V1/V3 kontra V9 vurderes ut fra indikatorenes respons til hevd, det vil i hovedsak si til slått, beite og grøfting?
2. Skal tilhørighet til V1/V3 kontra V9 avgjøres ut fra indikatorens antatt viktigste påvirkningsfaktor?
3. Skal en spesifikk lokalitets tilhørighet avgjøres ut fra forvaltningsmyndighetens mål for denne spesifikke lokaliteten, dvs. om forvaltningsmyndigheten har som mål om at den skal bestå som seminaturlig eller utvikles mot et en mer naturlig fysiognomi og artssammensetning?
4. Skal en indikators tilhørighet utelukkende avgjøres av historikken til de spesifikke arealene fra hvor vi har tidsserier?

Dystarr kan benyttes som et eksempel på førstnevnte problemstilling. Dette er en art som vokser i de fuktigere delene av myrer (Fremstad 1998). Slike mykmatteområder av myrene er gjerne for fuktige og ustabile for beitedyr og for sommerslått, men se omtale av vinterslått ovenfor. Dystarr er derfor lite direkte berørt av slått og beite, men kan øke i mengde etter slått på noe fastere myrflater (Lyngstad mfl. 2016). Den omfattende dreneringa av norske myrer har derimot en negativ effekt på dystarr og andre svært fuktkrevende arter. Deres leveområder blir fortere tørre, og fastmattearter kan konkurrere ut dystarr i sine tidligere mykmatter. Dystarr er dermed en art som trolig blir negativt påvirket av drenering. Andre eksempler på arter som er negativt påvirket av skjøtsel er forvedete arter (Moen 1999), f.eks. dvergbjørk (som vokser på tuer i myrer), finmarkspors og hvitlyng. Skal da slike arter som å antas å være negativt påvirket av skjøtsel være representanter for naturgitte referansetilstander, mens arter som antas å være positivt påvirket av skjøtsel være representanter for hevdbaserte referansetilstander? Ei utfordring med dette er at det må vurderes om fullstendig fravær av en gitt art (f.eks. dvergbjørk) eller funksjonell gruppe (f.eks. forvedete planter) skyldes naturlige årsaker eller hevdpåvirkning.





**Figur 2. a.** Smal bakkemyr med slåttepreg ovenfor bydelen Hamna, Tromsø kommune, Troms. Foto: Jarle. W. Bjerke 16.6.2019. **b.** Samme myr avbildet ved flyfotografering i 1956. Utsnitt fra Norge i Bilder (bruksrett gjennom Norge digitalt). Hvit pil viser hvor bilde 2a er tatt fra. Gul pil viser linje som trolig representerer en sti som går inn på myra.

Den andre problemstillinga knytter seg til et sentralt prinsipp i Naturindeks, nemlig at den enkelte indikator skal være følsomme for kjente og veldefinerte påvirkningsfaktorer (Nybø 2015, Framstad 2015a). Som eksempel, hvis det er langtransportert nitrogen som antas å være viktigste påvirkningsfaktor for en gitt våtmarksindikator, så er det mindre avgjørende å begrense datasettet til en spesifikk våtmarkstype dersom indikatoren finnes i ulike våtmarkstyper. Dermed kan en indikator basere seg på tidsserier fra våtmarkstyper av ulik grad av skjøtsel- og beitehistorikk, dvs. det vil ikke være strengt nødvendig å spesifisere om datasettene kommer fra V1, V3 eller V9. Dog kan man anta at langtransportert nitrogentilførsel vil påvirke indikatoren ulikt i våtmarkstyper med forskjellig hevdgrad, da hevdbaserte naturtyper generelt har en høyere tålegrense for nitrogen enn naturlige økosystemer (Bobbink & Hetteling 2011). I så fall kan man dele opp datasettet i to indikatorer, noe vi har eksempler på i Naturindeks, f.eks. «Fugletelg i granskog» og «Fugletelg i fjellbjørkeskog» (Framstad 2015a). Ei utfordring vil være å avgjøre om den aktuelle påvirkningsfaktoren, som langtransportert nitrogen i eksempelet ovenfor, faktisk er en sterkere påvirkningsfaktor enn skjøtsel (eller opphør av sådan) for den aktuelle indikatoren.

Den tredje problemstillinga handler om forvaltningas mål for den enkelte lokalitet eller areal. Forvaltninga har uttalte mål for etablerte verneområder. Utover verneområdene er det i liten grad satt forvaltningsmål for spesifikke lokaliteter. Sett at vi har en tidsserie for en spesifikk art fra et verneområde hvor opprettholdelse av hevd er satt som forvaltningsmål og en tilsvarende tidsserie for samme art fra et annet område hvor naturtilstand er satt som forvaltningsmål, skal dette da gi opphav til to ulike indikatorer i Naturindeks basert på samme art, men med ulike mål? Det er teoretisk sett fullt mulig. Hovedutfordringa med en slik løsning er nok imidlertid at for de fleste myrarealer i Norge finnes det ingen spesifikke forvaltningsmål.

Den fjerde problemstillinga kan for mange virke som den intuitivt mest opplagte løsninga: finnes det tidsserier fra seminaturlige myrer, så bør disse representere utviklinga for hevdbasert våtmark i Naturindeks, dvs. at de skal vurderes ut fra en hevdbasert referansetilstand, og da uavhengig av om den aktuelle indikatoren påvirkes negativt eller positivt av skjøtsel. Ei utfordring med dette vil da være å avgjøre om et spesifikt myrareal representerer V1, V3 eller V9, eventuelt en av de øvrige våtmarkstypene som er listet i **tabell 1**. Informasjonen som følger en aktuell tidsserie trenger ikke nødvendigvis å ha slike opplysninger, eller det kan tenkes at informasjon om arealets skjøtselhistorikk er ukjent for, eller ignorert av, den eller de som samlet inn dataserien (Magnussen mfl. 2018). Skal slike tidsserier da utelates fra Naturindeks inntil nærmere informasjon om arealets skjøtselhistorikk blir tilgjengelig? Og hvis det da viser seg at tidsseriene er fra seminaturlig myr, skal de da ses bort fra ettersom Naturindeks ikke har et hovedøkosystem som inkluderer hevdbasert våtmark?

Dette leder oss til kjerneutfordringa for våtmark i Naturindeks: hvordan avgjøres det om et gitt areal representerer V9 seminaturlig myr eller «naturgitt» myr tilhørende typene V1 eller V3? Ut fra oppsummeringa ovenfor kan det virke som at praktisk talt alle norske myrer har eller har hatt moderat til betydelig grad av hevd. Skal alle disse da tas til V9 seminaturlig myr? Kriteriet satt av NiN er at «...seminaturlig myr skilles ut som egen hovedtype (...) dersom det er grunn til å anta at forskjellen i artssammensetning fra ikke-hevdpåvirket myr er betydelig» (Halvorsen 2016). Ei åpenbar utfordring med dette kriteriet er, jamfør den historiske oppsummeringa ovenfor, å finne ikke-hevdpåvirket myr for å sammenligne mot. Halvorsen (2016) skriver videre at «det er behov for grundigere undersøkelser av variasjonen i artssammensetning mellom V9 Seminaturlig myr og V1 Åpen jordvannsmyr for å finne ut om forskjellen i artssammensetning er betydelig». Igjen, dette gir åpenbare utfordringer i praksis: man kan gjerne finne myrer med ulik lengde på periode uten betydelig hevdpåvirkning, men å finne myrer med god hevd og ingen hevd med tilstrekkelig geografisk nærhet til at de skal kunne være objektivt sammenlignbare virker som en tilnærmet umulig oppgave. Det vil si, har ei myr i et område blitt mye brukt til slått og beite, er sannsynligheten stor for at også nabomyra har vært brukt til det samme. Når Halvorsen (2016) ikke finner sterke forskjeller i artssammensetning mellom V1 Åpen jordvannsmyr og V9 Seminaturlig myr, kan det kanskje skyldes at deres tidsserier for V1 egentlig er fra myrer som ble betydelig skjøttet for noen tiår siden og som fortsatt bærer preg av dette. Med andre ord, det kan hende at

Halvorsen (2016) ikke har sammenlignet V9 mot V1, men i stedet ulike varianter av V9. Da blir forskjellene nødvendigvis noe begrenset.

Ettersom vi tilsynelatende har få eller ingen naturlige fastmattemyrer i vårt eget land å sammenligne mot (dvs. myrer som ikke har preg av slått, beite, drenering eller annen menneskeskapt påvirkning), er det vanskelig å avgjøre når endringene er så betydelige at myrene igjen kan sies å være fri fra hevdpreg. For eksempel er nydannelse av tuer en svært saktegående prosess (Swanson & Grigal 1988, Swensson 1988, Malmer & Wallén 1999). Så myrer som har vært planert ut ved fjerning av tuer for at det skulle være lett å bruke ljå, vil forbli plane i mange tiår, om ikke flere hundre år, etter at slått og beite opphører. Det vil derfor gå lang tid før slike planerte myrer reelt gjenoppretter en struktur som forbindes med naturlige myrer. Generelt i økologiske studier er arven, dvs. langtidseffektene, etter tidligere tiders aktiviteter lite hensyntatt. De studiene som imidlertid klarer å trekke linjene hundre år eller lengre bak i tid viser at nåværende økologiske funksjon og sammensetning i stor grad er et resultat av forstyrrelser langt tilbake i tid (f.eks. Normand mfl. 2017, Danneyrolles mfl. 2019, Tømmervik mfl. 2019).

Grensen for når ei myr iht. NiN ikke lenger er slåttemyr trekkes ved sein suksesjonsfase (Halvorsen mfl. 2016, Lyngstad mfl. 2016). Denne fasen beskrives med følgende kjennetegn: *«arts-sammensetningen har sterkere preg av arter som kjennetegner ettersuksjonstilstanden enn arter som kjennetegner det forstyrrelsesbetingete systemet eller suksesjonstrinn fra dette»* (Halvorsen mfl. 2016). For myrer bør man i så henseende ikke bare ta hensyn til artssammensetning men også myrstruktur, dvs. utviklinga av tuer og høljer (Fremstad 1998). Dette antydes da også av Lyngstad mfl. (2016) som sier at gjengroinga på myrflater går relativt sakte, og at den største endringa ofte er at myroverflata blir mer kupert og tuete. Samtidig kan ei myr være svært så tuete selv om den aktivt brukes av beitedyr (Alm 2010). Det er ikke riktig at tuer alltid trampes i stykker. I stedet får ikke-foretrukne planter danne tuer mellom mer foretrukne beiteplanter. Dette gjelder for eksempel finnskjegg som er vanlig på fastmattemyrer og våteng i Troms og Finnmark (Alm 2010) og ellers i landet (Elven 2005).

Lyngstad mfl. (2016) skriver at utmarksslått avtok fra slutten av 1800-tallet og var de fleste steder avsluttet i første halvdel av 1900-tallet. Dette kan nok stemme for enkelte deler av landet nær gårder med stort ressursgrunnlag, men vi kjenner til at flere steder i Nord-Norge med marginale driftsvilkår var myrslått vanlig til 2. verdenskrig og at ved dårlige somre ble myrene slått iallfall fram til 1960-tallet (beskrivelser fra Senja ved Ellinor & Jarle Elverland, pers. medd., april 2019). Slik var det nok også for små gårder med marginale driftsvilkår andre steder i landet til iallfall 2. verdenskrig, om ikke lenger. For eksempel ble jordvannsmyrene i Tågdalen i Møre og Romsdal nyttet til utmarksslått fram til godt ut på 1950-tallet (Tretvik & Krogstad 1999).

For Naturindeks er det uansett ikke ideelt ukritisk å omdøpe tidligere slåttemyrer til naturlige jordvannsmyrer ved en viss suksesjonsfase. Det kan stride mot intensjonen til Naturindeks, nemlig å måle tilstanden til de enkelte hovedøkosystem. Hvis arealer med dårlig tilstand (f.eks. i «sein suksesjonsfase», jamfør definisjon ovenfor) skal omdefinieres til å tilhøre et annet hovedøkosystem, vil dette kunne høyne indeksverdien for det hovedøkosystemet dette arealet forlater. Semi-naturlig våtmark vil med andre ord kunne få en unaturlig høy indeksverdi hvis hovedøkosystemet «blir kvitt» alle arealene med dårlig tilstand. For Naturindeks bør kanskje derfor prinsippet om «en gang seminaturlig, alltid seminaturlig» benyttes. For seminaturlig myr vil indeksverdien med tida falle svært lavt hvis alle seminaturlige myrarealer var innlemmet i utviklinga av indeksverdi, dette til tross for at noen arealer opprettholdes gjennom beite eller subsidier til slått. Så selv om rammeverket for Naturindeks beskriver en inndeling i hovedøkosystemer som sammenfaller med NiN sin inndeling i natursystemer og grunntyper (Nybø mfl. 2015a,b), er det ikke slått fast at Naturindeks nødvendigvis bør følge alle grunnprinsipper beskrevet i NiN, der disse kommer på kollisjonskurs med Naturindeksens formål.

Alt i alt viser denne gjennomgangen at det er svært utfordrende å ta hensyn til hevd med dagens avgrensning av våtmark for Naturindeks og dagens inndeling av hovedtyper av våtmark i NiN. En enkel, men trolig lite fruktbar løsning er å konkludere med at all norsk myr har eller har hatt

en så betydelig grad av hevd at de er seminaturlige. Det vil dermed ikke bli igjen myrarealer som kan defineres som våtmark for Naturindeks, slik våtmark er beskrevet i rammeverket, jamfør gjennomgangen ovenfor. Naturlig våtmark vil dermed bli begrenset til enkelte arealer med kaldkilder (V4) og våtsnøleie og snøleiekilde (V6), men selv V4 og V6 kan påvirkes av beitedyr, ettersom det er attraktive steder for å kjøle seg ned og slukke tørsten på varme sommerdager. Noen spiselige planter vokser det da også i V4 og V6.

Ei anna løsning er å begrense seminaturlig myr i Naturindeks-sammenheng kun til de myrene som i dag aktivt skjøttes gjennom slått. Det vil i all hovedsak si til de myrene som mottar offentlig støtte for opprettholdelse av myrslått. Ei utfordring med denne begrensinga er at alle skjøttede beitemyrer, f.eks. alle myrene som i dag holdes i hevd av sau og tamrein, da blir holdt utenfor.

Ei tredje løsning er å innlemme seminaturlig myr i hovedøkosystemet åpent lavland. Dette diskuterer vi nærmere herunder.

## 2 Gjennomgang av eksisterende indikatorsett

Basert på de dilemmaene som skisseres ovenfor, kan det være på sin plass med en gjennomgang av indikatorene som i dag er innlemmet i Naturindeks under våtmark. Er alle like gode representanter for våtmark? Naturindeks for våtmark 2015 var basert på 33 indikatorer (Framstad 2015a). Deres tilhørighet ble kritisk vurdert av Pedersen mfl. (2018).

### 2.1 Indikatorgrupper for våtmark

#### 2.1.1 Amfibier

Pedersen mfl. (2018) konkluderte med at amfibie-indikatorene buttsnutefrosk, småsalamander og storsalamander i hovedsak har tilhørighet i ferskvann, ettersom de legger egg i ferskvann. Ferskvann er derfor deres mest kritiske habitat, og det er der de er lettest å overvåke.

#### 2.1.2 Fugl

Av tretten fugleindikatorer ble to vurdert å ha tilhørighet til ferskvann (Pedersen mfl. 2018). Dette gjelder svømmesnipe og fossefall. Fem øvrige fugler hekker og bruker både myrsystemer og andre hovedøkosystemer, og det ble konkludert med at de har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark. Det vil si at datagrunnlaget for disse bør gjennomgås for å avklare om data er samlet inn fra myr eller fra andre hovedøkosystemer. De fem artene dette gjelder er gulerle, rødstilk, sivsanger, sivspurv og småspove. Følgende fem fuglearter ble vurdert å ha tilhørighet til myr: dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin, gluttsnipe, myrsnipe og trane. Disse fem artene benytter imidlertid også andre hovedøkosystemer enn våtmark. For eksempel er dyrket mark et viktig habitat for enkeltbekkasin (Shimmings & Øien 2015). Ei anna utfordring med alle disse fugleindikatorene bortsett fra fossefall er at de er migrerende. Bestandsvariasjoner over tid kan derfor avspeile endringer i naturforhold og overlevelse i overvintringsområdene og stoppesteder på veg mot Norge (Gjershaug mfl. 2010). Et eksempel er trane som føres med omtrent 150 tonn korn ved Hornborgasjön i Sør-Sverige (Länsstyrelsen Västra Götalands län 2019). Dette har åpenbart påvirkning på trender for trane også i Norge, ettersom mange av disse tranene er på trekk mot Norge. Bestanden av trane følger den samme trenden som internasjonalt, dvs. en betydelig økning de siste tiårene (Shimmings & Øien 2015). Mange fuglearter viser negative trender, og det kan bl.a. skyldes overdrevet jakt i overvintringsområder, se bl.a. omtaler av storspove (Shimmings 2019) og vipe (Souchay & Schaub 2016). Det var opprinnelig et mål å unngå trekkfugler som indikatorer i Naturindeks (Gjershaug mfl. 2010). Likevel overvintrer de fleste fuglene som er innlemmet som indikatorer i Naturindeks, både for våtmark og andre hovedøkosystemer, i utlandet.

#### 2.1.3 Insekter

To insekter inngår i naturindeks fra 2015. Elvсандjeger lever på fastmarkssystemet åpen flomfastmark og har dermed ikke tilhørighet til våtmark (Pedersen mfl. 2018). Det andre insektet under våtmark er mosesumpløper. Det lever både i myr og på fastmark. Konklusjonen for denne er dermed at den har tilhørighet til våtmark forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i våtmark.

#### 2.1.4 Primærprodusenter

Indikatorsettet for våtmark inkluderer syv frøplanter, en bregne og fire bladmoser. Pedersen mfl. (2018) vurderte ikke tilhørigheten til disse i samme detalj som de gjorde for de ovennevnte dyreindikatorene (jamfør ulikheter i oppsett i tabellene 7.3 og 7.4 i Pedersen mfl. 2018.). Likevel ble disse 12 planteindikatorene oppgitt å ha tilhørighet til en eller flere av NiN-typene V1-V3, inkludert V2 som vi her har vurdert å tilhøre skog i Naturindeks, jamfør omtale ovenfor.

I tillegg til de ovennevnte indikatorene inngår også to naturtyper som indikatorer i våtmark. Disse er «atlantisk høgmyr areal» og «palsmyr areal». Som indikatornavnene tilsier er dette to ulike



typer myr. Den siste indikatoren i våtmark er «lavhei» som har 5 % tilhørighet i våtmark og res-  
terende i andre hovedøkosystemer.

Pedersen mfl. (2018) gikk i svært liten grad inn på utfordringa med å skille mellom naturlig og  
hevdbunden myr, eller de benyttet en svært vid avgrensning av naturlig myr, dvs. at de implisitt  
inkluderte under naturlig tilstand all myr uten særlig hevd (da spesielt slått) de siste 40-50 årene.  
Med utgangspunkt i gjennomgangen ovenfor om at de fleste myrarealene i Norge er preget av  
hev, ser vi her nærmere på de enkelte planteindikatorer som av Pedersen mfl. (2018) ble  
angitt å ha tilhørighet til våtmark. Disse omtales nedenfor i følgende rekkefølge: først karplanter  
i alfabetisk rekkefølge, deretter bladmoser i alfabetisk rekkefølge. Til slutt omtales de to naturty-  
pene. Omtaler av utbredelse baserer seg på beskrivelser i floraer (f.eks. Elven 2005, Hallingbäck  
mfl. 2008) og forekomster som vises i Artskart (artskart.artsdatabanken.no).

## 2.2 Egenskaper for planteindikatorer og naturtyper

### 2.2.1 Brunmyrak

Dette er en relativt kortvokst (10-30 cm) grasaktig plante i starrfamilien som er funnet i et bredt  
belte langs kysten nord til Helgeland i Nordland. På Østlandet er den funnet et godt stykke fra  
kysten, helt nord til Stor-Elvdal i Hedmark. I følge NiN 2.0 har arten ingen diagnostisk rolle for  
ulike myrtyper. Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr, mens Elven (2005)  
omtaler voksestedet som mykmatter, løsbunn og kanten av tjern. Mossberg & Stenberg (2007)  
nevner i tillegg at den kan vokse på sandjord. Trolig inkluderer indikatoren alle naturtyper hvor  
arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som  
bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av habitat (naturin-  
deks.no, Aarrestad mfl. 2010). En tysk test av fjerning av tuer på ei myr førte til rask etablering  
av brunmyrak fra frø der tuene hadde vært, og deretter en rask mattedanning gjennom klonal  
vekst (Kesel & Urban 1999). Også et studie fra Sverige viser at arten drar nytte av forstyrret torv  
til etablering (Mälson mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning  
(naturindeks.no). Artens tyngdepunkt i kystnære områder nær tettbebygde strøk tyder på at ar-  
tens tilstand i Norge er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og  
omgjøring av våtmark til antropogen mark. Artens ruderal spredningsstrategi kan indikere at  
arten kan øke i forekomst etter enkelte typer av inngrep. Fjerning av andre høyvokste arter kan  
også være positivt for arten, ettersom den da blir overskygget i mindre grad. Referanseverdien  
er omtalt som følger: «*Referanseverdien er indikatorverdien i perioden 1900-05, som er tidligste  
periode med tilstrekkelig antall observasjoner av karplanter til å beregne tilstand. Det antas at  
negativ menneskelig påvirkning har økt med tiden, og at et så tidlig tidspunkt som mulig derfor  
best representerer en situasjon med liten menneskelig påvirkning*». Denne referanseverdien tar  
ikke høyde for at perioden 1900-05 er midt i en lang æra med betydelig utmarksslått og -beite  
(Lyngstad mfl. 2016).

### 2.2.2 Dikesoldogg

Dette er en kortvokst, rosettdannende plante med insekter som en del av næringstilgangen. Ar-  
ten er spredt i Sør-Norge med et sterkt tyngdepunkt langs kysten nord til Romsdal. I følge NiN  
(2.0) er arten kjennetegnende for «litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater» (V1-C-2). Pe-  
dersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr, mens Elven (2005) omtaler vokse-  
stedet som «blaute flakar i jordvassmyr og kanten av myrtjørner». Mossberg & Stenberg (2007)  
omtaler den fra enda flere voksesteder: fukthei, strender, grustak. Denne informasjonen tilsier at  
arten ikke utelukkende er knyttet til myr. Derfor bør datasettet for denne indikatoren gjennomgås  
for å vurdere om datasettet faktisk representerer våtmark. Trolig inkluderer indikatoren alle na-  
turtyper hvor arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert  
metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av  
habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste påvirkning  
(naturindeks.no). Dikesoldogg og andre soldogg-arter er konkurransesvake. Slått kan derfor  
virke negativt ved at mer konkurransesterke arter, deriblant blåtopp, øker i mengde og utkonkur-  
rerer soldogg-artene, noe som er vist i studier fra Tyskland (Gaertner mfl. 2010). Artens

tyngdepunkt i kystnære områder nær tettbebygde strøk tyder på at artens tilstand i Norge er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av våtmark til antropogen mark. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.3 Engmarihand/grasmarihand

Denne indikatoren inkluderer kun underarten *incarnata* (Aarrestad mfl. 2010), kjent under de norske navnene vanlig engmarihand og grasmarihand, og indikatoren inkluderer altså ikke underarten blodmarihand (ssp. *cruenta*). Grasmarihand er spredt i store deler av landet unntatt Finnmark (Elven 2005). I følge NiN 2.0 er arten kjennetegnende for «temmelig til ekstremt kalkrike myrflater» (V1-C-4) og de seminaturlige naturtypene «kalkrik semi-naturlig myr» (V9-C-3) og «kalkrik våteng» (V10-C-2). Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr, men Elven (2005) gir den en langt bredere økologi og rapporterer den fra fastmatter og mykmatter i rikmyr, fra strandeng ved ferskvann og ved havet, fra flommarkseng og fra sanddyner. Mossberg & Stenberg (2007) omtaler den fra enda flere voksesteder: kildedrag, bekkeeng og beitemark. Videre omtaler Strann & Bjerke (2009) den fra beiteeng. Derfor bør også datasettet for denne indikatoren gjennomgås for å vurdere om datasettet faktisk representerer våtmark. Trolig inkluderer den alle naturtyper hvor underarten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne underarten, uavhengig av habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Grasmarihand påvirkes sterkt positivt av slått: i løpet av de ti første årene etter re-introduksjon av slått på en lokalitet i Nord-Tyskland økte antall individer av grasmarihand eksponentielt (Schrautzer mfl. 2011). Også i Norge viser marihandarter positiv utvikling etter slått (se f.eks. Sletvold mfl. 2010). Det er derfor sannsynlig at dagens tilstand for grasmarihand i myrhabitat og andre habitat er sterkt preget av historisk og pågående drenering, slått og beite. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.4 Hvitmyrak

Dette er en relativt kortvokst (10-30 cm) grasaktig plante i starrfamilien som er funnet på svært mange lokaliteter fra havnivå til nær skoggrensen nord til Sørfold i Nordland. Habitatvalg og spredningsøkologi er trolig svært lik den for brunmyrak, se ovenfor, bortsett fra at brunmyrak også vokser på noe mer næringsrike myrer. I følge NiN 2.0 er arten kjennetegnende for naturtypene «svært og temmelig kalkfattige myrflater» (V1-C-1), «litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater» (V1-C-2) og for «ombrotrofe myrflater» (V3-C-1). Metode for fastsetting av indikatorverdier og vurdering av viktigste påvirkning er også like for disse to artene (naturindeks.no). Disse to artenes respons til menneskelig påvirkning er trolig derfor svært lik. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.5 Myrtelg

Dette er en bregne med sørøstlig utbredelse i Norge, fra Audnedal i Agder i sørvest til Ringsaker i Hedmark i nordøst. Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr, mens Elven (2005) ikke omtaler den fra myr i det hele tatt, men fra tjernkanter og sumpskog. Heller ikke Mossberg & Stenberg (2007) omtaler den fra myr, men fra våte strender, kanter av tjern, sumpskog, kildedrag, bekkekanter og fukteng. Av den grunn virker dens tilhørighet i våtmark, dvs. V1 eller V3, svært tvilsom. Trolig inkluderer indikatoren alle naturtyper hvor arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Artens sterke preferanse for fuktige miljø gjør det rimelig å anta at drenering og andre forstyrrelser nær dens voksesteder kan ha påvirket arten negativt. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.6 Sennegras

Dette er en høyvokst starr som ifølge Pedersen mfl. (2018) både vokser i V1 og V2. I følge NiN 2.0 er arten ikke vanlig i V1 og V2, men er en kjennetegnende art for «intermediære til kalkrike helofyttsummer» (L4-C-2 og L4-C-3), «kalkfattige og intermediære strand-sumpskogsmark» (V8-C-1) og fra den seminaturlige naturtypen «kalkrik våteng» (V10-C-2). Elven (2005) omtaler den heller ikke fra myr, men fra «sumpskog, vått vierkjerr, sump og vasskant, grøfter...». I dette tilfellet kan kanskje «vått vierkjerr» sies å være en del av myrsystemet. Sennegras er symbolarten for samisk utmarkshøsting. De tørkede bladene brukes som isolasjon inni skotøy og votter (Nilsen 2009, Magnussen mfl. 2018). Som isolasjonsmateriale er imidlertid «sennegras» sanket fra flere arter enn kun den som heter sennegras. F.eks., når Bjørklund (1985) beskriver en konflikt i Kvænangen knyttet til bruk av sennegrasmyrer, så er det nok heller snakk om en starrdominert myr med ulike starr- og grasarter og kanskje helt uten arten ved navn sennegras. Like fullt er arten sennegras blitt høstet i stort monn der den finnes. Samtidig påvirkes den nok positivt av slått og beite, på lik linje med andre starrarter. Trolig inkluderer indikatoren alle naturtyper hvor arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Det er derfor sannsynlig at dagens tilstand for sennegras er sterkt preget av historisk og pågående høsting, slått og beite. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.7 Smalsoldogg

Dette er en kortvokst, rosettdannende plante med insekter som en del av næringstilgangen. Arten er vanlig til spredt i hele landet, inkludert stedvis også noen forekomster over skoggrensa. I følge NiN 2.0 er arten kjennetegnende for «svært og temmelig kalkfattige myrflater» (V1-C-1) og «litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater» (V1-C-2). Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr, mens Elven (2005) omtaler voksestedet som «blaute flarkar i jordvassmyr og kanten av myrtjørner...». Mossberg & Stenberg (2007) omtaler den også som voksende på strender. Jacobsen & Bjerke (2016b) rapporterer den også fra bunnen av et grunt tjern. Så arten har en breiere habitatpreferanse enn kun åpen jordvannsmyr. Trolig inkluderer indikatoren alle naturtyper hvor arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Økologi og påvirkning er i stor grad den samme som omtalt ovenfor for dikesoldogg. Det er derfor sannsynlig at artens tilstand i Norge er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av naturlige habitat til antropogen mark. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.

### 2.2.8 Sveltstarr

Dette er en kortvokst starr som er nokså vanlig i hele landet, spesielt på næringsfattige myrer. I følge NiN2.0 er arten kjennetegnende for «svært og temmelig kalkfattige myrflater» (V1-C-1) og «litt kalkfattige og svakt intermediære myrflater» (V1-C-2), samt for de seminaturlige myrtypene «kalkfattig semi-naturlig myr» (V9-C-1) og «intermediær semi-naturlig myr» (V9-C-2). Elven (2005) omtaler den fra nedbørsmyr og fattig jordvannsmyr. Mossberg & Stenberg (2007) omtaler den i tillegg fra sumpskog og kjerr. Som for andre starr øker den trolig i mengde med slått og beite. Den er ikke med i langtidsstudiet av slått i Sølendet (Øien mfl. 2018). Trolig inkluderer indikatoren alle naturtyper hvor arten vokser, ettersom indikatorsettet baserer seg på en kvantitativ modellbasert metode som bygger på alle innsamlings- og registreringsdata av denne arten, uavhengig av habitat (naturindeks.no, Aarrestad mfl. 2010). Det er imidlertid rimelig å anta at de alle fleste registreringene av denne arten er fra nedbørsmyr og fattig jordvannsmyr. Arealbruk er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Det er spesielt mange registreringer av arten i lavlandsområder nær tettbebygde strøk. Det er derfor sannsynlig at artens tilstand i Norge er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av naturlige habitat til antropogen mark. Fastsetting av referanseverdi er lik den som er satt for brunmyrak. Se beskrivelse og kommentar for brunmyrak ovenfor.



### 2.2.9 Alvemose

Dette er en sjelden bladmose som er knyttet til rikmyr (naturindeks.no). Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr. I Sverige er den også kjent fra kjerr, kilder og strender (Hedenäs mfl. 2014). Det er sannsynlig at den har tilsvarende habitatvalg i Norge. Så arten har en noe bredere habitatpreferanse enn kun åpen jordvannsmyr. Derfor bør også datasettet for denne indikatoren gjennomgås for å vurdere om datasettet inkluderer lokaliteter som ikke er fra våtmark, dvs. V1, V3 eller V4. Indikatoren er basert på ekspertvurderinger med grunnlag i kjente artsregistreringer og litteratur. Arealbruk er ansett som artens viktigste påvirkning (naturindeks.no). Eutrofierende stoffer er vurdert til å være middels viktig. Arten har et tyngdepunkt på Østlandet fra Asker til Ringsaker. De fleste andre kjente lokaliteter er også i lavereliggende strøk nær bebyggelse og tettsteder. Det er derfor sannsynlig at artens tilstand i Norge er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av naturlige habitat til antropogen mark.

### 2.2.10 Fjellgittermose

Dette er en mose som er utelukkende knyttet til arktisk-alpine områder og er en god indikator for rike, alpine myrer og kilder (naturindeks.no). Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr. I Sverige er den også kjent fra kalkrike sigevannsrenninger, klippehyller og heller i fjellet (Hallingbäck mfl. 2008). Det er sannsynlig at den har tilsvarende habitatvalg i Norge. Så arten har en noe bredere habitatpreferanse enn kun åpen jordvannsmyr. Dette inkluderer våtmarkshabitatet kaldkilde (NiN V4), men også habitater som ikke defineres som våtmark iht. NiN. Derfor bør også datasettet for denne indikatoren gjennomgås for å vurdere om datasettet inkluderer data fra lokaliteter som ikke er våtmark, dvs. som ikke er V1, V3, V4 eller V6. Indikatoren er basert på ekspertvurderinger med grunnlag i kjente artsregistreringer og litteratur. Klima er ansett som artens viktigste og eneste påvirkning (naturindeks.no). Ekspertvurderinger er gjort for fylkene Oppland, Sør-Trøndelag, Troms og Finnmark (naturindeks.no). Området rundt Kongsvoll biologiske stasjon i Oppdal, Trøndelag, har en særdeles høy andel av antall registreringer tilgjengelig i Artskart. Arten er nok lite ettersøkt i andre deler av landet. Arten er funnet flere steder i Sverige tett inntil grensen til Norge (Hallingbäck mfl. 2008). Det er derfor sannsynlig at arten har langt flere forekomster i Norge enn de som er kjent per i dag. Området rundt Kongsvoll biologiske stasjon i Oppdal har en lang historie med seterbruk. Få bygder i landet har vært så avhengige av seterbruk som Oppdal (Trondhjems turistforening 1994). Området brukes fortsatt mye til utmarksbeite. Det er derfor sannsynlig at tilstanden også for denne arten er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått og beite og at bestandsendringer over tid i hovedsak er et resultat av disse påvirkningene.

### 2.2.11 Stakesvanemose

Dette er en liten tuedannende bladmose som best kjennetegnes på de langskaftede kapslene. Arten er funnet spredt i Norge fra Østfold i sør til Berlevåg i nord (Hallingbäck mfl. 2008; nye funn etter 2008 som vist i Artskart endrer ikke på yttergrensene vist på kartet i Hallingbäck mfl.). Pedersen mfl. (2018) omtaler den kun fra åpen jordvannsmyr. I Sverige er den også kjent fra sumpete strender langs vann og elver. Det er sannsynlig at den har tilsvarende habitatvalg i Norge. Så arten har en noe bredere habitatpreferanse enn kun åpen jordvannsmyr, og dette inkluderer habitater som ikke er våtmark iht. NiN. Derfor bør også datasettet for denne indikatoren gjennomgås for å vurdere om datasettet inkluderer lokaliteter som ikke er fra våtmark. Indikatoren er basert på ekspertvurderinger med grunnlag i kjente artsregistreringer og litteratur. Arealbruk og fysiske inngrep er ansett som de største påvirkningsfaktorene. I tillegg er fremmede arter ansett å påvirke noe (naturindeks.no). Ekspertvurderinger er gjort for fylkene Akershus, Oslo, Buskerud, Hedmark, Sør-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark. De fleste lokaliteter er i lavereliggende strøk nær tettbebyggelse eller i høyereliggende strøk i områder med lang historie for seterbruk og utmarksbeite. Det er derfor sannsynlig at tilstanden også for denne arten er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite, og omgjøring av naturlige habitat til antropogen mark, og at bestandsendringer over tid i hovedsak er et resultat av disse påvirkningene.

### 2.2.12 Kysttorvmose

Dette er en kystbunden torvmose som er funnet nord til Lofoten, mens den i sør er vanlig sør til Agder og sjelden øst for Agder (Flatberg 2013). Den er vanligst i overgangen mellom myrflate og åpen myrkant. Den er sterkt negativt påvirket av myrdrenering, torvtekt, beite, luftforurensning og lyngbrenning (Flatberg 2013). For Naturindeks er hydrologiske endringer angitt som den største påvirkningsfaktoren. Halvparten av indikatorsettet består av overvåkingsdata fra tre lokaliteter i Trøndelag (Hitra, Hemne og Trondheim). Disse tre lokalitetene skal representere en klimagradiert (naturindeks.no). Det er ikke beskrevet om disse lokalitetene fortsatt har aktiv skjøtsel. Deres nærhet til bebyggelse gjør det rimelig å anta at de har vært skjøttet, og at dette fortsatt påvirker den nåværende artssammensetninga på disse lokalitetene og dermed også tilstanden til kysttorvmose. Den øvrige halvparten av datasettet for denne indikatoren er ekspertvurderinger. Kartet for arten på naturindeks.no antyder at disse vurderingene baserer seg på artens utvikling langs kystrekninga fra Molde i Møre og Romsdal til nordre Trøndelag mot grense til Nordland. Dette er et område med lang tids skjøtsel og drenering. Hydrologiske endringer er ansett som viktigste påvirkningsfaktor (naturindeks.no). I tillegg er fem andre påvirkninger listet. Disse er eutrofierende stoffer, ferdsel, fysiske inngrep, klima og beskatning og høsting. Dette viser da at det er sannsynlig at artens tilstand i studieområdet er sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av våtmark til fastmark og antropogen mark.

### 2.2.13 Atlantisk høgmyr areal

Atlantisk høgmyr er en myrtype definert ut fra makromorfologi. Den er hvelvet som følge av lang tids akkumulering av torv og inngår i V3 nedbørsmyr. Indikatorsettet i Naturindeks bygger på tidsserieanalyser delvis basert på flybilder og delvis basert på litteratur. Datasettet dekker kystområder fra Vest-Agder til vestre Finnmark. Ikke mindre enn 13 påvirkninger er listet, hvorav arealbruk, beskatning og høsting og fysiske inngrep er ansett som de med størst påvirkning (naturindeks.no). De atlantiske høgmyrene ligger i kystnære områder med lang historie for utnyttelse av utmarka, inkludert myrene. Som påvirkningsfaktorene listet for denne indikatoren viser, er den sterkt preget av historisk og pågående drenering, torving, slått, beite og omgjøring av våtmark til fastmark og antropogen mark. Disse inngrepene vil da ha hatt sterk innvirkning på de artene som vokser der. Trolig er det mest fuktkrevende artene gått tilbake, mens mer tørketålende arter øker i mengde, jamfør omtale av lokaliteten Saura i neste kapittel, og med påfølgende effekter på våtmarksfugl. Vindkraftutbygging på slike myrer vil også føre til reduksjon av denne kategorien.

### 2.2.14 Palsmyr areal

Palser er torvhauger som dannes i myrer, i all hovedsak jordvannsmyrer, der vann fryser til is og ikke tiner ut i løpet av sommerhalvåret. De er i Norge begrenset til høyereliggende strøk i noen få kommuner i Sør-Norge og til Finnmark og Troms, også der i all hovedsak til høyereliggende myrer. Av tretten påvirkninger listet for denne indikatoren, er tolv ansett å utøve liten eller svært liten påvirkning (naturindeks.no). Den absolutt viktigste påvirkninga er klima. Palser er vindeksponerte. Derfor er de ofte snøfrie, og toppene av palser er derfor attraktive beiteområder for rein om vinteren. Vinterbeitet på toppen av palsene påvirker trolig ikke temperaturforholdene inni palsene, iallfall ikke mot varmere temperaturer. Det kan tenkes at palser i historisk tid ble brukt til torvsanking og til nedkjøling av matvarer om sommeren, men dette har vi ikke funnet dokumentasjon på. Dette har nok uansett vært i så begrenset omfang at det ikke har hatt innvirkning på historisk og dagens tilstand for denne indikatoren. Det er derfor sannsynlig at tilstanden til indikatoren utelukkende er påvirket av et mildere klima over et 100-års perspektiv.

### 2.2.15 Oppsummering av indikatorsettet

Denne gjennomgangen av indikatorsettet for våtmark i Naturindeks viser at tilstanden til en stor majoritet av indikatorene, spesielt innenfor primærprodusentene, sannsynligvis er sterkt influert av tradisjonell bruk av utmark. Lokalitetene inkludert i datasettene for disse primærprodusentene er derfor trolig alle representanter for seminaturlige økosystemer slik begrepet er definert i NiN, dvs.: «*økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebetinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at*

*systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system»* (Halvorsen mfl. 2016).

Trolig er også tilstanden til de gjenværende fugleindikatorerne i våtmark (dobbeltebekkasin, enkeltbekkasin, gluttsnipe, myrsnipe og trane; jamfør omtale ovenfor) sterkt preget av menneskebetingete forstyrrelser over mange hundre år, både i Norge og på deres overvintringssteder i utlandet.

Ut fra dette må vi konkludere at hovedøkosystemet våtmark i Naturindeks, slik det har vært presentert til nå (f.eks. Nybø 2010, Framstad 2015a), i realiteten er en indeks primært for seminaturlig våtmark (NiN-typene V9-V12, jamfør **tabell 1**), og ikke for de naturlige våtmarkstypene V1, V3, V4 og V6 slik intensjonen har vært. Ulempen er at indikatorene da har blitt vurdert opp mot feil referansetilstand. I tillegg er en rekke indikatorer ikke representative for våtmark i det hele tatt. Som omtalt ovenfor mener Pedersen mfl. (2018) bl.a. at amfibiene og mange fuglearter ikke passer inn i våtmark. Av primærprodusenter kan vi her legge til sennegrass og myrtelg, jamfør omtalene ovenfor.

### **2.2.16 Bør seminaturlig våtmark inn i åpent lavland eller etableres som eget hovedøkosystem?**

Dersom det ikke er ønskelig å opprette et nytt hovedøkosystem for seminaturlig våtmark, bør det vurderes om disse mange våtmarksindikatorerne representative for seminaturlige systemer overføres til det eneste hovedøkosystemet i Naturindeks for seminaturlig mark, nemlig åpent lavland. I så fall må avgrensninga av åpent lavland, slik den er beskrevet i rammeverket (Nybø mfl. 2015a,b), omskrives for å gjøre plass til indikatorer også fra våtmark.

Et argument for å skille seminaturlig våtmark fra mer naturlig våtmark ligger i nasjonens forvaltningsmål for seminaturlige våtmarker. Naturtypen slåttemyr og beitemyr har lenge vært vurdert som en truet naturtype. I siste oppdatering av Rødliste for naturtyper er V9 seminaturlig myr vurdert som sterkt truet (EN) (Artsdatabanken 2018). Herunder inngår eksplisitt både beite- og slåttemyrer. Det vil si at potensielt skal en svært høy andel av gjenværende norske myrer vurderes som sterkt truet, spesielt hvis tamreinbeite og samisk bruk av myrene skal regnes inn som del av hevdpreget. Direktoratet for naturforvaltning (2007) uttalte følgende: *«Kulturlandskap er i videste forstand alt landskap påvirket og omformet av menneskelig aktivitet. Det omfatter med andre ord det meste av Norges areal, fra urbane områder til dyrkingslandskap og alle typer høstingslandskap formet av skogbruk, jordbruk og reindrift»*. Dette støtter i aller høyeste grad opp om at tamreindriften og tilhørende utmarksbruk er en del av det norske kulturlandskapets hevdpreg. Følgelig bør myrer som holdes i hevd ved reinbeite defineres som V9 seminaturlig myr, og disse må dermed vurderes som sterkt truet.

Direktoratet for naturforvaltning (2007) benyttet ikke begrepet seminaturlig myr, men i stedet slåttemyr og beitemyr (kode D02). Arealer som de vurderte som svært viktige å ta vare på var *«Alle slåttemyrer som holdes i hevd, og som er artsrike og har et artsinventar (med sjeldne arter og/eller truede vegetasjonstyper) som ennå dokumenterer dette. Slåttemyrer (eller beitemyrer) som utgjør en del av et "helhetlig kulturlandskap"»*. Dette er vel den mest detaljerte graderinga av bevaringsmål som er satt for denne myrtypen. Like fullt må man forholde seg til den siste rødlista som sier at myrtypen som helhet er sterkt truet (Artsdatabanken 2018), noe som da implisitt inkluderer alle norske myrer av denne typen, også de uten dokumenterte forekomster av sjeldne arter. I dagens Norge er det trolig de myrene som beites av rein som holdes best i hevd, ettersom tetheten av utmarksbeitende småfe og storfe har gått kraftig ned i løpet av de siste tiårene (Speed mfl. 2019).

Uansett hvilken løsning som velges for plassering av seminaturlig våtmark i Naturindeksen hovedøkosystemer, vil det være en utfordring å avgjøre hvorvidt en gitt våtmarkslokalitet benyttet for en eller flere naturindeksindikatorer er naturlig eller seminaturlig. I NiN defineres et naturlig system som et *«økosystem der dominerende økosystemkomponent mangler, eller bare har svakt preg av, menneskebetinget forstyrrelse, men som ikke er betinget av menneskebetinget*

*forstyrrelse; økosystemfunksjon (hvilke økologiske strukturerende prosesser som er viktige), økosystemstruktur (inkludert hvilke basale lokale komplekse miljøvariabler som bestemmer variasjonen i artssammensetning), og økosystemtjenester er ikke vesentlig endret som resultat av menneskebettinget forstyrrelse» (Halvorsen mfl. 2016).*

Definisjonen gir rom for en rekke fortolkninger, f.eks. av «svakt preg» og «ikke betinget». Fagpersoner kan lett vurdere dette ulikt, og vi er kjent med at det har vært store diskusjoner omkring dette for enkeltlokaliteter. Vårt syn er at myrer som mangler klare strukturer i tuer og høljær og som har en betydelig dekning av graminoider, samt få eller ingen busker er seminaturlige, og dette uavhengig av hvor lenge siden sist disse myrene ble slått eller beitet. Er det i tillegg spor etter torving eller drenering er det enda sterkere signal om at myrene er seminaturlige.

Så er spørsmålet om deler av ei myr kan anses som naturlig selv om andre deler av samme myrsystem er seminaturlig. Har ei myr ikke vært drenert, kan områder med mykmatter og løsbunn (jamfør definisjoner i Fremstad 1998) i praksis se helt naturlige ut. Dette er områder som mange anså som for farlige til å slå eller til å sende sine husdyr ut på for å beite (Moen 1999). Likevel ble noen slike arealer slått om vinteren. Vinterslått har trolig har lite innvirkning på artsammensetning og tilstand. Er myrene imidlertid blitt drenerte, vil da også de våteste områdene av myrene være påvirket, og disse bør da også anses som seminaturlige.

Uansett hvordan disse ovennevnte utfordringene blir håndtert i Naturindeks framover, så viser denne gjennomgangen av indikatorsettet for våtmark at kunnskapen om tilstanden til hovedøkosystemet våtmark (altså V1, V3, V4 og V6) er svært mangelfull, og vår gjennomgang gir ytterligere grunn til bekymring for våtmarkas framtid som hovedøkosystem i Naturindeks, ei bekymring som Pedersen mfl. (2018) illustrerte i detalj gjennom påvisning av ei svært skjev indikatorfordeling mellom trofiske grupper. Et drastisk scenario som Pedersen mfl. (2018) skisserte var at våtmark tas ut av Naturindeks inntil et bedre indikatorsett blir tilgjengelig. Med de ytterligere kritiske merknader til indikatorsettet gitt ovenfor, er dette scenarioet blitt enda mer aktuelt, hvis man da ikke innen kort tid får etablert nye indikatorer. Mulighetene for dette er tema for neste kapittel.

### 3 Vurdering av tilgjengelige tidsserier for mulig utvikling av nye indikatorer

#### 3.1 Bakgrunn og formål

Det primære formålet med dette oppdraget for Miljødirektoratet var å vurdere mulighetene for å utvikle ytterligere våtmarksindikatorer for Naturindeks, da i hovedsak ved å sammenstille data fra ulike datakilder. I vår prosjektbeskrivelse skisserte vi et prosjekt med ti trinn. Disse gjengis her:

1. Identifisering av egne tidsserier som inkluderer data fra arealer som defineres som våtmark. «Egne» i denne sammenheng er tidsserier innhentet gjennom prosjekter ledet av NINA.
2. Oppsøke enkelte egne felter som ikke har vært undersøkt på noen år, dette for å forlenge eksisterende tidsserier.
3. Gjennom litteratursøk og søk gjennom andre kilder (nettsider o.l.), identifisere andre norske eller utenlandske fagmiljøer som sitter på tidsserier som inkluderer norsk våtmark.
4. Gjennom litteratursøk og søk gjennom andre kilder (nettsider o.l.), identifisere tidsserier fra svenske eller finske våtmarkslokaliteter som ligger tett opp til norsk grense. Bakgrunnen for dette er at disse tidsseriene kan være nesten like relevante for norsk side av grensen. Vi vil derfor vurdere om det er faglig forsvarlig å ekstrapolere disse til å gjelde også for grensekommunene på norsk side. Tre åpenbare områder beskrives her. Abisko-området i Nord-Sverige har hatt svært utstrakt forskningsaktivitet i nærmere 100 år, med flere studier som strekker seg inn mot norskegrensen (Callaghan mfl. 2013), og delvis inn på norsk side. Kilpisjärvi og Kevo er tilsvarende forskningsstasjoner i Nord-Finland tett opp mot norsk grense og med datainnsamling delvis inn på norsk side. Tilsvarende lokaliteter finnes trolig lenger sør i Sverige.
5. Laste ned alle offentlig tilgjengelige data fra tidsseriene som identifiseres under punktene 2 og 3 og sammenfatte disse i regneark fordelt på art og region.
6. Opprette kontakt med fagmiljøene omtalt under punktene 2 og 3 for å få tilgang til eventuelle ytterligere data, og ytre ønske om samarbeid på prosjektet foreslått her. Dette vil inkludere medforfatterskap på prosjektrapport.
7. Identifisere arter, eventuelt artsgrupper eller artssamfunn, som kan egne seg godt som indikatorer for Naturindeks. Disse vil bli rangert etter egnethet basert på ulike kriterier: (a) identifiserbare påvirkningsfaktorer, (b) total utbredelse av tilgjengelige data, (c) egnethet for ekstrapolering til tilstøtende arealer.
8. Sette opp eksempler på hvordan de foreslåtte sammensatte datasettene vil bli seende ut i databasen for Naturindeks.
9. Sammenfatte våre resultater i en kortfattet men konsis rapport som gjøres offentlig tilgjengelig etter at oppdragsgiver har gitt sine innspill og godkjent rapporten.
10. Overføre data til Naturindeks hvis noen eller alle foreslåtte indikatorer besluttet innlemmet. Dette trinnet vil gjennomføres etter prosjektslutt, da avgjørelse om innlemmelse eller ikke trolig ikke vil bli gjort umiddelbart etter rapportleveranse.

Denne rapporten er altså trinn 9 i denne prosessen. Dilemmaet mellom avgrensning av naturlige kontra seminaturlige våtmarker var ikke et tema i prosjektbeskrivelsen. Det var imidlertid et tema som fikk økt aktualitet utover i prosjektperioden, da vi innså at dette var et reelt dilemma. Dette var også et tema som ble behørig omtalt i utredninga om verdien av økosystemtjenester fra våtmark (Magnussen mfl. 2018) som ble ferdigstilt og publisert etter at søknaden til dette inneværende prosjektet var blitt sendt inn.

Når vi nå skal gå gjennom mulige datasett for utvikling av nye indikatorer må vi ha grad av tidligere og nåværende «menneskebetinget forstyrrelse» (jamfør definisjon gjengitt ovenfor) i mente, ettersom vi primært har som formål å utvikle våtmarksindikatorer for naturlige økosystemer, dvs.

for NiN-typene V1, V3, V4 og V6 (**tabell 1**). Derfor anser vi gjennomgangen i foregående kapittel som ei helt nødvendig forutsetning for det arbeidet vi har påtatt oss.

## 3.2 Vurdering av aktuelle norske tidsserier

Vi vurderer her tidsserier som er omtalt i vår prosjektbeskrivelse og andre tidsserier som vi identifiserte under trinnene 1 og 3.

### 3.2.1 Miljøovervåking Kvaløya, Hammerfest og Kvalsund kommuner, Finnmark

På oppdrag for Statoil og Equinor gjennomfører NINA et overvåkingsprogram for vegetasjon og jord i influensområdet fra prosesseringsanlegget for flytende gass på Melkøya i Hammerfest kommune. To overvåkingsområder ble opprettet i 2006, ett med estimert relativt høy avsetning av nitrogen nordøst på Kvaløya ved Forsøl i Hammerfest kommune og ett område med relativt lav avsetning sør på øya ved Stangnes i Kvalsund kommune (Aarrestad mfl. 2006). På begge lokalitetene inkluderer overvåkinga felter i to ulike naturtyper, myr og hei. I 2008, etter oppstart av prosesseringsanlegget ble det utført en ny analyse etter samme metodikk som i 2006 (Aarrestad mfl. 2008). Videre overvåking er planlagt ved fem års intervaller og ble gjennomført etter denne planen i 2013 (Aarrestad mfl. 2014) og i 2018 (Jokerud mfl. 2018).

Kvaløya har høye reintettheter (Tømmervik & Riseth 2011), noe som også påvirker vegetasjonen i overvåkingsfeltene; etter at overvåkingsperioden startet opp har beitetrykket økt betydelig, og mange av de påviste endringene fra 2006 til 2013 er antatt å skyldes økt reinbeite i samme periode (Aarrestad mfl. 2014).

Begge lokalitetene ligger nær tidligere gårdsbruk i bygdene Forsøl og Stangnes. Disse har nok vært drevet på et svært marginalt ressursgrunnlag, og det er derfor rimelig å anta at disse myrene ble slått for vinterfôr så lenge det var drift på gårdene. Etter at slåtten opphørte har utmarksbeite av dyr på bås trolig opprettholdt et seminaturlig preg. I hele perioden, og spesielt etter at husdyr avtok, har trolig tamrein opprettholdt et sterkt beitepreg på myrene. Selve vegetasjonsrutene er lagt i de fuktigere delene av myrene. Duskmyrull og flaskestarr preger rutene. Bjørneskjegg er tallrik i de noe grunnere delene av overvåkingsfeltene. Bilder fra lokalitetene viser at tuer er dårlig utviklet på overvåkingsfeltene på Forsøl og Stangnes.

Det er ingenting som tyder på at utslippene fra prosesseringsanlegget har noe innvirkning på vegetasjonen (Aarrestad mfl. 2014, Jokerud mfl. 2018). Den mest åpenbare viktigste pågående påvirkningsfaktoren er dermed tamreinbeite, mens annen beite og slått er de viktigste historiske faktorene som fortsatt påvirker fysiognomi og artssammensetning. Det er heller ingen klare tegn til at klimaendringer så langt har hatt noen signifikant innvirkning. Alt i alt viser de to lokalitetene sterke preg av å være seminaturlige.

### 3.2.2 Overvåking av vinterbeiter for rein i Finnmark

På oppdrag for Reindriftsforvaltninga ble det i 1998 igangsatt en overvåking av vinterbeitene i Finnmark. I 1998 ble en rekke felter registrert i flere kommuner (Gaare & Tømmervik 2000a, 2000b). Første gangs re-analyse fant sted i 2004, da begrenset til felter i kommunene Alta, Kautokeino og Karasjok (Gaare mfl. 2006). Et fåtall av de overvåkede feltene var lagt til overgangen mellom hei og myr, og inkluderte flere arter med preferanser for fuktig terreng, f.eks. hvitlyng, dvergbjørk (men mest tallrik på hei), sølvvier, grønnvier, bleikmyrklegg, bjørnebrodd, seterstarr, slåtestarr, finnskjegg og myrfiltmose (Gaare mfl. 2006). Omtrent de samme overvåkingsrutene som i 2004 ble inkludert i overvåkinga seks år senere, i 2010 (Tømmervik mfl. 2011). Neste overvåkingsrunde ble gjennomført i 2013, men da med langt færre overvåkingsfelter (Tømmervik mfl. 2014). Felter med de ovennevnte artene med preferanse for fuktig terreng var i stor grad utelatt. Det samme gjaldt overvåkinga gjennomført i 2018 (Johansen mfl., rapport under utarbeidelse).



Den klart mest fremtredende påvirkningsfaktoren i overvåkingfeltene som helhet er reinbeite. Som omtalt ovenfor bør reinbeite defineres som en antropogen påvirkning på lik linje med beite fra sau, storfe og geit. Reinen beiter også på myrer, men om vinteren er myrene mindre tilgjengelige enn vindeksponerte heier. Så i indre Finnmark, hvor det er rein hovedsakelig om vinteren, er beitetrykket på myr langt lavere enn i sommerbeiteområder. De få feltene med fuktkrevende arter kan derfor anses som lite påvirket av reinbeite.

Indre Finnmark er blitt fuktigere i løpet av de siste tiårene. Dette har bl.a. gitt økt vekst av nedbørskrevende arter som skrubber (Tømmervik mfl. 2004, Thannheiser mfl. 2005). Det er derfor sannsynlig at klima er viktigste påvirkningsfaktor for de mer fuktighetskrevene feltene i denne overvåkinga. Dessverre stopper tidsserien for feltene med mest myrpreg i 2010. I 2014 er frekvens og dekning av de ovennevnte fuktprefererte artene svært lav, f.eks. ble det registrert hvitlyng i kun fire av 62 ruter, og da med en gjennomsnittlig dekning på 0,1 % (Tømmervik mfl. 2014). Tidsserien fra 1998 til 2010 kan imidlertid være til nytte. Ulempen er at data på artsnivå i denne perioden fra de fuktigere rutene kun ble samlet inn på en grov frekvensskala, noe som begrenser muligheten for å se endringer over tid. Kun to enkeltruter på hver lokalitet har mer detaljerte frekvensdata (Tømmervik mfl. 2014), og disse rutene ligger i de mest eksponerte delene av hver enkelt lokalitet hvor beitetrykket er høyest og har derfor ikke noe form for myrpreg.

### 3.2.3 Palsmyrovervåking, Finnmark, Troms, Trøndelag, Oppland

På oppdrag for Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning) gjennomfører NINA prosjektet «Overvåking av palsmyr». Prosjektet hadde oppstart i 2004 (Hofgaard 2005). Palsmyrer overvåkes i kommunene Bardu i Troms, Dovre i Oppland, Kautokeino i Finnmark, Sør-Varanger i Finnmark og Oppdal i Trøndelag med fem års omløp, jamfør omtale i prosjektets ferskeste utredning (Hofgaard & Myklebost 2018). Se denne for liste over rapporter fra overvåkingssprosjektet, per i dag totalt 16 rapporter. For myrene Ostojeaggi (Bardu), Haukskardmyrin og Haugtjørnin (Oppdal), Goahteluoppal (Kautokeino) og Leirpullan (Dovre) er det rapportert fra tredjegangsanalysene, mens rapport for fjorårets tredjegangsanalyse fra Ferdesmyra (Sør-Varanger) er under utarbeidelse.

Arealendringer fra denne overvåkinga er allerede innlemmet i Naturindeks, jamfør omtale under kapittel 2. I tillegg til areal innhentes data på artsfrekvens langs palsoverflatelinjer, enskjønt de fleste arter rapporteres i artsgrupper, f.eks. under navnene «siv», «myrullarter», «gras», «lav» og «mose». Kun et fåtall registreringer presenteres på artsnivå, f.eks. musøre, molte og blokkebær. Disse registreringene kan inngå i nye indikatorsett hvis vi med sikkerhet kan fastslå viktigste påvirkningsfaktor. Den mest åpenbare faktoren for smeltende palser er økt fuktighet som følge høydereduksjon. Andre faktorer kan imidlertid spille en rolle. For eksempel omtaler Hofgaard & Myklebust (2017, 2018) omfattende kjørespor på myra i Kautokeino og graving i palser i Dovre. I tillegg rapporterer Annika Hofgaard (pers. medd. 2019) om at tidspunkt for sommerfrost kan påvirke frekvens av enkelte artsgrupper, spesielt molte. Så variasjon i artsfrekvens mellom to overvåkinger kan være en funksjon av tidspunkt på året for overvåkinga samt tidspunkt for første sommerfrost, noe som leder til visne blader. Dataene som dermed ser ut til å egne seg best for utvikling av nye indikatorer er de som viser jevn nedgang eller økning over de tre overvåkingstidspunktene og da helst arter som er mer tolerant overfor sommerfrost enn det molte er, slik at tidsseriene med størst mulig sikkerhet kan tolkes som en effekt av økt fuktighet.

Også andre norske miljøer overvåker palsmyrtrender i Norge. Vorren (2017) rapporterte trender over 50 år fra Færdesmyra i Øst-Finnmark, mens Borge mfl. (2017) benyttet flybilder tilbake til 1957 for å undersøke endringer i palsmyrdekning i fire områder i Finnmark. Deres undersøkelser bekrefter de negative trendene som allerede er kjente fra andre studier. Felles for disse to studiene er at de fokuserer på geomorfologiske endringer, slik som de fleste studier på smelting av permafrost gjør. Kunnskapen om konsekvenser for det biologiske mangfoldet er fortsatt mangelfullt.

### 3.2.4 Karbonflukstårn Saura, Andøy kommune, Nordland

NINA har i samarbeid med bl.a. NILU og NIBIO overvåket en oseanisk myr på Saura på nord-østre del av Andøya. Myra er plassert mellom Stokkelva, gårdsbrukene ved fylkesveg 82 og den private vegen mot Sauradalen. Overvåkinga har bestått i karbonfluksmålinger over flere år (Lund mfl. 2015, Hansen mfl. 2016, Parmentier mfl. 2018) kombinert med vegetasjonsanalyser. Karbonfluksmålingene har opphørt, mens et utvalg av vegetasjonsrutene ble analysert sist gang i 2018.

Overvåkinga skjer på en nedbørsmyr med antydning til hvelving, dvs. antydning mot høymyr, men den er likevel såpass lite hvelvet at den ble ikke vurdert som et av de mest utpregede høymyrselementene i Andøy kommune (Bjerke 2005).

Feltundersøkelser og flybilder viser at myra er preget av menneskelige inngrep. De nordre og østre (nedre) delene av myra er omgjort til jordbruksmark. I forlenginga av jordbruksmarka er det betydelige spor etter torving. Også søndre del av myra, i helninga ned mot Stokkelva, viser et omfattende nettverk av torvuttak. Det er også synlige kjørespor flere steder på myra. Myra benyttes også til annen forskning – en radar bestående av et nettverk av stolper er etablert på myra. Flere av kjøresporene er knyttet til denne radaren. I tillegg er det gravd ned strømkabler i myra, noe som er lett synlig som kryssformede linjer på flybilder av myra. Det er også satt opp en driftsbygning for radaren på vestre del av myra. Myra ligger rett sør for ei myr som benyttes til industriell torving, og det kan tenkes at støv fra den myra blåser over til overvåkingsmyra. Myra har trolig tidligere blitt brukt til slått og beite.

Sist men ikke minst er det gravd ut dype dreneringskanaler i overgang mot veg og mot jordbruksareal. Ut fra flybilder kan det også se ut som at nordvestre del av myra er drenert langsetter Stokkelva. Følgelig er myra trolig langt tørrere enn den var før inngrep. Dette gir seg utslag i artssammensetning. Denne og andre myrer på Andøya har stort innslag av reinlav og andre busklav. Dette kan delvis skyldes at øya er reinfritt område (Tømmervik & Riseth 2011), men for denne myra er nok den store lavmengden også en funksjon av uttørring, og deler av myra har fått et betydelig heipreg. Myra bør derfor trolig føres til V12 grøftet åpen torvmark (jamfør **tabell 1**). I Naturindeks-sammenheng kan tidsserien fra denne myra benyttes som indikator for V3 Nedbørsmyr i svært dårlig tilstand. Ei utfordring med dette er at tidsserien startet opp først i 2009, dvs. etter at alle de ovennevnte inngrepene var blitt foretatt. Eldre flybilder kan eventuelt benyttes for å foreta ekspertvurderinger av tidligere tiders myrstruktur og artssammensetning. Som hvelvet nedbørsmyr inngår denne myra allerede som en del av arealet som bidrar til indikatoren Atlantisk høymyr.

### 3.2.5 Terrestrisk overvåking – Solhomfjell, Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder (Framstad 2015b): i perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (sistnevnte kun vegetasjon). Fra 1994 er overvåkinga videreført i disse områdene (unntatt i Ny-Ålesund). I TOV inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder (Framstad 2015b).

En rekke indikatorer i Naturindeks er basert på data fra TOV (Nybø 2010). Da TOV i hovedsak ble lagt til fjellbjørkeskog (Framstad 2015b), er indikatorene naturlig nok knyttet til hovedøkosystemet skog i Naturindeks. Bakkevegetasjonsdataene fra TOV viser imidlertid at enkelte overvåkingsruter har betydelig innslag av fuktkrevende arter slik som molte, finnskjegg, tepperot, sølvvier, bjørneskjegg, liten myrfiol og torvmosearter. For eksempel dekket molte 20 % av rute B30 i Børgefjell i 1995. Det er likevel ikke gitt at denne ruta og andre ruter med fuktkrevende arter representerer V1, V3 eller V4 (**tabell 1**). Som eksempel kan vi benytte molte. Selv om man generelt forbinder molte med myr, så vokser den også i andre økosystemer, deriblant grasdominert

fattigskog og fattig sumpskog (Fremstad 1998), og faktisk også i heivegetasjon (**figur 3**). På den annen side kan mange slike forekomster av molte og andre fuktkrevende arter i skog oppfattes som våtmarksmikrohabitat innenfor skogdominerte områder. Små forsenkninger i skogbildet kan gi opphav til små lommer med torvdannende vegetasjon – stedvis kan slike lommer være mindre enn 10 m<sup>2</sup> (egne observasjoner). Slike mikrohabitat blir da i ulike kartlegginger for små til å bli anerkjent som egne enheter og innlemmes da i stedet i den dominerende vegetasjonstypen i området, f.eks. fattigskog.

Hvorvidt enkeltruter med fuktkrevende arter i TOV faktisk representerer små våtmarkshabitat må vurderes for hvert enkelt tilfelle. Dekning og frekvens av de fuktkrevende artene gir en god pekepinn. Dekning og frekvens av øvrige arter i rutene bidrar ytterligere. Bildedokumentasjon kan også benyttes. I de fleste tilfellene er dekning og frekvens av den enkelte fuktkrevende art under 5 %. Likevel kan fuktkrevende arter samlet utgjøre en langt høyere dekning. Derfor kan et fåtall TOV-ruter nå opp til å bli definert som fastmattemyr. Hvis så, må det avgjøres om disse er på skogkledd myr (altså V2). Hvis de er det, skal de strengt tatt ikke tas med under våtmark, jmfør diskusjonen i kapittel 2 om at myrskogsmark hører inn under skog i Naturindeks.

TOV-feltene er spredt over store deler av landet. Hovedpåvirkning kan derfor variere mellom lokalitetene. Feltene ligger i utgangspunktet langt fra infrastruktur, og var opprinnelig etablert for å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer (som oppsummert av Framstad 2015b). Eventuelle myrindikatorer fra TOV kan derfor benyttes til å indikere endringer i avsetninga av eutrofierende stoffer. I løpet av overvåkingsperioden har det imidlertid også vært en betydelig endring av temperatur og nedbør, så eventuelle artsendringer kan like gjerne være en konsekvens av klimaendringer. Videre er noen felter lagt til områder med aktivt saue- og reinbeite, mens andre felter kan ha hatt utstrakt slått eller beite for noen tiår tilbake i tid. Det er derfor ikke åpenlyst hva som er viktigste påvirkningsfaktor for den enkelte lokalitet og rute.

### 3.2.6 Landsskogstakseringen, alle fylker

Som navnet tilsier har Landsskogstakseringen fokus på skog. Observasjonsflater er spredt i alle landets fylker, og data fra disse flatene danner grunnlaget for flere indikatorer for skog i Naturindeks (Nybø 2010, Framstad 2015a). I tillegg til skog registreres også en del andre arealtyper, deriblant snaumark, som er mark med under 5 % kronedekning og under 10 % samlet krone- og buskdekning (Viken 2017). Herunder inngår «snau myr», dvs. våtmarkstypene V1, V3, V4, V6, V9, V10, V11, V12 og V13 (jmfør **tabell 1**). Snaumark registreres som myr hvis torvtykkelsen er «...større enn 40 cm eller med en myrvegetasjonstype» (Viken 2017). De fleste flater som kategoriseres som snaumark oppsøkes ikke i felt (Ken O. Storaunet, pers. medd., februar 2019). Vår oppfatning er dermed at det er svært lite sannsynlig at Landsskogsdata har tilstrekkelig med data som kan benyttes til å utvikle indikatorer for V1, V3 eller V4. For V2 (myr- og sumpskogsmark) er potensialet noe høyere, men som diskutert i kapittel 2 oppfatter rammeverket for Naturindeks V2 som en skogstype. Samtidig inngår flommarkskogsdata allerede i skogsindikatorer i Naturindeks



**Figur 3.** Blomstrende molte langs en relativt tørr knaus i bjørkeskog. Knausen er dominert av krekling. Sommarøya, Tromsø, Troms, 16. juni 2019. Foto: Jarle W. Bjerke.

### 3.2.7 Miljøovervåking Tjeldbergodden, Aure kommune, Møre og Romsdal

På oppdrag for Statoil og Equinor har NINA gjennomført et overvåkingsprogram for vegetasjon og jord i influensområdet fra metanolfabrikken på Tjeldbergodden i Aure kommune (Pedersen & Aarrestad 2012). Overvåkinga av markvegetasjon inkluderer to lokaliteter, den ene ved Kjørsvik 2-3 km øst for metanolfabrikken delvis inni nabokommunen Hemne i Trøndelag, den andre 43 km ØNØ for metanolfabrikken ved Terningsvatnet i Snillfjord kommune, Trøndelag. Markvegetasjonen ble analysert langs en gradient fra knausfuruskog via røsslyng-blokkebærskog og blåbærfuruskog til småbregnefuruskog. De aller fleste rutene er derfor representative for skog. Imidlertid ligger et fåtall ruter i små søkk med moderat til betydelig innslag av fuktkrevende arter, da spesielt lyngtorvmose (Pedersen & Aarrestad 2012). Dette er en av relativt få torvmosearter som også er tallrike utenfor våtmarksøkosystemer. Flatberg (2013) lister den bl.a. fra åpen myrkant, myrskog, småbregnefuktskog, blåbærfuktskog, lyngfuktskog, kystfukthei. Andre fuktkrevende arter registrert i en eller flere ruter er bl.a. furutorvmose, stritorvmose, myrfiltmose, rødmslingmose, hvitlyng og rome. Noen ruter kan derfor karakteriseres som små «mikrovåtmarker» i skoglandskapet. Disse torvmosene produserer tross alt også torv på lik linje med andre arter i torvmoseslekta. Er torvdybden over Om dette er tilstrekkelig til å bli benyttet for utvikling av indikatorer for våtmark er imidlertid usikkert. Om det finnes data fra de samme artene fra andre overvåkinger, bør de kunne nyttes. Det er imidlertid en ulempe at tidsseriene fra disse to overvåkingslokalitetene ikke har vært oppdatert etter 2011.

### 3.2.8 Miljøovervåking Ormen Lange landanlegg, Møre og Romsdal

På oppdrag for A/S Norske Shell gjennomfører NINA et overvåkingsprogram for vegetasjon og jord i influensområdet fra landanlegget for mottak av ubehandlet gass og lettolje og produksjon av salgsgass og kondensat i Nyhamna på øya Gossa i Aukra kommune. Overvåkinga startet opp i 2008 og er deretter blitt videreført med noen justeringer i metodikk (Jokerud mfl. 2019). I 2008 ble opprettet overvåking på to lokaliteter, en med estimert relativt høy avsetninga av nitrogen fra Nyhamna og en med lavere estimert avsetning. Den første lokaliteten ligger i Gule-/Stavikmyrane naturreservat i Fræna kommune, mens den andre lokaliteten ble lagt til et myrområde på Gossa sør for landanlegget. Etter analysene i 2016 ble det anbefalt nedleggelse av lokaliteten på Gossa, fordi den ikke lengre egnert seg som referanseområde med minimale avsetninger fra utslipp fra prosessanlegget på Nyhamna. I samråd med oppdragsgiver etablerte NINA derfor i 2018 en ny referanselokalitet innenfor Lomstjønn naturreservat på Harøya i Sandøy kommune. Lokaliteten ligger 26 km vest-sørvest for landanlegget, og nedfallet fra land-anlegget er særdeles lite (Jokerud mfl. 2019). Lokaliteten på Harøya er dermed per i dag ikke som tidsserie å regne.

Gule-/Stavikmyrane har, som de fleste kystnære myrer på Vestlandet, en langs historie med antropogen påvirkning. Reservatet er en del av et større myrkompleks som strekker seg fra jordbrukene i vest (strekninga Gule-Stavika) til jordbrukene i øst (Rambjøra-Myrvang). Flybilder fra myrkomplekset viser en rekke kjørespor og dreneringskanaler. En større del av komplekset ved Merratjørna utenfor reservatet, er omgjort til fastmark og beplantet med gran. De nederste delene av myrkomplekset er drenert og omgjort til jordbruksareal. I nyere tid har det vært noe barmarkskjøring i naturreservatet. Ellers ser selve naturreservatet ut til å ha langt færre spor av menneskelige inngrep enn komplekset som helhet.

Overvåkinga er lagt til et parti med både fastmatter og tuer nær Gulvatnet og Seljehaugen (Aarrestad mfl. 2017) i et lite antropogent påvirket område. Fastmattevegetasjonen er dominert av torvull, bjørneskjegg og torvmoser, mens tuevegetasjonen er dominert av røsslyng, heigråmose og reinlav (Jokerud mfl. 2019). Artssammensetninga gir ingen klare indikasjoner på at området tidligere var mye brukt til slått. Store tuer samt innslag av flere busker, f.eks. pors og dvergbjørk, tyder på at området ikke har vært planert ut for slått. Det kan være at omfattende myrslått og myrbeite ble begrenset til de mer gårdsnære områdene av myrkomplekset. Vi tolker derfor overvåkingspunktene som gode representanter for V3 nedbørsmyr. Hovedpåvirkning i overvåkingsperioden bør anses å være avsetning av nitrogenrike, eutrofierende forbindelser fra prosesseringsanlegget i Nyhamna. Klimatiske trender fra 2008 til 2018 har trolig vært langt mer beskjeden, men området var utsatt for den ekstreme frosttørken som fant sted vinteren 2013-14 (Aarrestad mfl. 2017, Bjerke mfl. 2017). Undersøkelsene gjort i 2016 påviste omfattende lyngskader som følge av tørken.

For overvåkingsområdet på Gossa finnes det en tidsserie som strekker seg fra 2008 til 2016 (Aarrestad mfl. 2017). Denne lokaliteten har siden 2008 blitt sterkt påvirket av beite fra hjortedyr og noe endring i dreneringsmønster. Lokaliteten ligger mellom Hjertvika og Aukra sør på øya. Aarrestad mfl. (2017) rapporterer om at lokaliteten er påvirket av tidligere torvuttak og at deler av myrområdet ble oppgravd og drenert i 2014. Flybilder viser at den er betydelig påvirket av menneskelige inngrep. Hjertvikvegen skjærer gjennom myrkomplekset. Deler av myra er omgjort til treplantasje. Flere dreneringskanaler er synlige, og myra invaderes av bartrær spredt med frø fra nærliggende plantaser. Myras flate fastmattepreg og nærhet til gårdsdrift antyder at det er høyst sannsynlig at myra har blitt brukt til slått og beite. Mer sentrale deler av myra viser kanskje mer naturlig preg. Overvåkingsområdet ser imidlertid ut til å være en seminatural myr (V9) i dårlig hevd, eventuelt kan den tas til grøftet åpen torvmark (V12). Tidsserien fra denne lokaliteten egner seg derfor ikke til utvikling av indikatorer for naturlig myr.

### 3.2.9 Naturovervåking Sølendet naturreservat, Røros kommune, Trøndelag

Myrene på Sølendet er Norges best studerte seminatural myrkompleks (f.eks. Moen 1990, Moen mfl. 2012, 2015). Over flere hundre år var myrene på Sølendet slått, men dette opphørte rundt 1950, og det var ingen slått fram til 1974 da et restaurering- og forvaltningsprogram ble startet opp (Moen 1990, Øien mfl. 2019). I området finnes også overvåkingsruter som ikke har

vært slått siden 1950-tallet (Ross mfl. 2019). Disse rutene kunne kanskje bli oppfattet som naturlige. Anders Lyngstad (pers. medd., mars 2019) mener imidlertid at disse fortsatt representerer seminaturlig myr. Det synet er i tråd med vår generelle oppfatning av tida det faktisk tar for at seminaturlige myrer igjen skal få et mer naturlig preg, jamfør kapittel 2.

Vi oppfatter derfor ikke noen av tidsseriene fra Sølendet som aktuell for indikatorutvikling for V1, V3, V4 eller V6.

### 3.2.10 Overvåking av restaureringstiltak i myr, Trøndelag og Akershus

På oppdrag for Miljødirektoratet har NINA hatt hovedansvaret for restaurering og overvåking av noen grøftede myrer (Hagen mfl. 2015). Restaurering ble gjennomført i 2016 og 2017 på to myrer, og første rekartlegging av disse to ble gjennomført i 2018 (Kyrkjeeide mfl. 2018).

Kaldvassmyra i Verdal, Trøndelag, er en av tre myrer som overvåkes. Hagen mfl. (2015) beskriver den som en typisk høgmyr med kantskog og lagg. Av inngrep beskriver de en kanal i østre del som trolig har senket grunnvannsstanden i deler av myra, på torvoppkastet langs grøfta har det vokst opp busker og trær, mens det i søndre og østre deler av myra er mindre grøftinger og avskjæring ved bilveg. Mesteparten av myra er vernet som naturreservat. Området benyttes til utmarksbeite hovedsakelig for sau, og deler av myra er tidligere blitt slått (Berland mfl. 2013). Ett av bildene viser da også en grasrik myr med «slåttepreg» (figur 4 i Berland mfl. 2013). Flybilder tyder på slått trolig gikk for seg i den østre delen av myrkomplekset, hvor også restaureringstiltaket gjennomføres. Dette er også den delen av myra som er nærmest gårdsbruk. Flybilder viser en mindre grøft eller kjørespor i NV-SØ-retning, som treffer den store grøfta omtrent i rett vinkel. Flybildene viser videre at vestre del av myra har mer utpreget tue-hølje-struktur enn østre del. Bilder fra østre del rundt restaureringsområdet viser imidlertid også en del tuer (f.eks. figur 3.15 i Kyrkjeeide mfl. 2018). Overvåkingsområdet ser med andre ord ut til å være en grøftet seminaturlig myr, men at det seminaturlige preget ikke er like sterkt over alt.

På myra Aurstadmåsan i Nes, Akershus, er det også blitt gjennomført tiltak. Myra består av to konsentriske høgmyrselementer (Moen mfl. 2011, Lyngstad & Vold 2015) som er vernet som naturreservat. Sentrale deler av konsentriske høgmyrer er nedbørsmyrer (V3). Aurstadmåsan er omkranset av jordbruksland. Det er spor etter grøfter i nordre del av Aurstadmåsen i forbindelse med det største myrmassivet, men også i østlige og sørlige deler av myra er det grøfter (Moen mfl. 2011). En mulig årsak til at myrkomplekset en gang i tida ble grøftet er at det skulle benyttes til slått og/eller beite. Grøftene er svært tydelige også på flybilder fra 1972 tilgjengelige på «Norge i Bilder» (norgebilder.no). Nærbilder (Hagen mfl. 2015, Kyrkjeeide mfl. 2018) viser imidlertid ingen tydelige preg av beite eller slått i nærhetene av restaureringsområdet. Lyngstad & Vold (2015) omtaler heller ikke slått- eller beitepreg for dette komplekset. Tidsserien kan derfor trolig benyttes for utvikling av indikatorer for nedbørsmyr (V3).

På myra Midtfjellmosen i Aurskog-Høland, Akershus, ble det også gjennomført en kartlegging i 2015 (Hagen mfl. 2015), men denne myra er ennå ikke blitt restaurert og heller ikke kartlagt på nytt. Det er derfor foreløpig ingen tidsserie fra denne myra, og vi vurderer den derfor ikke nærmere her.

Myrene i Hildremsvatnet naturreservat i Bjugn, Trøndelag, ble kartlagt i forkant av restaurering (Kyrkjeeide mfl. 2018). Det foreligger derfor ikke en tidsserie for disse myrene heller, og vi vurderer derfor ikke denne lokaliteten nærmere her. På sikt vil overvåkingene i Midtfjellmosen og Hildremsvatnet lede til tidsserier som kan være relevante for Naturindeks.

### 3.2.11 COAT, Varangerhalvøya, Finnmark

Klima-økologisk observatorium for arktisk tundra (COAT, <https://coat.no/no/Hjem>) er et samarbeidsprosjekt mellom flere institusjoner med formål om langsiktig økologisk overvåking av et tundrasystem (Ims mfl. 2013). Dette er lagt til Varangerhalvøya i østre Finnmark. Overvåkinga er delt opp i syv moduler. Disse har følgende navn: busktundra, fjellrev, gjess, klima, mose-tundra, rein og elg, rype, skog og tregrense, og smågnagere.



Modulen busktundra er lagt til elveleier med tydelig reinbeitepreg, noe som gir bakkevegetasjonen rundt buskene et tydelig engpreg (Ims mfl. 2013). Disse passer best under seminaturalig våteng av NiN sine hovedtyper på natursystemnivå. Ellers benytter noen av dyrene som overvåkes i COAT også seg av våtmark for matsøk, selv om våtmark ikke er hovedhabitatet deres. For øvrig er Varangerhalvøya sterkt preget av tamreinbeite. Det innebærer at alle våtmarkslokaliteter på halvøya trolig har et seminaturalig preg. Det virker ikke sannsynlig at COAT kan bidra med data som kan benyttes til å utvikle nye vegetasjonsindikatorer for våtmark i Naturindeks. Tidsserier for dyrearter bør innlemmes i allerede eksisterende indikatorer i Naturindeks.

### 3.2.12 Andre norske tidsserier

Det finnes noen ytterligere spredte tidsserier som inkluderer våtmark eller arter som kan forbindes med våtmark. Vi omtaler dem kort her. En langtlevende transplanteksperiment i sørnorske høytliggende områder rett under og rett over skoggrensen inkluderer blant annet arten myrfiol (Klanderud mfl. 2015, Olsen mfl. 2016, Töpper mfl. 2018). Myrfiol kan vokse i myr, som navnet tilsier, men vokser også i bl.a. sumpskog, beitemark og fukteng (Elven 2005, Mossberg & Stenberg 2007). Dette studieområdet er omtalt som seminaturalig graseng. Tidsserien egner seg derfor ikke for utvikling av indikatorer for våtmark.

I kystlynghei er det blitt gjennomført et forsøk med lyngheibrenning som over tid har ledet til en kort tidsserie (Velle mfl. 2012, 2014, Velle & Vandvik 2014). Dette inkluderer lokaliteter som omtales som «wet heath», altså fukthei. I NiN inngår heier, inkludert fuktige typer, i fastmarkssystemer. Tidsserien fra denne overvåkinga kan derfor i stedet benyttes som datagrunnlag i eksisterende Naturindeks-indikatorer, da spesielt «Tilstand kystlynghei».

I forbindelse med etablering og utvikling av NiN-systemet er det blitt utført en rekke kartlegginger av norsk natur. Etter det vi kjenner til har dette imidlertid ikke ennå ført til tidsserier, dvs. repetitive lokalitetsanalyser. På sikt kan imidlertid NiN kanskje lede til Naturindeks-relevante tidsserier.

Miljøovervåkingsprogrammet i grenseområdet mellom Norge, Russland og Finland inkluderer kun skog (Derome mfl. 2007). Et fåtall felter for overvåking av bakkevegetasjon er noe fuktige og inkluderer fuktikrevende arter som finnmarkspors, grønnvier og småtveblad. I rutene på norsk side er det imidlertid kun førstnevnte av disse tre artene som er til stede. Rutene kan ikke oppfattes som representanter for våtmark.

Prosjektet GLORIA-Norge har etablert korte tidsserier fra et fåtall norske fjellsider. Rutene er lagt til snøleier, lesider og rabb (Wehn mfl. 2016, Wehn mfl. 2017, Wehn & Karlsen 2018). Våtsnøleie og snøleiekilde er en naturtype under våtmark (jmfør **tabell 1**). Ingen indikatorer i Naturindeks representerer våtsnøleie (Pedersen mfl. 2018). Derfor er det sterkt ønskelig å inkludere indikatorer fra denne naturtypen. Artssammensetninga i rutene fra snøleiene i GLORIA-Norge tilsier imidlertid at dette ikke er snakk om våtsnøleier, men i stedet fastmarkstypen T7 Snøleie. Dette er snøleier som ikke er fuktige lenge nok til at det gir et utpreget innslag av våtmarksarter. Det er allerede blitt foreslått at disse dataene benyttes til å etablere indikatorer for fjell i Naturindeks (Wehn mfl. 2017). I GLORIA-Norge-prosjektet er det en overvåkingsmetode som inkluderer en myrflate dominert av nordlandsstarr på Hjerkinshøe (Wehn & Karlsen 2018). Denne myra overvåkes ved hjelp av to kameraer, og dataene benyttes til å studere variasjoner i fenologi. På sikt kan dataene fra denne myra kanskje benyttes også for å påvise endringer i vegetasjonssammensetning og dermed være relevant for Naturindeks. Myra er høyst sannsynlig seminaturalig (V9).

Odland & del Moral (2002) gjennomførte en overvåking fra 1987 til 2000 av effekten av en senkning av vannstanden i Myrkdalsvatnet i Voss kommune, Hordaland. Etter senkning ble store deler av det tidligere strandør-dominerte vegetasjonsbeltet omgjort til graseng. Opprinnelig vegetasjon, før nedsenkning, tilhører NiN-typen helofytt-ferskvannssump (som inngår i systemet ferskvannsbunn). De noe mindre fuktige delene av overvåkingsgradienten hadde et betydelig

hevdpreg og inngår i NiN-typen seminaturalig våteng (V10 i **tabell 1**). Tidsserien egner seg derfor ikke for utvikling av indikatorer for V1, V3, V4 eller V6.

Sandvik & Odland (2014) har en tidsserie bestående av to punkter i tid (1979/80 og 2010) fra et alpint område i Målselv, Troms. De fuktigste feltene er omtalt som våtsnøleie. Disse er dominert av *Equisetum arvense*, og da mener de åpenbart underarten polarsnelle (ssp. *alpestre* – i Elven (2005) omtalt som ssp. *boreale*). Andre tallrike arter i våtsnøleiene var fjellsnelle og rypestarr. De overvåket også våtmark dominert av duskmyrull, snømyrull, fjellsnelle, nordlandsstarr og smårørkvein, åpenbart en myrtype – trolig mye beitet av rein, men dette er ikke omtalt av forfatterne. I løpet av overvåkingsperioden økte frekvensen av karplanter i våtsnøleiene, men frekvensen av typiske våtsnøleiearter slik som dvergsoleie, snøgras og polarsnelle gikk ned på bekostning av vierarter. Dette er en av få, om noen andre, kvantitative tidsserier for våtsnøleie som vi har kommet over (se omtale av snøgras-overvåking i neste avsnitt). Tilstanden i 2010 er såpass forandret fra 1979/80 at habitatet må sies å ha endret seg fra våtsnøleie (V6) mot (om ikke til) fastmarkstypen snøleie (T7). Dataene kan også komme til nytte ved oppdatering av Naturindeks-indikatoren «vier alpint belte». I våtmarka registrerte de ei utvikling mot økt tørrhet: fuktkrevende arter som nordlandsstarr og duskmyrull ble redusert på bekostning av mer tørketålende arter som smårørkvein, fjellbunke og vierarter.

I Rødliste for Norge 2015 omtales en «...forholdsvis sterk observert tilbakegang» av snøgras, som er vurdert å være sårbar (VU). Dette er, slik vi oppfatter det, ikke basert på tidsserier fra permanente overvåkingsfelter, men i stedet basert på manglende gjenfunn av arten på fjell der arten tidligere er blitt observert. Likevel ble arten funnet på nesten tre ganger så mange lokaliteter mellom 2000 og 2011 som mellom 1990 og 1999, dette bl.a. pga. L. Galtens omfattende søk etter arten (se f.eks. Galtén 2012). Likefullt, at arten ikke er funnet i Agder eller Rogaland etter 1970 (informasjon i rødlistebasen, Artsdatabanken) kan tolkes som en sterk indikasjon på reell utdøing av arten i disse fylkene. Rødlistevurdering av andre arter i våtsnøleier ser også i hovedsak ut til å være vurdert ut fra redusert funnfrekvens og ikke basert på reelle overvåkinger.

Utover de ovennevnte finnes det enkelte øvrige overvåkinger som vi her per i dag ikke finner nyttige for oppdragets formål, dette pga. korte, avsluttede tidsserier eller pågående overvåking med data foreløpig kun fra ett tidspunkt. Det gjelder bl.a. revegetering av veger i tidligere Hjerkinnskytefelt hvor resultater av effekt på arts mangfold ennå ikke foreligger; foreløpig siste oppdatering er fra 2014 (Reitan mfl. 2014). Det gjelder også overvåking av effekt av terrengkalking som pågikk over noen få år (Aarrestad mfl. 2007). Kontrollrutene fra dette forsøket kan ha nytteverdi for Naturindeks hvis de nå, ca. 14 år senere, gjenoppsøkes for å avgjøre endringer over en noe lengre tidsperiode. Bakkemyra som Aarrestad mfl. (2007) undersøkte var for øvrig en beitemyr som ble holdt i hevd av storfe, og tilhører altså NiN-type V9. Det gjelder også ei overvåking oppstartet i ombrotrof myr på Hitra (Aarrestad mfl. 1995), men som seinere ikke er blitt fulgt opp (P.A. Aarrestad, pers. medd., juli 2019). I dette området ble det i 2002 gjennomført et svært detaljert studie av mosevegetasjonen, noe som kunne danne grunnlaget for en interessant tidsserie for en utilstrekkelig overvåket organismegruppe hvis de hadde blitt fulgt opp (P.A. Aarrestad, pers. medd., juli 2019). Rutene ble nøyaktig geoposisjonert, så de skal være mulig å analysere disse på nytt dersom forvaltninga stiller midler til rådighet.

### 3.2.13 Tidsserier fra svenske og finske grenseområder

Trinn 4 i oppdraget var å vurdere om svenske eller finske tidsserier kunne vurderes som relevante for tilstøtende norske områder. Vi har gjennomgått en rekke studier fra norske og finske grenseområder og funnet flere som omtaler endringer over tid i våtmarksområder. De fleste er gjort i nærheten av Abisko rett øst for Narvik kommune og rett sør for Bardu kommune, og de aller fleste av disse studiene har fokus på myrer med permafrost, dvs. palsmyrer. De forteller i stor grad den samme historien som den norske palsmyrovervåkinga, dvs. at linsene med permafrost smelter og blir mindre eller forsvinner helt, og at myroverflaten blir fuktigere – noe som leder til redusert mengde av myrtuearter og økt mengde av myrmattearter (f.eks. Malmer mfl. 2005, Callaghan mfl. 2013, Johansson mfl. 2013, Deng mfl. 2014, Keuper mfl. 2017). Palsmyrer i Nordkalotten, dvs. Norge, Sverige og Finland viser i all hovedsak den samme trenden, og

projeksjonene tilsier at tørre palsmyrpartier med tuevegetasjon vil forsvinne innen 2030, bortsett fra i et lite område i det svensk-finske grenseområdet ved Karesuando, hvor tørre palsmyrpartier kan holde stand fram til 2050 (Bosiö mfl. 2012).

For palsmyr i Naturindeks baserer vi oss allerede på en samlet litteratur fra nordområdene, men legger størst vekt på resultatene fra den norske overvåkinga (Aarrestad mfl. 2010). Den siterte litteraturen vil derfor innlemmes som støtte i oppdatering av palsmyrindikatoren i Naturindeks. Vi ser imidlertid ikke mulighet til å benytte disse dataene til andre indikatorer i Naturindeks

Svenske tidsserier finnes fra myrer et stykke unna Norge. En 54 år lang tidsserie fra ei myr i Sør-Sverige viser betydelige vegetasjonsendringer (Kapfer mfl. 2011). Denne myra har en trend mot mer tørketålende og mer næringskrevende vegetasjon. Det er to grunner til at disse resultatene vanskelig kan ekstrapoleres til å gjelde for norske områder. Den første grunnen er at studieområdet er for langt unna Norge, ca. 220 km SØ for Østfold. Den andre grunnen er at årsaken til endringene over tid ikke er åpenbare – det kan være langtransportert forurensning, men også endringer i tradisjonell bruk.

I Sverige er et nasjonalt overvåkingsprogram, men grenseområder mot Norge er i stor grad utelatt, og tidsseriene er ofte korte (se f.eks. Gunnarsson & Löfroth 2009, Backe mfl. 2012, Glimskär mfl. 2016).

Vi har valgt å se bort fra finske studier, bortsett fra de som gjelder palsmyrer (se ovenfor), da de finske grenseområdene har et svært høyt reinbeitetrykk (se f.eks. Kitti mfl. 2009, Cohen mfl. 2013, Biuw mfl. 2014), noe som gjør at eventuelle endringer over tid på finsk side, som ikke skyldes klima, ikke er direkte overførbare til tilstøtende norske områder som har et lavere beite-trykk.

### 3.3 Vurdering av potensielle nye indikatorer

#### 3.3.1 All rein som beiter i Norge

Tømmervik & Riseth (2011) sammenstilte alle tilgjengelige data for tamrein for mulig innlemmelse i Naturindeks. Tamrein er imidlertid fortsatt holdt utenfor Naturindeks. Vi mener imidlertid helt klart at skal rein være med i Naturindeks, så bør all rein inkluderes. Som omtalt i kapittel 2.1, er de alle fleste såkalte villreinstammer forvillede tamrein, og det drives fortsatt ikke-samisk rein-drift flere steder i Sør-Norge. Vi har derfor, i forbindelse med denne utredninga, oppdatert tidsseriene som Tømmervik & Riseth (2011) sammenstilte. Disse foreligger som regneark og er for omfattende til å legges ved her som vedlegg. I stedet kan de gjøres tilgjengelig ved henvendelse, f.eks. for benyttelse i Naturindeks.

Samtidig mener vi det er feil at rein kun skal ha tilhørighet til hovedøkosystemet fjell. Man må huske på at våtmark over klimatisk skoggrense ikke tilhører hovedøkosystemet fjell, men hovedøkosystemet våtmark. Samtidig beiter all norsk rein også nedenfor klimatisk skoggrense. For eksempel strekker Rondane villreinområde seg sørover inn i Hamar og Ringsaker kommune og inkluderer store skogs- og myrområder (Jordhøy 2008), og disse myrområdene omtales som viktig proteinkilde for reinen. Blind mfl. (2015) gir en mer detaljert gjennomgang av myrenes betydning for rein, da basert hovedsakelig på samisk rein. Rein benytter våtmarksområder til beite i alle årstider. Pga. snømengdene er myrene minst aktuelle som beitemark om vinteren, men selv da kan gras, strå og tuer stikke opp av snøen og benyttes til beite. Myrene er blant de første arealene som tiner fram, spesielt rundt kaldkilder i myr (**figur 3**). Rein oppsøker disse på seinvinteren bl.a. for å grave etter næringsrike rotstokker av myrull, bukkeblad og andre arter.

Tidlig på sommeren, når all snø er tint i landskapet, er myrer og annen våtmark attraktive for reinen, da plantene her vokser raskt og er næringsrike. Særlig gjelder dette for unge skudd av kvann, starr, myrull og andre planter.



**Figur 3.** Kaldkilder i tilknytning til myr på senvinteren. Fotos: Jarle. W Bjerke april-mai 2019, Senja, Lenvik kommune, Troms.

Sommerstid er myggplagen stor, og reinen søker mot snøflekker i fjellet, men rein beiter på myrene fram til myggen blir en plage. Når myggen forsvinner i løpet av august, vender rein tilbake til de grasrike myrene. På høsten kan rein tilbringe flere uker i strekk på de store myrene i overgang mellom skog og fjell for å spise seg opp før vinteren tar til. Mye høstregn kan imidlertid gjøre myrene for bløte, og da tvinges reinen bort fra de våteste myrene. Også våtsnøleier beites, da spesielt midtsommers når reinen tvinges opp i høyden pga. myggplager. Stedvis kan det være rikelig med reinlav på tuer i myrer, og disse beiter reinen på hele året rundt. Spesielt store tuer kan være blåst fri for snø og kan utgjøre en næringskilde selv om vinteren. Palser er en ekstrem variant av forhøyning i våtmark, og det er vanlig at store palser har et betydelig preg av reinbeite. Tilsvarende bruk av myrer som reinbeite er kjent fra hele Eurasia og Nord-Amerika. I tillegg til utredninga av Blind mfl. (2015) har vi i disse avsnittene støttet oss på informasjon fra



bl.a. Staaland & Sæbø (1993), Stuart-Smith mfl. (1997), Olofsson mfl. (2001), Bjerke mfl. (2005), Kitti mfl. (2009), LeBlond mfl. (2011), Kjørstad mfl. (2017) og Magnussen mfl. (2018).

Basert på dette foreslår vi at tilhørigheten til rein i Naturindeks (både samisk og ikke-samisk rein) endres. Vi foreslår følgende tilhørigheter: fjell 40-50 %, våtmark: 30 %, skog: 20-30 %. Rein beiter også i åpent lavland helt ned til havnivå og også på grunt vann i bekker og innsjøer. Det bør derfor vurderes om også åpent lavland og ferskvann bør få en viss prosent (< 5 %) av reinens tilhørighet i Naturindeks.

Hvis det viser seg vanskelig å etablere en referansetilstand som fungerer for all norsk rein, bør datasettet deles opp to eller flere indikatorsett. Inntil fire indikatorsett kan være aktuelle:

- (1) Samisk rein
- (2) Eksisterende sør-norske tamreinlag
- (3) Forvillet tamrein, dvs. reinstammer som var forvaltet som tamreinlag inntil nylig, dvs. til andre verdenskrig eller lengre, jamfør omtale i **kapittel 1.2**.
- (4) Ekte villrein, dvs. Rondane-Dovre-stammen, jamfør omtale i **kapittel 1.2**.

Ved å inkludere all norsk rein vil dette gi en eller flere indikator(er) som samlet dekker store deler av Norges landareal, da tamreindriften dekker 40 % av landarealet mens villreinarealet dekker 15 %. Dette vil være det indikatorsettet i Naturindeks med best romlig og tidsmessig oppløsning.

### 3.3.2 Molte

Molte forekommer i flere av tidsseriene som er lagret i NINAs databaser. Vi har evaluert de enkelte lokalitetene hvor molte forekommer.

Arten forekommer i flere ruter i TOV-områdene Dividalen (12), Børgefjell (2), Gutulia (9) og Åmotsdalen (2). Tallene i parentes angir antall ruter med arten. Øvrige arter er benyttet til å vurdere naturtype iht. NiN. I Dividalen er dekningen av molte under 3 %. Bærlyngarter samt furumose og etasjemose dominerer. Det er få andre fuktikrevende arter enn molte. To av rutene viser antydning til å være noe fuktigere enn de øvre ti, bl.a. med innslag av skogsnelle. Likevel tolker vi alle rutene til å være i bærlyngskog (NiN-type T4-C-5), bortsett fra en rute som har dominans av etasjemose og dvergbjørk og som passer best inn i kalkfattig boreal lynghei (T31-C-2). Alle rutene i Gutulia med molte bortsett fra én har dominans av blåbær, fugletelg, etasjemose, furumose og stedvis krekling eller tyttebær og tolkes som bærlyngskog. Den siste ruta har dominans av finnskjegg med noe smyle og blåbær og tolkes som intermediær boreal lynghei (T31-C-5). De to rutene i Børgefjell karakteriseres av smyle, sprikelundmose, blåbær og skrubbbær. Ellers er det en del saueteig, samt noe gåsefotskjegg, tepperot, gullris og skogstjerne. Rutene tolkes som svak lågurtskog (T4-C-2). De to rutene i Åmotsdalen skiller seg litt fra hverandre. Begge har svært lav dekning av molte, som i enkelte år er fraværende. Den ene ruta passer best i bærlyngskog og den andre passer best i lyngskog (T4-C-9).

Den korte tidsserien for molte fra Gule-/Stavikmyrane naturreservat i Fræna kommune representerer høyst sannsynlig naturlig nedbørsmyr (V3), jamfør omtale i kapittel 3.2.8. Den kan derfor benyttes til utvikling av en indikator for molte i nedbørsmyr. Molte forekommer også i tidsserien fra Forsøl i Hammerfest kommune. Denne lokaliteten har vi tolket som seminaturlig, jamfør kapittel 3.2.1. I palsmyrovervåkinga inngår tidsserier for molte. Ettersom Annika Hofgaard, prosjektleder for denne overvåkinga, mener at disse tidsseriene i liten grad kan si noe om tilstandsendringer, dette pga. ulike tidspunkt på året for dekningsestimater (jamfør kapittel 3.2.3), har vi sett bort fra denne tidsserien for arter som er sensitive for variasjon i tid på året for dekningsanalyse. I tidsserien fra Saura, Andøya, inngår også molte. Lokaliteten er imidlertid tolket å tilhøre V12 Grøftet åpen torvmark og kan derfor ikke benyttes til utvikling av indikatorer for naturlig våtmark (V1, V3, V4 og V6).

Alt i alt er det kun tidsserien fra Gulmyran som kan benyttes som indikator for tilstand i naturlig myr. Det blir nok et for spinkelt datasett for en indikator. En tidsserie representerer åpent lavland (Smøla), mens to øvrige tidsserier representerer seminaturlig og forstyrret våtmark (Forsøl og

Saura). Til slutt har vi flere TOV-tidsserier som representerer skogstyper. Disse kan samlet kanskje benyttes til utvikling av en indikator for fuktelelementet i skog. Det er noe som kan vurderes nærmere, men det var ikke fokus i denne utredninga.

### 3.3.3 Hvitlyng

Hvitlyng er en art som er vidt utbredt på myr, men som også kan forekomme i andre hovedøkosystemer, deriblant i fuktig skog og hei (Fremstad 1998). Vi finner tidsserier fra Gutulia (TOV), Gossa og Gulmyran (se kapittel 3.2.8), Forsøl og Stangnes (se kapittel 3.2.1) og Tjeldbergodden og Terningsvatnet (se kapittel 3.2.7). Fra kapitlene sitert her vet vi at Gossa, Forsøl og Stangnes i liten grad egner seg for utvikling av indikatorer for naturlig våtmark, men kan nyttes for seminaturlig våtmark, mens Gulmyran trolig er en representant for naturlig våtmark. De fleste rutene med hvitlyng ved Tjeldbergodden og Terningsvatnet (Aure og Snillfjord kommuner) er dominert av etasjemose, furumose, heigråmose, reinlav (flere arter), rypebær, røsslyng, mens dekninga av hvitlyng i oppstartsårene 1993 og 1994 var svært lav (< 2 %). Disse rutene er derfor ikke våtmark, men fastmark, og passer trolig best inn under åpen kalkfattig grunnlendt lyngmark (NiN T2-C-1). To ruter ved Terningsvatnet har høy dekning av lyngtorvmose og tilsvarende lavere dekning av de ovennevnte lyngmarksartene. Disse kan kanskje tolkes som våtmarksmikrohabitat i et lyngmarksdominert landskap. Dekningen av hvitlyng i disse rutene er imidlertid så marginal (1 % i oppstartsåret) at de kan vanskelig utgjøre et viktig grunnlag i en eventuell indikator. I Gutulia forekommer hvitlyng i en enslig overvåkningsrute. Denne ruta er dominert av krekling, blåbær og dvergbjørk, men har også noe molte og torvull. Til tross for små forekomster av noen fuktkrevende arter (totalt 5 % dekning i oppstartsåret 1993) tolker vi denne ruta som bærlyngskog.

Alt i alt må vi konkludere med grunnlaget for utvikling av en indikator for hvitlyng i naturlig våtmark for tida er utilstrekkelig.

### 3.3.4 Tepperot

Tepperot forekommer i mange myrtyper, men forekommer også i fuktig skog og hei (Fremstad 1998). Vi finner tidsserier fra TOV-lokalitetene Børgefjell, Åmotsdalen, Lund, Møsvatn og Gutulia, samt fra Tjeldbergodden og Gossa. Dekninga av tepperot varierer fra 1 % til 25 %. Som for molte og hvitlyng (se ovenfor) vurderer vi tilhørigheten til hver enkelt vegetasjonsrute.

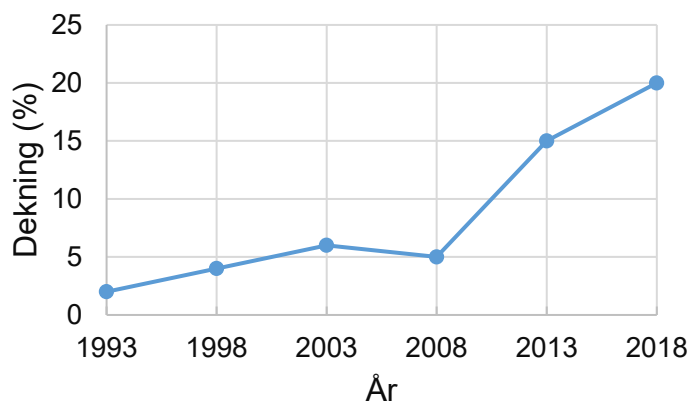
Rutene med tepperot i Børgefjell domineres av smyle, sprikelundmose og blåbær og tilhører trolig svak lågurtskog (T4-C-2). Rutene med tepperot i Åmotsdalen domineres av blåbær, skrubbær, skogstorkenebb, krekling og smyle og tilhører trolig bærlyngskog med overgang mot svak lågurtskog. De nitten rutene med tepperot i Lund er dominert av spesielt blåtopp og blåbær. Einstape og bjørnekam er også tallrike i flere ruter. Forekomsten av tepperot er 1-2 %. Artssammensetninga tyder på at ingen av disse rutene er våtmark. Ruter dominert av blåtopp er i Lund et resultat av langvarig høyt nitrogennedfall som har endret artssammensetninga i svakt fuktig lågurtskog til en total dominans av blåtopp (Aarrestad mfl. 2017), mens ruter dominert av blåbær trolig tilhører blåbærskog (T4-C-1). Ved Møsvatn forekommer tepperot i tre overvåkningsruter. Dekningsgrad varierer mellom 1 og 4 % i tid og mellom ruter. Disse tre rutene domineres av smyle og blåbær. Heller ikke disse rutene kan tolkes som våtmark. De tilhører trolig blåbærskog. Dekning av tepperot i ruter i Gutulia varierer stort mellom år og mellom ruter. Høyeste registrerte dekning er 25 % i en enkeltrute i et enkelt år, men både i overvåkingene fem år før og etter er dekninga under 3 % i denne samme ruta. De fleste rutene domineres av blåbær. I andre ruter er fugletelg, einer og smyle dominerende. Også i Gutulia kan nok de aller fleste rutene med tepperot føres til blåbærskog, mens den ruta dominert av fugletelg er noe fuktigere og har god dekning av grantorvmose. Den kan trolig føres til svak lågurtskog.

Miljøovervåkinga i skog ved Tjeldbergodden og Terningsvatnet inkluderer en rekke ruter med tepperot. Også her er det imidlertid fastmarksruter med dominans av arter som blåbær, røsslyng, etasjemose, smyle og skrubbær. Disse føres trolig til blåbærskog og svak lågurtskog. Rutene med tepperot på Gossa er ikke nærmere vurdert ettersom vi ovenfor har konkludert med at denne lokaliteten ikke representerer våtmark slik vi definerer det for Naturindeks.

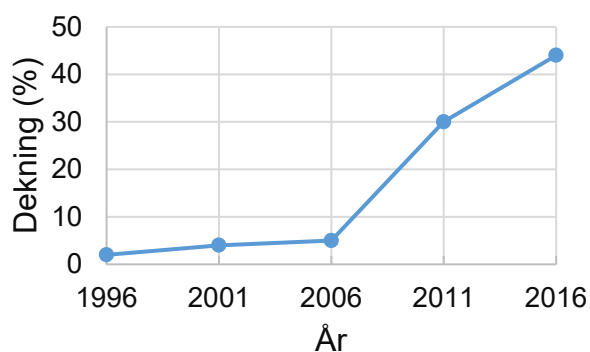


Til tross for tallrike overvåkingsruter med tepperot, så må vi her konkludere at ingen av disse er representative for våtmark. Vår gjennomgang av molte, hvitlyng og tepperot viser imidlertid at det fortsatt er mange uutnyttede overvåkingsdata som kan benyttes i Naturindeks, da f.eks. til bedre å dekke fuktelementet i skog.

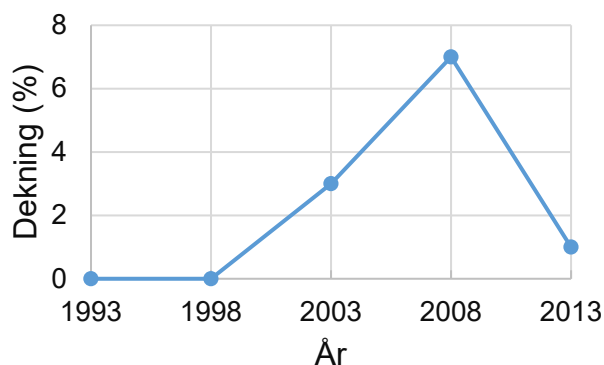
a.



b.



c.



**Figur 4.** Eksempler på trender på rutenivå for torvmoser i skog. **a.** Feltrute med grantorvmose i Gutulia, **b.** Feltrute med lyngtorvmose og furutorvmose i Lund, **c.** Feltrute med furutorvmose i Dividalen. Kilde: data fra Terrestrisk overvåking (TOV). Se kapittel 3.3.5 for ytterligere beskrivelse.

### 3.3.5 Mikrovåtmarkshabitater i skog

Vår gjennomgang ovenfor viser at torvmoser er til stede i flere overvåkingsruter i skogsområder, da hovedsakelig i TOV-områder men også i miljøovervåkinga ved Tjeldbergodden og

Terningsvatnet. Vi argumenterer ovenfor at disse kan representere mikrovåtmarkshabitater i skog. Tross alt er dette fuktkrevende, torvdannende arter som i skog gjerne vokser i forsinkinger der det samler seg vann. De er samtidig gjerne assosiert med andre fuktkrevende arter, deriblant levermoser, bladmoser og små urter. Vi foreslår derfor en indikator basert på tidsseriene for torvmoser fra TOV, Tjeldbergodden og Terningsvatnet. Denne indikatoren skal da representere utviklinga i fuktige søkk i skog. Vi argumenter her for at den bør innlemmes i hovedøkosystemet våtmark som et mikrovåtmarkshabitat, men den kan også innlemmes under skog. Hovedpoenget er at dette er et habitat som er underrepresentert i Naturindeks, per i dag trolig kun representert med den ekspertvurderte indikatoren huldretorvmose. Vi har her muligheten til å få habitatet bedre representert i Naturindeks.

Artene som forekommer i overvåkingsrutene er furutorvmose (*Sphagnum capillifolium*), stritorvmose (*S. compactum*), grantorvmose (*S. girgensohnii*), lyngtorvmose (*S. quinquefarium*) og tva-retorvmose (*S. russowii*). Den enkelte overvåkingssrute betraktes som en studieenhet. Det vil si at dersom to eller flere torvmosearter finnes i en og samme rute, så slås deres dekningsverdi sammen. Videre, for hver lokalitet presenteres gjennomsnittlig dekning per overvåkingstidspunkt og med usikkerhetsintervaller (standard avvik) dersom flere enn en rute per lokalitet inkluderer torvmoser. I **figur 4a** og **4b** vises to eksempler på ruter som har opplevd ei betydelig økning i løpet av overvåkingsperioden. I begge rutene har mengde torvmose økt 10 til 20 ganger i løpet av overvåkingsperioden. **Figur 4c** viser ei rute med økning og påfølgende nedgang.

### 3.3.6 Andre fuktkrevende arter i langtidsovervåkinger

Overvåkingsseriene inkluderer noen flere fuktkrevende arter enn de nevnt ovenfor. Molte, hvitlyng og tepperot er imidlertid de artene som forekommer på flest lokaliteter og ble derfor behandlet separat i dette kapitlet. Øvrige fuktkrevende arter er med i svært få tidsserier og forekommer på lokaliteter som vi definerer som enten sterkt hevdpregede eller ikke som våtmark. Vi har derfor ikke vurdert dem som egnet for utvikling av indikatorer for våtmark slik vi her definerer våtmark for Naturindeks. Dette gjelder bl.a. artene sveltstarr, frynsestarr, flaskestarr, rundsol-dogg, smalsoldogg, duskmyrull, torvmyrull, rome, tettegras, sølvvier, grønnvier og liten myrflol. Tidsserier for noen av disse kan imidlertid være aktuelle for utvikling av ytterligere indikatorer for andre hovedøkosystemer.

### 3.3.7 Tilstandsindikator for myr basert på inngrepsfrekvens

I hovedøkosystemet åpent lavland finnes det to såkalte tilstandsindikatorer. Disse er utviklet for hhv. kystlynghei og for gras- og urterik mark. Disse to er nøkkelindikatorer for åpent lavland (Framstad 2015a). Sistnevnte inkluderer sågar seminaturlig våteng (Nybø mfl. 2015c) selv om dette er en våtmarkstype. Indikatorverdiene er satt gjennom ekspertvurderinger (Nybø mfl. 2015c). Tilsvarende tilstandsindikatorer er fullt mulig å utvikle for våtmark og da basere på kilder for inngrepshistorikk. Det finnes gode tidsserier for tilskudd til grøfting av myrer (Bjerke mfl. 2010). Videre finnes det gode tidsserier for natur omgjort til jordbruk- eller urbane arealer (Statistisk sentralbyrå statistikkbank – se bl.a. bruk av data derfra i Magnussen mfl. 2018). Videre eksisterer det et datasett for nedbygging av strandsoneareal (Holz & Engelen 2017), noe som da også vil indikere andel av kystmyr som er nedbygd. Videre finnes det detaljert oversikt over vassdrag med vannkraft i Norge (den offentlig tilgjengelige databasen NVE Elvenett). Langs elver finnes det betydelige arealer med myrer og annen våtmark. Mange av disse er små, men samlet er arealet trolig stort. Regulering av vassdrag for vannkraftsformål gir uttørring av våtmark langs vassdrag nedstrøms for oppdemming. En samlet valuering av disse kildene vil gi en sterk indikasjon på tilstand av våtmark i Norge. Vi foreslår følgende vektning av de ulike kildene:

- A. Tilskudd til grøfting av myr: 25 %
- B. Natur omgjort til jordbruksareal: 20 %
- C. Natur omgjort til tettsteder: 20 %
- D. Andel strandsoneareal som er blitt nedbygd: 17,5 %
- E. Andel av store vassdrag (konsesjon over 1 MW) per fylke som har konsesjon for vannkraft: 17,5 %

For hver kilde A-E beregnes en naturindeksverdi som da vektet etter de forholdstallene gitt ovenfor. Dette vil da gi en samlet verdi på fylkesnivå. Det vil si at naturindeks på fylkesnivå blir regnet ut fra følgende formel:

$$NI_f = 0.25A + 0.2B + 0.2C + 0.175D + 0.175E$$

Ei utfordring med dette er å bryte ned dataene til spesifikke våtmarksnaturtyper. Trolig vil det ikke være mulig. Disse indikatorene kan samtidig virke ulikt på naturlig kontra seminaturlig våtmark. For eksempel vil grøfting av myr være negativt for naturlig myr, men kan lede til økt andel seminaturlig myr ettersom uttørring av våtmatter kan gi økt andel fastmatter som kan utnyttes til slått og beite. Vi foreslår derfor at denne tilstandsindikatoren skal gjelde naturlig myr uten krav til hevd. Den vil derfor representere jordvassmyr V1 og nedbørsmyr V3 uten at det skilles mellom disse to. De enkelte datakildene utregnes på fylkesnivå som følger:

- A. Tilskudd til grøfting av myr: Areal grøftet myr / totalareal for myr som beregnet av NIBIO. Dette gir en verdi mellom 0 og 1 som gir en NI-verdi (f.eks. 40 % grøftet = 60 % gjenværende = NI-verdi 0,6).
- B. Natur omgjort til jordbruksareal: dette er en prosentverdi som da direkte gir en NI-verdi ved å regne om til andel gjenværende, som i A.
- C. Natur omgjort til tettsteder: Beregnes på samme måte som A.
- D. Andel strandsoneareal som er blitt nedbygd: Beregnes på samme måte som A.
- E. Andel av store vassdrag (konsesjon over 1 MW) per fylke som har konsesjon for vannkraft: Beregnes på samme måte som A.

Her er et tenkt eksempel. A = 10 % grøftet, B = 15 % omgjort, C = 25 % omgjort, D = 30 % nedbygd, E = 90 % med konsesjon over 1 MW. Dette leder til følgende utregning:

$$NI_f = ((1,0-0,1) \times 0,25) + ((1,0-0,15) \times 0,2) + ((1,0-0,25) \times 0,2) + ((1,0-0,7) \times 0,175) + ((1,0-0,9) \times 0,175) = 0,685.$$

### 3.3.8 Samleindikatorer: andel av karakterarter for våtsnøleie og snøleiekilde som er på rødlista

Da det mangler indikatorer som representerer tilstanden i våtsnøleier og snøleiekilder foreslår vi her en samleindikator som tydelig vil indikere tilstand for disse to vegetasjonstypene. Indikatoren bygges opp på følgende måte. Et uholdt utvalg av arter fra disse to vegetasjonstypene velges ut. Det er naturlig å fokusere på de artene som omtales for V6 i grunnlagsmaterialet fra NiN (Artsdatabanken 2019c). Artene er gjengitt i **vedlegg 1**. Disse artene sorteres etter rødlistestatus. Følgende verdiskala brukes: livskraftig (LC) = 1,00; nær truet (NT) = 0,50; sårbar (VU) = 0,25; sterkt truet (EN) = 0,125; kritisk truet (CR) = 0,0. En verdi beregnes for hvert fylke. Alle arter som var kjent fra et gitt fylke før 2000 inkluderes i datamaterialet for dette fylket. Floraverker og opplysninger i Artskart benyttes for å avgjøre en arts tilstedeværelse i de enkelte fylkene før 2000. Indeksverdi på fylkesnivå ( $NI_f$ ) beregnes som et gjennomsnitt av alle verdiene for enkeltartene. Som eksempel, sett at 30 arter fra et gitt fylke er dokumentert og disse fordeler seg som følger: LC = 20 arter, NT = 6 arter, VU = 2 arter, EN = 2 arter. Indeksverdi blir da:

$$NI_f = ((20 \times 1,00) + (6 \times 0,50) + (2 \times 0,25) + (2 \times 0,125)) / 30 = 0,4375$$

En fordel med en slik indeks er at den baserer seg på en rekke arter vurdert av eksperter, der vurdering av truethet for enkelte arter også baserer seg på tidsserier. Det gjør indikatoren trolig mer robust enn indikatorer for enkeltarter. Samtidig kan en slik samleindikator fungere godt for denne spesifikke naturtypen, fordi alle truede arter er, ifølge artsinformasjon i rødlistebasen, påvirket av samme påvirkningsfaktor, nemlig klimaindusert uttørring av snøleiene.

En ulempe er at indeksverdier i et gitt fylke kan påvirkes av mer negativ utvikling i andre fylker. Dette kan spesielt påvirke nordnorske fylker. Selv om kvantitative data stort sett mangler – men se omtale av Sandvik & Odland (2014) ovenfor som et unntak – så indikerer rødlisteomtalene ofte stabil utvikling i nordnorske våtsnøleier men negativ utvikling i sørnorske våtsnøleier. For eksempel sier rødlistebasen følgende om snøleie: «Den er i observert tilbakegang i hvert fall

i sørnorske fjell...». Tilsvarende sies om snøgras: «Arten er forsvunnet fra mange østlige og sørlige fjellstrøk...». Derfor kan indeksverdiene i nordnorske fylker bli lavere enn hva faktisk utvikling skulle tilsi. I slike tilfeller kunne det vært en forvaltningsmessig fordel med rødlistevurderinger på region- eller fylkesnivå, slik som bl.a. Engelskjøn & Skifte (1995) tok til orde for.

Indeksen kan også beregnes på kommunenivå, men det vil for mange kommuner gi usikre anslag ettersom undersøkelser i våtsnøleier er geografisk klumpet, der flere kommuner har blitt mangelfullt undersøkt. Mangel på registrering før 2000 trenger derfor ikke tilsi at manglende arter ikke finnes i en gitt kommune. Utvalget av arter vil derfor være basert på et begrenset antall av lite arealrepresentative undersøkelser.

Selve verdisettingen er basert på at et trinn opp i truethet utgjøre en dobling i alvorlighet, altså en halvering av indeksverdi. Dette gjør at hele indeksskalaen fra 1 til 0 benyttes, der CR regnes som så alvorlig at det vil gi en indeksverdi på 0. Det kan diskuteres om heller regionalt ekstinkt (RE) burde representere indeksverdi 0. Vi synes imidlertid at beskrivelsen av CR i offisielle rødlistedokumenter illustrerer en så stor alvorlighetsgrad at den tilsvarer en tilstand som er svært alvorlig. En tenkt situasjon der alle arter i et gitt område er i kategori CR (NI = 0) vil åpenbart være forårsaket av en svært alvorlig forringelse av naturen til et punkt der det vil være omtrent uoppnåelig å returnere til en bedre tilstand. Derfor argumenterer vi for at CR bør utgjøre nullpunktet for NI.

Som **vedlegg 1** viser, er 13,1 % av artene/taksaene (13 av 99) på rødlista. Disse fordeler seg som følger: NT = 8 arter, VU = 4 arter, EN = 1 art. Tolv av disse tretten rødlistede artene er karplanter, og kun én er mose. Det er bresotmose (NT). Informasjonen i rødlistebasen sier at dens habitats reduserte utbredelse og kvalitet som resultat av et varmere klima og kortere vintre er årsaken til at den er på rødlista. Det er overraskende at forholdet mellom rødlistede karplanter og rødlistede moser er såpass forskjellig innenfor samme leveområde. Det kan skyldes eksperthenes ulike oppfatninger av effekten av klimaendringer på dette leveområdet.

### 3.4 Vurdering av mulig del-tilhørighet til våtmark for eksisterende indikatorer fra andre hovedøkosystemer

Villrein er en av mange dyrearter som beiter og hviler i våtmark. I norske villreinsområder utgjør myrer en betydelig andel av arealet, jamfør omtale i kapittel 3.3.2. Våtmark er trolig like viktig for all norsk rein. Derfor har vi i kapittel 3.3.2, se ovenfor, foreslått at tilhørigheten til våtmark settes til 30 % for all rein som beiter i Norge.

I tillegg til villrein inkluderer hovedøkosystemet fjell en rekke indikatorer som bruker mer enn bare fastmark over klimatisk skoggrense som leveområde. Disse ble gjennomgått av Pedersen mfl. (2018). 100 % tilhørighet til fjell er forutsatt at datagrunnlaget reflekterer tilstanden for indikatoren i fjell-hovedøkosystemet. Det er langt fra åpenbart at dette gjelder for alle indikatorene. Følgende indikatorer fra fjell antar vi har en viss tilhørighet til våtmark: nipdraugmose, prakt-draugmose, sylmose, torntvebladmose, greplyng, issoleie (jamfør vedlegg 2), vier alpint belte, blåstrupe (fra naturindeks.no: «De fremste forekomstene av blåstrupe finnes (...) gjerne i områder med vier og fuktig mark»), lappspurv (knyttet til vier), lirype (også knyttet til vier), og ringtrost (også knyttet til vier). Tilhørigheten til alle disse indikatorene bør gjennomgås på nytt. Ei utfordring med mange av de eksisterende indikatorene er at datagrunnlaget er beskrevet i lite detalj. For mange av de indikatorene vurdert av Pedersen mfl. (2018) førte det til at datasettets tilhørighet til hovedøkosystem ikke kunne avklares med sikkerhet uten å måtte spørre de indikatoransvarlige.

Hovedøkosystemet ferskvann har en rekke fuglearter som er plassert i dette økosystemet fordi de finner sin føde i ferskvann. For en rekke andre dyreindikatorer i Naturindeks er arealet for forplantning, dvs. reir-, yngel- og fødested vektlagt. Det bør også vektlegges for disse fuglene. Informasjon på naturindeks.no hevder at storlom «hekker i ferskvann». Det er nok en litt upresis

beskrivelse. Mer korrekt er at storlom legger reiret sitt nært inntil ferskvann, da gjerne i fuktig myr. Ettersom våtmark gjerne er hekkeområdet for fugler som søker næring i ferskvann, bør alle disse ha en viss tilhørighet til våtmark i Naturindeks. I tillegg til storlom kan dette gjelde indikatorene krikband, siland, sjørør, smålom, stokband, strandsnipe, svartand og toppand. Følgelig bør tilhørigheten til alle disse indikatorene gjennomgås på nytt.

Vandrende pattedyr bruker gjerne alle økosystemer til matsøk og hvile. Dette gjelder bl.a. elg, gaupe og ulv. Likevel har disse 100 % tilhørighet i skog i Naturindeks. Det er naturlig at de har sterkest tilhørighet i skog, ettersom de primært yngler i skog, men det bør vurderes om de også bør ha en viss tilhørighet i andre hovedøkosystemer, deriblant våtmark.

Huldretorvmose er den eneste torvmosen som er med som indikator i Naturindeks. Den har 100 % tilhørighet i skog. Voksestedet for arten er omtalt som myrskog (Flatberg 2013). I NiN vil det si V2 myr- og sumpskogsmark. Ut fra beskrivelsene i det økologiske rammeverket for Naturindeks tolker vi V2 som tilhørende til skog, jamfør omtale i kapittel 2.1. Likevel kan man tolke treløse deler av en ellers skogkledt flate som «våtmarksmikrohabitat», jamfør kapittel 3.2.5. Hvis slike mikrohabitat kan aksepteres som våtmark selv om de er i en skogkledt naturtype, så bør huldretorvmose få en viss eller full tilhørighet til våtmark. En hovedkriterium for definisjonen av myr er at de er torvdannende, og huldretorvmose er en torvdannende art. Det virker derfor noe kontraintuitivt at en torvdannende art skal representere et hovedøkosystem hvor torvdannelse ikke er et kriterium.

Indikatoren «tilstand kystlynghei» er en landskapsindikator. I kystlyngheilandskapet finnes en rekke andre naturtyper enn bare hei. Deriblant finnes det små myrer og fuktenger i forsenkingene. Det bør derfor vurderes om tilhørigheten til denne indikatoren bør spres over flere hovedøkosystemer enn kun åpent lavland. Våtmarkene i dette landskapet er imidlertid i aller høyeste grad hevdpregede og vil dermed ikke passe inn i våtmark slik vi definerer det her, altså til V1, V3, V4 og V6. Indikatoren «tilstand gras- og urterik mark» inkluderer, som nevnt i kapittel 3.3.9, våteng, som i NiN er en del av våtmark. Vi definerer imidlertid ikke våteng som en del av hovedøkosystemet våtmark, ettersom den er seminaturalig. Dette viser på ny at det bør avklares hvor de seminaturalige våtmarkene hører hjemme i Naturindeks. I kapittel 2 tar vi orde for at de seminaturalige våtmarkene bør innlemmes i åpent lavland, eventuelt etableres som et eget hovedøkosystem.

Også i hovedøkosystemet åpent lavland finnes det fugleindikatorer hvis tilhørighet kan stilles spørsmål ved. For eksempel har lappiplerke 100 % tilhørighet til åpent lavland. Likevel sier informasjonen om denne arten på naturindeks.no at «...den finner seg best til rette i bjørke- og vierregionen der marken er fuktig og trærne ikke står for tett». Dette høres ikke ut som åpent lavland. Arten hekker gjerne i høyereliggende strøk langt fra det åpne lavlandet (se f.eks. Strann & Bakken 2004). Strann & Bakken (2004) skriver bl.a. at arten hekker i de store myrsystemene i fjellområdene mot Sverige og Finland. Det virker derfor åpenlyst at denne indikatoren bør ha en viss tilhørighet i våtmark gitt at datagrunnlaget ser ut til å inkludere den totale norske bestanden.

Som vi ser av denne gjennomgangen kan våtmark få langt flere indikatorer hvis tilhørighet for indikatorer i andre hovedøkosystemer gjennomgås på nytt av de indikatoransvarlige. Det er rundt ti år siden tilhørighet ble satt for de fleste indikatorer. Naturindeks har utviklet seg siden den gang, men tilhørighet har i liten grad blitt revurdert. En større revisjon av tilhørighet for alle indikatorer i Naturindeks bør derfor initieres, samtidig som man bør revurdere inndeling av hovedøkosystemer.

## 4 Konklusjon og anbefalinger

Ambisjonen med dette oppdraget var å samle tidsseriedata fra ulike kilder for å forbedre et mangelfullt indikatorsett for våtmark i Naturindeks. Vi foreslår her ulike tiltak for å bedre indikatorsettet. Dette innebærer dels innlemmelse av noen nye indikatorsett, og dels endret tilhørighet for noen allerede etablerte indikatorer i Naturindeks. En ny hovedrapport for Naturindeks forventes sammenstilt i løpet av 2020. Mange av våre anbefalinger kan neppe tas høyde for i tide til kommende hovedrapport. Vi tror likevel at våre anbefalinger på lengre sikt kan bidra til en forbedret Naturindeks.

Vår utredning viser at det er uavklarte spørsmål vedrørende hovedøkosystem-tilhørighet for seminaturlige våtmarker. Vår gjennomgang av rammeverket og andre kilder tyder på at seminaturlig våtmark ikke er dekket av et av de eksisterende hovedøkosystemene. Vi foreslår derfor at seminaturlig våtmark enten innlemmes i hovedøkosystemet åpent lavland eller at det etableres et eget hovedøkosystem for seminaturlig våtmark hvor referansetilstanden er god hevd. Ei alternativ retning er å vurdere tilnærming til inndelinga foreslått av ekspertrådet for et fagsystem for økologisk tilstand (Nybo & Evju 2017) som rommer hovedøkosystemene skog, fjell, våtmark, seminaturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. En åpenbar ulempe med dette foreslåtte systemet er at seminaturlig mark er begrenset til fastmark mens våtmark inkluderer både seminaturlige og naturlige undertyper, samt at det for skog og fjell ikke er innlemmet seminaturlige typer. Så en ukritisk adopsjon av denne tilnærminga vil ikke uten videre løse Naturindeksens utfordring med å skille mellom seminaturlige og naturlige enheter.

Videre viser vår gjennomgang at arealomfanget av seminaturlige våtmarker trolig er langt mer større enn eksisterende litteratur antyder. Vi viser at alle regioner i Norge har eller har hatt betydelig kulturpåvirkning, og at dette i aller høyeste grad også har hatt innvirkning på våtmark og fortsatt setter sitt preg på våre våtmarker. Vår gjennomgang av eksisterende tidsserier viser at kulturpåvirkning kan dokumenteres for de fleste overvåkingslokaliteter, mens kulturpåvirkning antas å ha hatt en viss innvirkning også på de øvrige overvåkingslokalitetene. Det er derfor svært utfordrende å finne tidsserier fra våtmark uten hevdpreg; vi antyder sågar at praktisk talt all norsk fastmattemyr er seminaturlige – dette spesielt fordi reindrift også regnes som en kulturpåvirkning, og fordi hevdpreg består svært lenge slik at selv myrer som ble slått og beitet for 60 år siden eller enda lenger tilbake i tid fortsatt er seminaturlige både i struktur og artssammensetning.

Vår gjennomgang av eksisterende indikatorer i hovedøkosystemet våtmark viste at mange indikatorer trolig ikke passer inn under referansetilstand satt for naturlige økosystemer, dvs. økosystem som er lite påvirket av menneskelig aktivitet (jamfør Nybo mfl. 2015b). I stedet responderer mange av disse indikatorene positivt til slått og beite og bør derfor vurderes utfra referansetilstanden for god hevd. Samtidig er flere av disse eksisterende indikatorene kun delvis knyttet til våtmark slik vi definerer våtmark for Naturindeks. Deres tilhørighet til våtmark (seminaturlig eller naturlig) er dermed ikke 100 %. Tilhørigheten til disse bør derfor vurderes nærmere.

Vi foreslår ulike løsninger for justering av indikatorsettet for våtmark. Følges disse opp kan våtmark i Naturindeks innen kort tid på en langt bedre måte gjenspeile tilstanden i norske våtmarker. Våre foreslåtte løsninger kan summeres opp i følgende punkter:

1. Et eksplisitt skille mellom naturlige og seminaturlige våtmarker bør gjennomføres, dvs. at disse ikke skal være i samme hovedøkosystem.
2. På kort sikt bør definisjonen av åpent lavland utvides slik at seminaturlige våtmarker passer inn der. Som omtalt ovenfor er seminaturlig våteng allerede inkorporert i en av tilstandsindikatorene for åpent lavland. På lengre sikt bør det opprettes et separat hovedøkosystem for seminaturlige våtmarker.
3. Tilhørighet til alle indikatorer i Naturindeks, ikke bare de som er knyttet til våtmark i dag men alle indikatorer i samtlige hovedøkosystemer, bør gjennomgås kritisk. Spesielt fokus bør rettes mot alle indikatorer som i dag har 100 % tilhørighet til ett hovedøkosystem. Dette kan lede til langt flere indikatorer med deltilhørighet i andre hovedøkosystemer enn

- «hoved-hovedøkosystemet» for hver indikator. Spesifikt for våtmark (seminaturlig og/eller naturlig) vil dette høyst sannsynlig lede til et langt større indikatorsett.
4. Ytterligere analyser av «seminaturlighet» som konsept i norsk naturmangfold og -forvaltning bør gjennomføres. Ut fra eksisterende litteratur kan man få et inntrykk av et svart-hvitt bilde av kontrasten mellom naturlig og hevdpreget natur. Realiteten er vel i stedet at det aller meste av norsk natur befinner seg mellom de to ytterpunktene «naturlig» og «seminaturlig». Det er derfor utfordrende med dagens praksis å avgjøre i hvilken leir den enkelte lokalitet hører hjemme. Dette gjelder spesielt for de hovedøkosystemene hvor NiN inkluderer seminaturlighet som et element på natursystemnivå, dvs. våtmark hvor V9 og V10 er seminaturlige og fastmark hvor bl.a. T32 (seminaturlig eng) og T33 (seminaturlig strandeng) er seminaturlige.
  5. Dette leder til at man bør stille spørsmålstegn ved hvorfor kun snau fastmark er representert med et eget hevdpreget hovedøkosystem i Naturindeks, når vi vet at all norsk natur er preget av hevd og menneskelig aktivitet, dog i varierende grad. Direktoratet for naturforvaltning (2007) omtalte bl.a. de hevdpregete naturtypene lauveng, høstingsskog og beite-skog fra skog, samt rik kulturlandskapssjø og dam fra ferskvann. Fra fjell er de store områdene med seteraktivitet velkjent. Tilsvarende seminaturlige naturtyper finnes trolig også i våre marine farvann. Ingen av disse naturtypene er per i dag representert i Naturindeks, fordi de ikke dekkes av noen av de eksisterende hovedøkosystemene, eller indikatorer fra disse systemene er inkludert i Naturindeks men vurderes opp mot referansetilstand for naturlige økosystemer når de burde vurderes opp mot referansetilstand for natur i god hevd.
  6. Prosessen med å utvikle nye indikatorer bør gå kontinuerlig. Knapphet i tidsserier gjør at indirekte indikatorer i langt større grad bør vurderes. Vi presenterer her to forslag: tilstandsindikator for myr basert på inngrepsfrekvens, og andel av karakterarter for våtsnøleie og snøleiekilde som er på rødlista. Utover disse er det rom til å utvikle langt flere indikatorer basert på teknikkene brukt for å utvikle de to tilstandsindikatorene for åpent lavland. Disse to tilstandsindikatorene har vært med i Naturindeks fra starten av.
  7. Reindriftens rolle i kulturlandskapet er manglende kommunisert i utredninger for Naturindeks og i mange andre nasjonale utredninger, dette til tross for at bl.a. Skjøselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker (Norderhaug 1999) og Naturtypehandboka (Direktoratet for naturforvaltning 2007) fremhever reindrift som en integrert del av kulturlandskapet. Et første steg i riktig retning er å inkludere de lange og svært gode tidsseriene for tamrein som indikator i Naturindeks. Videre bør reindriftens kulturlandskap vies mer fokus i kommende Naturindeksutredninger. Dette kan f.eks. gjøres gjennom tema-indekser på tvers av hovedøkosystemer.
  8. Migrerende arter, spesielt av fugl, utgjør en relativt stor andel av dagens indikatorsett for våtmark og andre hovedøkosystemer. Det bør kritisk vurderes på nytt om migrerende arter er egnet som indikatorer for Naturindeks, all den tid trender over tid trolig i langt større grad skyldes tilstandsendringer utenfor Norge enn i Norge. Ei mulig løsning er å benytte kun de migrerende artene som er dokumentert å vise trender som hovedsakelig skyldes tilstands- endringer i Norge, hvis da slik dokumentasjon foreligger.
  9. Til slutt tar vi med ei anbefaling for det videre arbeidet med utvikling av NiN. Vår analyse viser at NiN 2.0 sin inndeling i våtmark på natursystemnivå trolig ikke er ideell. Selv om en myr er blitt brukt til slått og/eller beite, så vil man kunne avgjøre næringstilførsel utfra vegetasjonssammensetning, myrstruktur og kjemiske prøvetakninger. For eksempel kan vi fortsatt definere og avgrense høymyrer (dvs. en type nedbørsmyr V3) både langs kysten og i innlandet, til tross for at disse er blitt brukt til slått og beite og annen hevdaktivitet. Disse høymyrene er dermed eksempler på myrer som er både V3 og V9 på en og samme tid. De aller fleste norske myrer er imidlertid jordvannsmyrer som er seminaturlige, altså de er V1 og V9 på en og samme tid. Så det er opp til øyet som ser – mange vil klassifisere slike myrer etter næringstilførsel og artssammensetning og dermed havne på V1, andre vil kjenne til historisk og nåværende bruk av disse myrene og klassifisere dem som V9. For kommende revisjoner av NiN bør det derfor være høyaktuelt å evaluere kritisk hvorvidt hevdpreg ikke burde være på natursystemnivå, men på et lavere hierarkisk nivå. Alternativt



kan V1-V8 dupliseres i hhv. ikke-hevdbundne og hevdbundne typer samtidig som V9 fjernes fra natursystemnivået i NiN.

## 5 Referanser

- Alm, T. 1999. Reinbeite. I Norderhaug, A. (red.), Skjøtselboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker, s. 127-132. Landbruksforlaget, Oslo.
- Alm, T. 2010. Illtuer og andre botaniske plager. *Ottar* 281: 37-42.
- Artsdatabanken 2018. Norsk rødliste for naturtyper 2018. <https://artsdatabanken.no/rodlisefornaturtyper> (sist besøkt 26.6. 2019). Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken 2019a. Åpen jordvannsmyr. <https://artsdatabanken.no/Pages/171963> (sist besøkt 25.6. 2019). Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken 2019b. Semi-naturlig myr. <https://artsdatabanken.no/Pages/171971> (sist besøkt 25.6. 2019). Artsdatabanken, Trondheim.
- Artsdatabanken 2019c. Våtsnøleie og snøleiekilde. <https://artsdatabanken.no/Pages/171968> (sist besøkt 25.6. 2019). Artsdatabanken, Trondheim.
- Austrheim, G., Hjelle, K., Sjøgren, P., Stene, K. & Tretvik, A. M. (red.) 2015. Fjellets kulturlandskap – Arealbruk og landskap gjennom flere tusen år. Museumsforlaget, Trondheim.
- Backe, S., Eriksson, K. & Gunnarsson, U. 2012. Markanvändningsrelaterade vegetationsförändringar inom öppen myr 1987-2000 i Norrbottens län - Satellitbaserad övervakning. Länsstyrelsen i Norrbottens län Rapport 2012:4. Länsstyrelsen Norbotten, Piteå.
- Berland, T.E., Holien, H., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 2013. Bevaringsmål for Kaldvassmyra naturreservat, Verdal, Nord-Trøndelag. Høgskolen i Nord-Trøndelag Utredning 153. Høgskolen i Nord-Trøndelag, Steinkjer.
- Birkeland, I. & Arnesen, G. 2012. Fjærevatn, Sør-Varanger kommune. Vurdering av behov og metoder for skjøtsel av gjengrodd våtmarksområder i Pasvik naturreservat 2011. Ecofact rapport 122. Ecofact, Sandnes.
- Bitustøyl, K. 2017. Tamreindriften i Setesdalsheiane. Bokbyen Forlag, Tvedestrand.
- Biuw, M., Jepsen, J.U., Cohen, J., Ahonen, S.H., Tejesvi, M., Aikio, S. Wäli, P.R., Vindstad, O.P.L., Markkola, A., Niemelä, P. & Ims, R.A. 2014. Long-term impacts of contrasting management of large ungulates in the Arctic tundra-forest ecotone: ecosystem structure and climate feedback. *Ecosystems* 17: 890-905.
- Bjerke J.W. 2005. Høymyrer i Andøy kommune – kartlegging av forekomster primært på grunnlag av flybildeserier. NINA Rapport 82. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Bjerke, J.W., Strann, K.-B. & Johnsen, T.V. 2005. Naturfaglig kartlegging av 20 områder i forbindelse med verneplan for myrer og våtmarker i Finnmark. NINA Rapport 88. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Bjerke, J.W., Strann, K.-B., Skei, J.K. & Ødegaard, F. 2010. Myr, kilde og flommark. I Nybø, S. (red.): Naturindeks for Norge 2010. DN-Utredning 3-2010, s. 94-108. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Bjerke, J.W., Treharne, R., Vikhamar-Schuler, D., Karlsen, S.R., Ravolainen, V., Bokhorst, S., Phoenix, G.K., Bochenek, Z. & Tømmervik, H. 2017. Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: Insights from field surveys in the aftermath of damage. *Science of the Total Environment* 599-600: 1965-1976.
- Bjørklund, I. 1985. Fjordfolket i Kvænangen: fra samisk samfunn til norsk utkant 1550-1980. Universitetsforlaget, Tromsø.
- Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2015. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Finnmark. Skog og landskap Ressursoversikt 01/2015. Norsk institutt for skog og landskap, Ås.
- Blind, A.-C., Kuoljok, K., Axelsson, L.W. & Tunón, H. (red.) 2015. Myrens betydelse för renskötelsen – biologisk mångfald på myrar i renskötelland. CBM:s skriftserie 92. Sametinget, Kiruna & Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.

- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. (red.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM). Tilgjengelig på: <https://rivm.openrepository.com/bitstream/handle/10029/260510/680359002.pdf?sequence=3&isAllowed=y> (sist besøkt 5.8.2019).
- Borge, A.F., Westermann, S., Solheim, I. & Etzelmüller, B. 2017. Strong degradation of palsas and peat plateaus in northern Norway during the last 60 years. *Cryosphere* 11: 1-16.
- Bosiö J., Johansson M., Callaghan T.V., Johansen B. & Christensen T.R. 2012. Future vegetation changes in thawing subarctic mires and implications for greenhouse gas exchange – a regional assessment. *Climatic Change* 115: 379-398.
- Bratrein, H.D. 1995. Moltebæra i Nord-Norge – kommersialisering og eiendomshevd. *Ottar* 2016: 12-19.
- Brudeli, I. (red.) 1959. Norsk tamreindrift. Lunde og Co, Bergen.
- Callaghan, T.V., Jonasson, C., Thierfelder, T., Zhenlin, Y., Hedenås, H., Johansson, M., Molau, U., Van Bogaert, R., Michelsen, A., Olofsson, J., Gwynn-Jones, D., Bokhorst, S., Phoenix, G.K., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Christensen, T.R., Hanna, E., Koller, E.K. & Sloan, V.L. 2013: Ecosystem change and stability over multiple decades in the Swedish sub-Arctic: complex processes and multiple drivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B, Biological Sciences* 368: 20120488.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport 542. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Cohen, J., Pulliainen, J., Ménard, C.B., Johansen, B., Oksanen, L. & Ikonen, J. 2013. Effect of reindeer grazing on snowmelt, albedo and energy balance based on satellite data analyses. *Remote Sensing of Environment* 135: 107-117.
- Danneyrolles, V., Dupuis, S., Fortin, G., Leroyer, M., de Römer, A., Terrail, R., Vellend, M., Boucher, Y., Laflamme, J., Bergeron, Y. & Arseneault, D. 2019. Stronger influence of anthropogenic disturbance than climate change on century-scale compositional changes in northern forests. *Nature Communications* 10: 1265.
- Deng, J., Li, C., Frolking, S., Zhang, Y., Bäckstrand, K. & Crill, P. 2014. Assessing effects of permafrost thaw on C fluxes based on multiyear modeling across a permafrost thaw gradient at Stordalen, Sweden. *Biogeochemistry* 11: 4753-4770.
- Derome, J., Aarrestad, P.A., Aspholm, P., Bakkestuen, V., Bjerke, J.W., Erikstad, K.E., Hartikainen, M., Isaeva, L., Lindgren, M., Lindroos, A.-J., Myking, T., Poikolainen, J., Rautio, P., Røseberg, I., Salemaa, M., Tømmervik, H. & Vassilieva, N. 2007. Terrestrial ecosystems. I Stebel, K., Christensen, G., Derome, J. & Grekelä, I. (red.): State of the environment in the Norwegian, Finnish and Russian border area. *The Finnish Environment* 6/2007, s. 69-88. Lapland Regional Environment Centre, Rovaniemi.
- Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, oppdatert versjon (2. utgave 2006, oppdatert 2007). Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Egelkraut, D., Aronsson, K.Å., Allard, A., Åkerholm, M., Star, S. & Olofsson, J. 2018. Multiple feedbacks contribute to a centennial legacy of reindeer on tundra vegetation. *Ecosystems* 21: 1545-1563.
- Elven, R. (red.) 2005. Norsk flora, 7. utgåva. Det Norske Samlaget, Oslo.
- Engelskjøn, T. & Skifte, O. 1995. The vascular plants of Troms, North Norway. *Troms Naturvitenskap* 80. Institutt for Museumsvirksomhet, Universitetet i Tromsø.
- Flatberg, K.I. 2013. Norges torvmoser. Akademika forlag, Trondheim.
- Framstad, E. (red.) 2015a. Naturindeks for Norge 2015 – tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet, Trondheim.
- Framstad, E. (red.) 2015b. Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smånagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1186. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Fremstad, E. 1998. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12, 2. utgave. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1999. Flommark. I Norderhaug, A. (red.): Skjøtselboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker, s. 165-172. Landbruksforlaget, Oslo.
- Gaertner M., Konold, W. & Richardson, D.M. 2010. Successional changes on a former tank range in eastern Germany: Does increase of the native grass species *Molinia caerulea* cause decline of less competitive *Drosera* species? Journal of Nature Conservation 18: 63-74.
- Galten, L. 2012. Snøgras-slekta *Phippisia* i østlige Midt-Norge – status per 2011. Blyttia 70: 173-203.
- Gjershaug, J.O., Lorentsen, S.H., Pedersen, H.C., Nygård, T., Strann, K.-B., Thingstad, P.G., Husby, M. & Dale, S. 2010. Fugl. I: Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-Utredning 3-2010, s. 20-23. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Glimskär, A., Arlt, D., Grandin, U., Kindström, M., Kindström, S. & Wikberg, S. 2016. Resultat för småbiotoper, gräsmarker och myrar i regional miljöövervakning 2009-2014. Länsstyrelsen i Örebro län Publikation 2016:35. Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro.
- Gunnarsson, U. & Löfroth, M. 2009. Våtmarksinventeringen – resultat från 25 års inventeringar. Nationell slutrapport för våtmarksinventeringen (VMI) i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 5925. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Guovdageainnu meahcceguovddáš 2019. Bruk av naturen: reindrift. Tilgjengelig på: <http://meahcci.info/rein-n.htm> (sist besøkt 5.8.2019).
- Gaare, E. & Tømmervik, H. 2000a. Overvåking av lavbeiter i Finnmark. NINA Oppdragsmelding 638. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gaare, E. & Tømmervik, H. 2000b. Overvåking av lavbeiter i Øst-Finnmark. NINA Oppdragsmelding 669. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Gaare, E., Tømmervik, H., Bjerke, J.W. & Thannheiser, D. 2006. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok: ny beskrivelse av fastrutene. NINA Rapport 204. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hagen, D., Aarrestad, P.A., Kyrkjeeide, M.O., Foldvik, A., Myklebost, H.E., Hofgaard, A., Kvaløy, P., Hamre, Ø. 2015. Etablering av overvåkingsmetodikk for vegetasjon og grunnlagsanalyse før restaureringstiltak på Kaldvassmyra, Aurstadmåsan og Midtfjellmosen. NINA Rapport 1212. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hallingbäck, T., Lönnell, N., Weibull, H., von Knorring, P., Korotynska, M., Reisborg, C. & Birgersson, M. 2008. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Kompaktmossor-kapmossor. Bryophyta: *Anoetangium-Orthodontium*. ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Halvorsen, R. (red.) 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. – Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim.
- Hammer, T. 1997. Naturen fra støa til fjellslåtta. Årbok for Senja 26: 12-17.
- Hansen, G., Rasse, D., de Wit, H., Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Lund, M. & Parmentier, F.-J. 2016. Effects of climate variability on vegetation and carbon uptake in a North-Norwegian coastal wetland. NILU-OR 40/2015. Norsk institutt for luftforskning, Kjeller.
- Hedenäs, L., Reisborg, C. & Hallingbäck, T. 2014. Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Skirmossor-baronmossor. Bryophyta: *Hookeria-Anomodon*. ArtDatabanken, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Helland, G. E. & Stokstad, J. 2005. Tamreinlaga i Sør-Noreg: Ressursutnytting, driftsformer, rettighetsforhold og utfordringer. Rangifer Report 10: 51-57.
- Henriksen, V. & Indrelid, S. 1979. Vidde og mennesket. I Nyquist, P. (red.): Hardangervidda, s. 46–149. Grøndahl og Sønns Forlag AS, Oslo.

- Hofgaard, A. 2005. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Ostojeaggi, Troms 2004. NINA Rapport 42. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2017. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Gohteluoppal, Vest-Finnmark. Endringer fra 2006 til 2016. NINA Rapport 1353. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Hofgaard, A. & Myklebost, H.E. 2018. Overvåking av palsmyr. Andre gjenanalyse i Leirpullan, Dovrefjell i Trøndelag. Endringer fra 2007 til 2017. NINA Rapport 1510. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Holz, K.E. & Engelen, E. 2017. To tredjedeler av strandsonen lite berørt av mennesker. – <https://ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/to-tredjedeler-av-strandsonen-lite-berort-av-mennesker> (sist besøkt 26.6.2019). Statistisk sentralbyrå, Oslo.
- Ims, R.A., Jepsen, J.U., Stien, A., Yoccoz, N.G. 2013. Science Plan for COAT – Climate-ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre Report Series 1. FRAM – High North Research Centre for Climate and the Environment, Tromsø.
- Jacobsen, K.-O. & Bjerke, J.W. 2016a. Langsiktige tiltak langs E6 over Kvænangsfjellet, Troms. Konsekvensutredning, deltema naturmiljø. NINA Rapport 1286. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jacobsen K.-O. & Bjerke J.W. 2016b: Konsekvensutredning naturmiljø E6 Olsborg – Heia. Delstrekning 3: fra Skardelvbua til avkjørsel Fylkesveg 296 ved Myre. NINA Kortrapport 19. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jacobsen K.O., Bjerke J.W. & Kristiansen G. 2019. Kartlegging av botaniske og ornitologiske verneverdier i Seiland/Sievju nasjonalpark. NINA Rapport 1758. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jansson, U. (red.) 2012. Naturtypekartlegging i 12 verneområder i Hordaland 2011 – sammenligninger med NiN-kartlegging. Biofokus-rapport 2012-1. Stiftelsen BioFokus, Oslo.
- Johansson, M., Callaghan, T. V., Bosio, J., Akerman, H. J., Jackowicz-Korczynski, M. & Christensen, T. R. 2013. Rapid responses of permafrost and vegetation to experimentally increased snow cover in sub-arctic Sweden. *Environmental Research Letters* 8: 035025.
- Jokerud, M., Bargmann, T., Halse, A.K., Uggerud, H.T. & Aarrestad, P.A. 2018. Equinors miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – reanalyser i 2018. NINA Rapport 1604. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jokerud, M., Bargmann, T., Bjerke, J.W. & Aarrestad, P.A. 2019. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – endringer i kjemiske parametere fra 2008 til 2018 og oppretting av ny referanselokalitet i Lomstjønna naturreservat, Harøya. NINA Rapport 1615. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Jordhøy, P. (red.) 2008. Villreinen i Rondane-Søinkletten. Status og leveområde. NINA Rapport 339. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Kapfer, J., Grytnes, J.A., Gunnarsson, U. & Birks, H.J.B. 2011. Fine-scale changes in vegetation composition in a boreal mire over 50 years. *Journal of Ecology* 99: 1179-1189.
- Kesel, R. & Urban, K. 1999. Population dynamics of *Gentiana pneumonanthe* and *Rhynchospora fusca* during wet heathland restoration. *Applied Vegetation Science* 2: 149-156.
- Keuper, F., Dorrepaal, E., van Bodegom, P.M., van Logtestijn, R., Venhuizen, G. van Hal, J. & Aerts, R. 2017. Experimentally increased nutrient availability at the permafrost thaw front selectively enhances biomass production of deep-rooting subarctic peatland species. *Global Change Biology* 23: 4257-4266.
- Kitti, H., Forbes, B.C. & Oksanen, J. 2009. Long- and short-term effects of reindeer grazing on tundra wetland vegetation. *Polar Biology* 32: 253-261.
- Kjørstad, M., Bøthun, S. W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslien, K., Mysterud, A., Myren, I. N., Punsvik, T., Røed, K. H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, H., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (red.).

2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein - Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Klanderud, K., Vandvik, V. & Goldberg, D. 2015. The importance of biotic vs. abiotic drivers of local Plant community composition along regional bioclimatic gradients. *PLoS ONE* 10: e0130205.
- Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Hamre, Ø. og Jokerud, M. 2018. Overvåking av restaureringstiltak i myr. Aurstadmåsan, Kaldvassmyra og Hildremvatnet. NINA rapport 1576. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Landbruksdirektoratet 2016. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2015-31. mars 2016. Rapport 24/2016. Landbruksdirektoratet, Oslo.
- Leblond, M., Frair, J., Fortin, D., Dussault, C., Ouellet, J. P. & Courtois, R. 2011. Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity. *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.
- Lund, M., Bjerke, J.W., Drake, B., Engelsen, O., Hansen, G., Parmentier, F.-J., Powell, T., Silvennoinen, H., Sottocornola, M., Tømmervik, H., Weldon, S. & Rasse, D. 2015. Low impact of dry conditions on the CO<sub>2</sub> exchange of a northern-Norwegian blanket bog. *Environmental Research Letters* 10: 025004.
- Lundberg, A., 2005. Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år – naturmiljø, arealbruk, slitasje og skog i Hystadmarkjo, Stord. Fagbokforlaget, Bergen.
- Lyngstad, A. & Vold, E.M. 2015. Kartlegging av typisk høgmyr ved hjelp av flybilder. Østfold, Akershus og sørlige deler av Hedmark. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2015-3. Seksjon for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Vold, E.M & Moen, A. 2013. Slåttemyrlokalteter i Sør-Norge. A. Prioritering av lokaliteter for skjøtsel og overvåking. B. Kartlegging av slåttemyr på Østlandet 2012-13. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2013-8. Seksjon for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Lyngstad, A., Øien, D.-I., Fandrem, M. & Moen, A. 2016. Slåttemyr i Norge. Kunnskapsstatus og innspill til handlingsplan. NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2016-3. Seksjon for naturhistorie, NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Lyngstad, A., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E. & Øien, D.-I. 2017: Våtmark. I Nybø S. & Evju M. (red.). Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd, s. 93–114. Regjeringen, Oslo.
- Länsstyrelsen Västra Götalands län 2019: Vad äter tranorna. <http://extra.lansstyrelsen.se/hornborga/Sv/fakta-om-hornborgasjon/allt-om-tranorna/vanliga-fragor/Pages/tranmat.aspx> (sist besøkt 24. mai 2019).
- Magnussen, K., Bjerke, J.W., Brattland, C., Nybø, S. & Vermaat, J. 2018. Verdien av økosystemtjenester fra våtmark. Rapport. Menon-publikasjon 42/2018. Menon Economics, Oslo.
- Malmer, N. & Wallén, B. 1999. The dynamics of peat accumulation on bogs: mass balance of hummocks and hollows and its variation throughout a millennium. *Ecography* 22: 736-750.
- Malmer, N., Johansson, T., Olsrud, M., & Christensen, T. R. 2005. Vegetation, climatic changes and net carbon sequestration in a North- Scandinavian subarctic mire over 30 years. *Global Change Biology* 11: 1895-1909.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – *Gunneria* 63: 1-451, 1 kart.
- Moen, A. 1999. Slåtte- og beitemyr. I Norderhaug, A. (red.): Skjøtselboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker, s. 153-164. Landbruksforlaget, Oslo.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2011. Faglig grunnlag til handlingsplan for høgmyr i innlandet (typisk høgmyr). NTNU Vitenskapsmuseet Rapport Botanisk Serie 2011-3. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim.
- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2012. Boreal rich fen vegetation formerly used for haymaking. *Nordic Journal of Botany* 30: 226-240.



- Moen, A., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2015. Hay crop of boreal rich fen communities traditionally used for haymaking. *Folia Geobotanica* 50: 25-38.
- Mossberg, B. & Stenberg, L. 2007. Gyldendals store nordiske flora. Gyldendal Norsk Forlag AS, Oslo.
- Myhre, B. & Øye, I. 2002. Norges landbrukshistorie I. 4000 f.Kr.-1350 e.Kr – Jorda blir levevei. Det Norske Samlaget, Oslo.
- Mälson, K. Sundberg, S. & Rydin, H. 2010. Peat disturbance, mowing, and ditch blocking as tools in rich fen restoration. *Restoration Ecology* 18, S.I. 2: 469-478.
- Nilsen, Ø. 2009. Varangersamene. Varanger samiske museum, Varangerbotn.
- Norderhaug, A. (red.) 1999. Skjøtselboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A. 2010. Indirekte indikatorer åpent lavland. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010, s. 78-80. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Normand, S., Høye, T.T., Forbes, B.C., Bowden, J.J., Davies, A.L., Odgaard, B.V., Riede, F., Svenning, J.-C., Treier, U.A., Willerslev, R. & Wischniewski, J. 2017. Legacies of historical human activities in Arctic woody plant dynamics. *Annual Review of Environment and Resources* 42: 541-567.
- Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-Utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Nybø, S. 2015. Påvirkningsfaktorer. I Pedersen, B. & Nybø S. (red.): Naturindeks for Norge 2015 – økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling, s. 27-29. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for vurdering av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. Regjeringen, Oslo. Tilgjengelig på: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/fagsystem-for-fastsetting-av-god-okologisk-tilstand/id2558481/> (sist besøkt 5.8.2019).
- Nybø, S., Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Naturindeks, hovedresultater og kunnskapsbehov. I Nybø, S. (red.): Naturindeks for Norge 2010. DN-Utredning 3-2010, s. 9-24. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Nybø, S., Pedersen, B., Skarpaas, O., Aslaksen, I., Bjerke, J.W., Certain, G., Edvardsen, H., Framstad, E., Garnåsjordet, P.A., Granhus, A., Gundersen, H., Henriksen, S., Hovstad, K.A., Jelmer, A., McBride, M.M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015a: Beskrivelse av hovedøkosystemene og deres referansetilstand. I: Pedersen, B. & Nybø, S. (red.): Naturindeks for Norge 2015 – økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling, s. 21-26. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Nybø, S., Pedersen, B., Skarpaas, O., Aslaksen, I., Bjerke, J.W., Certain, G., Edvardsen, H., Framstad, E., Garnåsjordet, P.A., Granhus, A., Gundersen, H., Henriksen, S., Hovstad, K.A., Jelmer, A., McBride, M.M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015b. Økologisk rammeverk. I: Pedersen, B. & Nybø S. (red.): Naturindeks for Norge 2015 – økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling, s. 11-20. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Nybø, S., Gundersen, H., Hassel, K., Hovstad, K.A., Johansen, L., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015c. Datakilder for naturindeks. I: Pedersen, B. & Nybø S. (red.): Naturindeks for Norge 2015 – økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling, s. 37-40. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Odland, A. & del Moral, R. 2002. Thirteen years of wetland vegetation succession following a permanent drawdown, Myrkdalen Lake, Norway. *Plant Ecology* 162: 185-198.
- Olofsson, J., Kitt, H., Rautiainen, P., Stark, S. & Oksanen, L. 2001: Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* 24:13-24.



- Olsen, S.L., Töpper, J.P., Skarpaas, O., Vandvik, V. & Klanderud, K. 2016. From facilitation to competition: Temperature-driven shift in dominant plant interactions affects population dynamics in semi-natural grasslands. *Global Change Biology* 22: 1915-1926.
- Parmentier, F.-J., Rasse, D., Lund, M., Bjerke, J.W., Drake, B.G., Weldon, S., Tømmervik, H. & Hansen, G.H. 2018. Vulnerability and resilience of the carbon exchange of a subarctic peatland to an extreme winter event. *Environmental Research Letters* 13: 065009.
- Pedersen, B. & Aarrestad, P.A. (red.) 2012. Program for miljøovervåking Tjeldbergodden. Overvåking av jord, vegetasjon og epifytter 2011. NINA Rapport 861. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Pedersen, B., Bjerke, J.W., Pedersen, H.C., Brandrud, T.E., Gjershaug, J.O., Hanssen, O., Lyngstad, A. & Øien D.-I. 2018. Naturindeks for Norge – fjell og våtmark. Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder. NINA Rapport 1462. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Reitan, O., Aarrestad, P.A., Gjershaug, J.O., Stabbetorp, O.E. & Hagen, D. 2014. Verneplan for Hjerkinns skytefelt – kunnskapsstatus for naturtyper, flora og fugleliv. NINA Rapport 1088. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Resvoll, T.R. 1929. *Rubus chamaemorus* L.: a morphological-biological study. *Nyt Magazin for Naturvidenskaberne*, B, 68: 56-129.
- Ross, L.C., Speed, J.D.M., Øien, D.-I., Grygoruk, M., Hassel, K., Lyngstad, A. & Moen, A. 2019. Can mowing restore boreal rich-fen vegetation in the face of climate change? *PLoS ONE* 14: e0211272.
- Røed, K. H., Bjørnstad, G., Flagstad, Ø., Haanes, H., Hufthammer, A. K., Jordhøy, P. og Rosvold, J. 2014. Ancient DNA reveals prehistoric habitat fragmentation and recent domestic introgression into native wild reindeer. *Conservation Genetics* 15: 1137-1149.
- Sandvik, S.M. & Odland, A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. *Nordic Journal of Botany* 32: 377-384.
- Schrautzer, J., Fichtner, A., Huckauf, A., Rasran, L. & Jensen, K. 2011. Long-term population dynamics of *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó after abandonment and re-introduction of mowing. *Flora* 206: 622-630.
- Shimmings, P. 2019. Storspove er Årets fugl 2019: hvor er de nå om vinteren? Norsk ornitologisk forening, Trondheim. Tilgjengelig på: <http://www.birdlife.no/fuglekunnskap/nyheter/?id=2234> (sist besøkt 21.6.2019).
- Shimmings, P. & Øien, I.J. 2015. Bestandsestimater for norske hekkefugler. NOF-rapport 2-2015. Norsk ornitologisk forening, Trondheim.
- Sletvold, N., Øien, D.-I. & Moen, A. 2010. Long-term influence of mowing on population dynamics in the rare orchid *Dactylorhiza lapponica*: The importance of recruitment and seed production. *Biological Conservation*: 143: 747-755.
- Sommersel, G.-A. & Skottvoll, B. S. 2014. Kartlegging av naturtyper i Tromsø kommune, Troms fylke. Ecofact rapport 348. Ecofact Nord as, Tromsø.
- Souchay, G. & Schaub, M. 2016. Investigating rates of hunting and survival in declining European lapwing populations. *PLoS One* 11, 9: e0163850.
- 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: e0217166.
- Strann, K.-B. & Bakken, V. 2004. Hekkefuglatlas for Troms. Norsk institutt for naturforskning, Tromsø.
- Strann, K.-B. & Bjerke, J.W. 2010. Orkideer i Nord-Norge. Arctic Research and Consulting DA, Nordkjosbotn, Våler.
- Stuart-Smith, A.K., Bradshaw, C.J.A., Boutin, S., Hebert, D. M. & Rippin, A.B. 1997. Woodland caribou relative to landscape patterns in northeastern Alberta. *Journal of Wildlife Management* 61: 622-633.

- Staaland, H. & Sæbø, S. 1993. Forage diversity and nutrient supply of reindeer. *Rangifer* 13:169-177.
- Svensson, G. 1988. Bog development and environmental conditions as shown by the stratigraphy of Store Mosse mire in southern Sweden. *Boreas* 17: 89-111.
- Swanson, D.K. & Grigal, D.F. 1988. A simulation of mire patterning. *Oikos* 53: 309-314.
- Thannheiser, D., Tømmervik, H., & Wehberg, J. 2005. The vegetation changes and recent impact on the mountain birch forest during the last 40 years. - I Wielgolaski, F.E. (red.), *Plant ecology, herbivory, and human impact in Nordic mountain birch forests*, s. 235-254. Springer-Verlag, Berlin.
- Tretvik, A.M. & Krogstad, K. 1999. Historisk studie av utmarkas betydning økonomisk og sosialt innen Tågdalen naturreservat for Dalsegg-grenda i Øvre Surnadal. Rapport botanisk serie 1999-2. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Trondhjems turistforening 1994. Seterdrift i Trollheimen. I Trondhjems Turistforening Årbok 1994: 88-89. Trondhjems Turistforening, Trondheim.
- Tømmervik, H. & Riseth, J.Å. 2011. Historiske tamreintall I Norge fra 1800-tallet fram til I dag. NINA Rapport 672. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E., Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the mountain birch forests due to climate and/or grazing. *Arctic, Antarctic & Alpine Research* 36: 322-331.
- Tømmervik, H., Dunfjeld, S., Olsson, G. A. & Nilsen, M.Ø. 2010. Detection of ancient reindeer pens, cultural remains and anthropogenic influenced vegetation in Byrkije (Børgefjell) mountains, Fennoscandia. *Landscape and Urban Planning* 98: 56-71.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Karlsen, S.R. & Ihlen, P.G. 2011. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok 1998-2005-2010 – Resultater fra feltrutene. NINA Rapport 745. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Laustsen, K., Johansen, B. & Karlsen, S.R. 2014. Overvåking av vinterbeiter i indre Finnmark 2013: resultater fra feltrutene. NINA Rapport 1066. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Park, T., Hanssen, F. & Myneni, R. 2019. Legacies of historical exploitation of natural resources are more important than summer warming for recent biomass increases in a boreal-arctic transition region. *Ecosystems*, i trykk. doi: 10.1007/s10021-019-00352-2.
- Töpper, J.P., Meineri, E., Olsen, S.L., Rydgren, K., Skarpaas, O. & Vandvik, V. 2018. The devil is in the detail: non-additive and context-dependent plant population responses to increasing temperature and precipitation. *Global Change Biology* 24: 4657-4666.
- Universitetet i Bergen & Språkrådet 2018. Bokmålsordboka og Nynorskordboka. Tilgjengelig på: <https://ordbok.uib.no/> (sist besøkt 5.8.2019).
- Velle, L.G. & Vandvik, V. 2012. Succession after prescribed burning in coastal *Calluna* heathlands along a 340-km latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 25: 546-558.
- Velle, L.G., Nilsen, L.S. & Vandvik, V. 2012. The age of *Calluna* stands moderates post-fire regeneration rate and trends in northern *Calluna* heathlands. *Applied Vegetation Science* 15: 119-128.
- Velle, L.G., Nilsen, L.S., Norderhaug, A. & Vandvik, V. 2014. Does prescribed burning result in biotic homogenization of coastal heathlands? *Global Change Biology* 20: 1429-1440.
- Viken, K.O. 2017. Landsskogtakseringens feltinstruks. NIBIO Bok 3, 5. Norsk institutt for bioøkonomi, Ås.
- Vorren, K.-D. 2017. The first permafrost cycle in Færdesmyra, eastern Finnmark, Norway?. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 71: 114-121.
- Wegge, B. & Brendbakken, B. 2005. Fjelldalen – friluftsliv, jakt og fiske i Einunndalen. Naturforlaget.
- Wehn, S. & Karlsen, S.R. 2018. GLORIA Norge: 2017. Overvåking av vegetasjon og vekstsesong. NIBIO Rapport 4, 107. Norsk institutt for bioøkonomi, Ås.

- Wehn, S., Holten, J.I. & Karlsen, S.R. 2016. Norsk fjellnatur - fra kyst til innland, fra sør til nord. GLORIA-Norge, et overvåkingsprogram for fjellvegetasjon – årsrapport for 2014. NIBIO Rapport 2, 11. Norsk institutt for bioøkonomi, Ås.
- Wehn, S., Johansen, L. & Isaksen, K. 2017. Naturindeks – videreutvikling og styrking av datagrunnlag for fjell. Data fra overvåkingsprosjektet GLORIA-NORGE. NIBIO Rapport 3, 157. Norsk institutt for bioøkonomi, Ås.
- Øien, D.-I., Pedersen, B., Kozub, Ł., Goldstein, K. & Wilk, M. 2018. Long-term effects of nutrient enrichment controlling plant species and functional composition in a boreal rich fen. *Journal of Vegetation Science* 29: 907-920.
- Aarrestad, P.A., Frisvoll, A. & Eilersten, O. 1996. Overvåking av ombrotrof myr, Havmyran – Hitra 1995. Undersøkelser av vegetasjon, torv og myrvann. NINA Oppdragsmelding 423. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hagen, D. & Tømmervik, H. 2006. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – grunnlagsundersøkelser 2006. NINA Rapport 210. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Wilmann, B., Brandrud, T.E. & Bakkestuen V. 2007. Kalking av bakkemyr og fuktig røsslyngfuruskog. Dose-responsforsøk i Espedalen, Flekke-Guddal 2002-2006. NINA Rapport 232. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Wilmann, B. 2008. StatoilHydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser 2008. NINA Rapport 421. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Often, A., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Tømmervik, H. & Økland, T. 2010. Karplanter. I Nybø, S. (red.): Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010", s. 35-50. DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Hak, C., Lunder, H., Myklebost, H.E., Westergaard, K.B. & Åström, J. 2014. Statoils miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser i 2013. NINA Rapport 1017. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Töpper, J.P. 2017. Miljøovervåkingsprogram for Ormen Lange landanlegg – Nyhamna, Gossa. Overvåking av vegetasjon og jord – endringer fra 2008 til 2016. NINA Rapport 1348. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Töpper, J. P., Chala, D., Often, A., Olsen, S.L., Myklebost, H.M. & Stabbetorp, O.E. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. I: Framstad, E. (red.): Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Sammenfatning av resultater, s. 22-35. – NINA Rapport 1376. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

## Vedlegg

**Vedlegg 1.** Arter som benyttes for utvikling av indikatoren «andel av karakterarter for våtsnøleie og snøleiekilde som er på rødlisten». Artslistene er hentet fra Artsdatabankens nettsider om hhv. våtsnøleie og snøleiekilde (hentet 18.6.2019). Lista er supplert med arter listet av Fremstad (1998) for vegetasjonstypene fattig våtsnøleie og rikt våtsnøleie

Art - norsk navn	Slekt	Artsepitet	Rødlistestatus
Ranksnømose	<i>Anthelia</i>	<i>julacea</i>	LC
Krypsnømose	<i>Anthelia</i>	<i>juratzkana</i>	LC
Fjellskrinneblom	<i>Arabis</i>	<i>alpina</i>	LC
Svarttopp	<i>Bartsia</i>	<i>alpina</i>	LC
Harerug	<i>Bistorta</i>	<i>vivipara</i>	LC
Piggtrådmose	<i>Blepharostoma</i>	<i>trichophyllum</i>	LC
Rødmesigmose	<i>Blindia</i>	<i>acuta</i>	LC
Rosevrangmose	<i>Bryum</i>	<i>cryophilum</i>	LC
Bekkevrangmose	<i>Bryum</i>	<i>pseudotriquetrum</i>	LC
Kildevrangmose	<i>Bryum</i>	<i>weigeli</i>	LC
Stivstarr	<i>Carex</i>	<i>bigelowii</i>	LC
Rypestarr	<i>Carex</i>	<i>lachenalii</i>	LC
Jøkelstarr	<i>Carex</i>	<i>rufina</i>	VU
Snøglefsemose	<i>Cephalozia</i>	<i>ambigua</i>	LC
Breiarve	<i>Cerastium</i>	<i>cerastoides</i>	LC
Snøarve	<i>Cerastium</i>	<i>nigrescens</i>	NT
Snøskjerpe	<i>Cetrariella</i>	<i>delisei</i>	LC
Snøsyl	<i>Cladonia</i>	<i>ecmocyna</i>	LC
Hjelmmose	<i>Conostomum</i>	<i>tetragonum</i>	LC
Fjellbunke	<i>Deschampsia</i>	<i>alpina</i>	LC
Kildesildremose	<i>Dichodontium</i>	<i>palustre</i>	LC
Puteplanmose	<i>Distichium</i>	<i>capillaceum</i>	LC
Gullrublom	<i>Draba</i>	<i>alpina</i>	NT
Dvergmjølke	<i>Epilobium</i>	<i>anagallidifolium</i>	LC
Setermjølke	<i>Epilobium</i>	<i>hornemannii</i>	LC
Åkersnelle	<i>Equisetum</i>	<i>arvense</i>	LC
Snøbakkestjerne	<i>Erigeron</i>	<i>uniflorus</i>	LC
Duskmyrull	<i>Eriophorum</i>	<i>angustifolium</i>	LC
Snømyrull	<i>Eriophorum</i>	<i>scheuchzeri</i>	LC

Torvdymose	<i>Gymnocolea</i>	<i>inflata</i>	LC
Tvillingsiv	<i>Juncus</i>	<i>biglumis</i>	LC
Snøfrostmose	<i>Kiaeria</i>	<i>starkei</i>	LC
Dvergsyre	<i>Koenigia</i>	<i>islandica</i>	NT
Rødflik	<i>Lophozia</i>	<i>sudetica</i>	LC
Snøhutremose	<i>Marsupella</i>	<i>brevissima</i>	LC
Stjernesildre	<i>Micranthes</i>	<i>stellaris</i>	LC
Grannsildre	<i>Micranthes</i>	<i>tenuis</i>	NT
Tuearve	<i>Minuartia</i>	<i>biflora</i>	LC
Grusmose	<i>Oligotrichum</i>	<i>hercynicum</i>	LC
Setergråurt	<i>Omalotheca</i>	<i>norvegica</i>	LC
Dverggråurt	<i>Omalotheca</i>	<i>supina</i>	LC
Fjellsyre	<i>Oxyria</i>	<i>digyna</i>	LC
Mørkleggmoser	<i>Peltolepis</i>	<i>quadrata</i>	LC
Teppekildemose	<i>Philonotis</i>	<i>fontana</i>	LC
Snøgras	<i>Phippsia</i>	<i>algida</i>	VU
Sprikesnøgras	<i>Phippsia</i>	<i>concinna</i>	VU
Fjelltimotei	<i>Phleum</i>	<i>alpinum</i>	LC
Bremose	<i>Pleurocladula</i>	<i>albescens</i>	LC
Fjellrapp	<i>Poa</i>	<i>alpina</i>	LC
Rødknoppsnikke	<i>Pohlia</i>	<i>drummondii</i>	LC
Kaldnikke	<i>Pohlia</i>	<i>wahlenbergii</i>	LC
Fjellbinnemose	<i>Polytrichastrum</i>	<i>alpinum</i>	LC
Snøbinnemose	<i>Polytrichastrum</i>	<i>sexangulare</i>	LC
Skjøtmose	<i>Preissia</i>	<i>quadrata</i>	LC
Setergråmose	<i>Racomitrium</i>	<i>sudeticum</i>	LC
Issoleie	<i>Ranunculus</i>	<i>glacialis</i>	NT
Snøsoleie	<i>Ranunculus</i>	<i>nivalis</i>	NT
Dvergsoleie	<i>Ranunculus</i>	<i>pygmaeus</i>	LC
Jøkelsmåarve	<i>Sagina</i>	<i>nivalis</i>	LC
Setersmåarve	<i>Sagina</i>	<i>saginoides</i>	LC
Musøre	<i>Salix</i>	<i>herbacea</i>	LC
Polarvier	<i>Salix</i>	<i>polaris</i>	LC
Klobleikmose	<i>Sanionia</i>	<i>uncinata</i>	LC
Vrangnøkkemose	<i>Sarmentypnum</i>	<i>exannulatum</i>	LC

Blodnøkkemose	<i>Sarmentypnum</i>	<i>sarmentosum</i>	LC
Kratermose	<i>Sauteria</i>	<i>alpina</i>	LC
Gulsildre	<i>Saxifraga</i>	<i>aizoides</i>	LC
Knoppsildre	<i>Saxifraga</i>	<i>cernua</i>	LC
Rødsildre	<i>Saxifraga</i>	<i>oppositifolia</i>	LC
Bekkesildre	<i>Saxifraga</i>	<i>rivularis</i>	LC
Bruntvebladmose	<i>Scapania</i>	<i>hyperborea</i>	LC
Kildetvebladmose	<i>Scapania</i>	<i>uliginosa</i>	LC
Rødmakkmose	<i>Scorpidium</i>	<i>revolvens</i>	LC
Trefingerurt	<i>Sibbaldia</i>	<i>procumbens</i>	LC
Fjellsmelle	<i>Silene</i>	<i>acaulis</i>	LC
Safranlav	<i>Solorina</i>	<i>crocea</i>	LC
Fjelløvetenner	<i>Taraxacum</i>	<i>crocea</i>	NE
Myrtrompetmose	<i>Tayloria</i>	<i>lingulata</i>	LC
Bekkehoggdann	<i>Tritomaria</i>	<i>polita</i>	LC
Snøveronika	<i>Veronica</i>	<i>alpina</i>	LC

*Tilleggsarter fra Fremstad (1998)*

<b>Art – norsk navn</b>	<b>Slekt</b>	<b>Artsepitet</b>	<b>Rødlistestatus</b>
Bresotmose	<i>Andreaea</i>	<i>blyttii</i>	NT
Snøsotmose	<i>Andreaea</i>	<i>nivalis</i>	LC
Felesotmose	<i>Andreaea</i>	<i>obovata</i>	LC
Storslørsmose	<i>Asterella</i>	<i>lindenbergiana</i>	LC
Polarkarse	<i>Cardamine</i>	<i>nymanii</i>	LC
Fjellarve	<i>Cerastium</i>	<i>alpinum coll.</i>	LC
Dvergrubblom	<i>Draba</i>	<i>crassifolia</i>	EN
Snøull	<i>Eriophorum</i>	<i>scheuchzeri</i>	LC
Trinnhutremose	<i>Marsupella</i>	<i>condensata</i>	LC
Grannkildemose	<i>Philonotis</i>	<i>tomentella</i>	LC
Seterrapp	<i>Poa</i>	<i>alpigena</i>	LC
Knoppfjellrapp	<i>Poa</i>	<i>alpina var. vivipara</i>	LC
Herjedalsrapp	<i>Poa</i>	<i>x herjedalica</i>	NA
Vegnikke	<i>Pohlia</i>	<i>nutans</i>	LC
Knippegråmose	<i>Racomitrium</i>	<i>fasciculare</i>	LC
Polarsoleie	<i>Ranunculus</i>	<i>sulphureus</i>	VU

Rynkevier	<i>Salix</i>	<i>reticulata</i>	LC
Fjellveronika	<i>Veronica</i>	<i>alpina alpina</i>	LC
Høyfjellsveronika	<i>Veronica</i>	<i>alpina pumila</i>	NT

Rødlistestatus	Antall/andel
LC	84
NT	8
VU	4
EN	1
CR	0
NA	1
NE	1
Antall taksa totalt	99
Andel rødlistede	13 %







*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: 978-82-426-3438-2

## 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