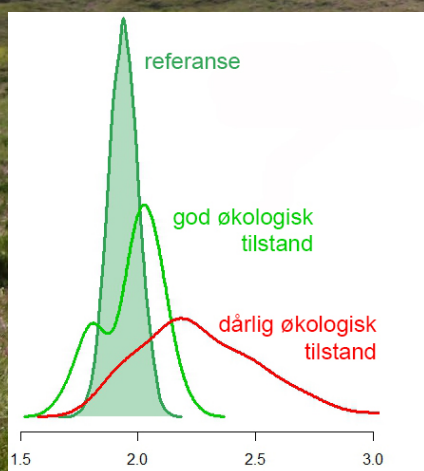


1529b

NINA Rapport

Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave)

Joachim Töpper, Liv Guri Velle, Vigdis Vandvik



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

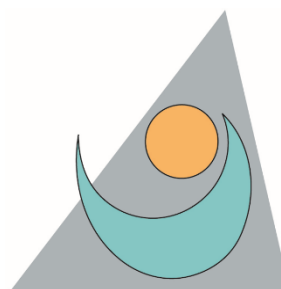
I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave)

Joachim Töpper
Liv Guri Velle
Vigdis Vandvik



MØREFORSKING
ÅLESUND



NINA

Norsk institutt for naturforskning

Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.

Bergen, desember 2018

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-3345-3

REVISJONER

Denne rapporten erstatter NINA Rapport 1529. Det er lagt til to nye figurer (figur 7 og 8), i tillegg til at det er noen endringer i flere andre figurer. Det er også gjort noen endringer i teksten, men rapportens hovedkonklusjoner er som før.

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Siri Lie Olsen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Per Arild Aarrestad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-1097|2018

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Else Løbersli

FORSIDEBILDE

Kystlynghei på Tarva, Bjugn kommune © Liv Guri Velle

NØKKEWORD

Økologisk tilstand, Ellenberg, Grime, CSR, NiN, artssammensetning, karplanter, moser, lav, Norge.

KEY WORDS

Ecological state, Ellenberg, Grime, CSR, NiN, species composition, vascular plants, mosses, lichens, Norway.

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

Thormøhlensgate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime (revidert utgave). NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning.

Naturforvaltningen trenger gode indikatorer for å vurdere naturens økologiske tilstand. Slike indikatorer er ofte basert på tilstedeværelse eller fravær av en eller noen indikatorarter eller på andre enkeltkildedata. Imidlertid kan indikatorer for økologisk tilstand basert på data fra flere arter eller hele artssammensetninger være mer robuste, mer generelle og enklere å vurdere enn indikatorer basert på enkeltart eller enkeltkildedata. Dette er spesielt relevant når flere arter kollektivt bidrar til en økologisk funksjon, har samme respons på en påvirkningsfaktor, eller når det ikke er noen eller bare noen få arter som kan være effektive indikatorer, dvs. at de både forekommer med høy nok frekvens når systemet er i en god økologisk tilstand og at de samtidig er tilstrekkelig følsomme for forverring i tilstanden. I denne rapporten har vi utviklet en metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på to slike typer indikatorverdier; Ellenbergs indikatorverdier for miljøforhold og Grimes indikatorverdier for miljøstress, forstyrrelser og konkurranse.

Vi har undersøkt om plantearters indikatorverdier i Ellenberg- og Grime-systemet kan benyttes til å utvikle indikatorer for å vurdere økologisk tilstand i ulike naturtyper. Metoden tar utgangspunkt i en referansetilstand for hver enkelt naturtype, basert på de generaliserte artslistedatasettene for karplanter og moser i Natur i Norge (NiN 2.1). Artenes tilstedeværelse og mengdeforhold i disse artslistene kombineres med artenes indikatorverdier (data fra litteraturen) og veide gjennomsnitt regnes ut for hver indikator i Ellenberg- og Grime-systemet for hver av naturtypene. Disse veide gjennomsnittene og fordelingene rundt dem utgjør forventede indikatorverdier for naturtypen i god økologisk tilstand, og disse kan brukes som en referanse for data fra feltundersøkelser eller overvåkning. Vi har undersøkt to metoder for å sette grenseverdier for om en naturtype er i god eller dårlig tilstand: i) ved å teste om et datasett fra en feltundersøkelse av plantesammensetningen faller innenfor eller utenfor et konfidensintervall for referansefordelingen, og ii) ved å beregne prosent overlap mellom fordelingen til datasettet fra feltundersøkelsen og referansefordelingen.

Resultatene viser at artssammensetningsbaserte indikatorer, her representert ved Ellenberg- og Grime-systemene, kan brukes i økologisk tilstandsvurdering. Det er likevel noen utfordringer knyttet til utviklingen av metodikken: i) Det finnes påfallende få feltdatasett fra natur i dårlig tilstand, noe som gjør det vanskelig å validere metodikken, og gjør at vi ikke kan sette empirisk baserte grenseverdier for hvilke konfidensintervaller og/eller prosent overlap som representerer god tilstand. ii) De generaliserte artslistedatasettene er ikke oppdatert i forhold til dagens naturtypeinndeling i NiN 2.1, noe som også vil påvirke referanseverdiene. iii) For å operasjonalisere disse indikatorene vil det være nødvendig med et utviklingsarbeid for å fastslå hvilke Ellenberg-Grime- og andre typer indikatorer som vil kunne være gode (det vil si tilstrekkelig sensitive og presise) indikatorer for forskjellige naturtyper og naturtypenivåer, og hva grenseverdiene bør være i hvert enkelt tilfelle. iv) Vi trenger sannsynligvis regionaliserte artslister og grenseverdier, i hvert fall for noen naturtyper og indikatorer.

Joachim Töpper (joachim.topper@nina.no), Norsk institutt for naturforskning (NINA), Thormøhlensgate 55, 5008 Bergen.

Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforskning Ålesund, Borgundvegen 340, 6009 Ålesund.

Vigdis Vandvik (vigdis.vandvik@uib.no), Institutt for Biovitenskap, Universitetet i Bergen, Postboks 7803, 5020 Bergen.

Abstract

Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Developing a method for assessment of ecological state based on indicator values after Ellenberg and Grime (revised edition). NINA Report 1529b. Norwegian Institute for Nature Research.

Nature conservation and management need good metrics for assessing the ecological state and condition of ecosystems. Such indicators are often based on the presence or absence of one or a few indicator species, or on other single-source data. However, indicators for ecological state or condition based on data from multiple species or entire species compositions can be more robust, more general, and easier to assess than indicators based on single species or single-source data. This is particularly relevant when several species collectively contribute to an ecological function, have the same response to a driver, or when there are no or only a few species that can be efficient indicators (i.e. they both occur with a high enough frequency when the system is in a good ecological state and at the same time are sufficiently sensitive to deterioration in the state). In this report, we have developed a methodology for ecological condition assessment based on two types of indicators; Ellenbergs indicator values for environmental conditions, and Grimes indicator values for stress, disturbance and competition.

We have investigated whether the plant indicator values in the Ellenberg system and Grime system can be used to develop indicators to assess ecological state in Norwegian ecosystem types. The method makes use of data on the reference-state species composition for each ecosystem type, based on the generalized species list data for plants and bryophytes in Nature in Norway (NiN 2.1). The species presence and abundances in these species lists are combined with the species indicator values (data from the literature) and a community-weighted average is calculated for each indicator variable and ecosystem type. These weighted averages and the distributions around them represent expected indicator values for ecosystem types in good ecological condition and can be used as a reference against which to compare data from field surveys. We examine two approaches for setting quantitative limits for good ecological condition: i) testing whether a data set from a field survey falls within or outside a confidence interval for the reference distribution, and ii) by calculating percent overlap between the distribution of the data sets from the field survey and the reference distribution.

Our results show that species composition-based indicators, represented here by Ellenberg and Grime, can be used in assessing ecological condition. However, there remain some challenges in developing the methodology: i) There are strikingly few field data sets available from nature in poor ecological state, making it difficult to validate the methodology and preventing us from setting empirically-based limits for good condition in terms of confidence intervals and / or percent overlap. ii) The generalized species list data sets are not updated with respect to NiN 2.1, which will affect the reference values. iii) To operationalize these indicators, methodological development will be necessary. First, to determine which Ellenberg- and Grime indicators, and other types of species indicator values, that could provide good indicators of good ecological state (i.e. be both sensitive and precise) for different ecosystem types, and second, for setting limits for good condition for these indicators. iv) We probably need regionalized species lists and limit values, at least for some nature types and indicators.

Joachim Töpper (joachim.topper@nina.no), Norwegian Institute for Nature Research (NINA), Thormøhlensgate 55, N-5008 Bergen.

Liv Guri Velle (liv.guri.velle@moreforsk.no), Møreforsking Ålesund, Borgundvegen 340, N-6009 Ålesund.

Vigdis Vandvik (vigdis.vandvik@uib.no), Department of Biological Sciences, University of Bergen, P.O. Box 7803, N-5020 Bergen.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning.....	7
2 Metodikk	10
2.1 Sette indikatorverdier for referansetilstanden	10
2.2 Teste om empiriske data sammenfaller med referansetilstandene	10
3 Resultater og diskusjon.....	12
3.1 Testdatasett sammenlignet med referanseverdier.....	12
3.1.1 Semi-naturlig eng.....	12
3.1.2 Semi-naturlig strandeng.....	13
3.1.3 Kystlynghei.....	14
3.1.4 Nedbørsmyr	15
3.1.5 Skogsmark	17
3.2 Bruk av Ellenberg- og Grime-indikatorer for økologisk tilstandsvurdering.....	18
3.3 Referanseverdier basert på GAD	20
3.4 Grenseverdier for god økologisk tilstand.....	22
3.5 Tilnærmingen fungerer – mer data er nødvendig.....	23
4 Referanser.....	24

Forord

Klima- og miljødepartementet (KLD) har gjennom et ekspertråd fått utarbeidet et forslag til et helhetlig fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). Dette fagsystemet baserer seg på naturvitenskapelige indikatorer og på eksisterende kunnskap om tilstand og utvikling i norske økosystemer. I tillegg bygger det videre på, og supplerer, eksisterende relevante klassifiseringssystemer. Arbeidet inngår som et verktøy i den norske handlingsplanen for naturmangfold, der hovedmålet er at økosystemene skal ha god tilstand for å kunne bevare biologisk mangfold og levere økosystemtjenester.

I en videre oppfølging av fagsystemet utarbeides det forslag til indikatorer for god økologisk tilstand av naturtyper i Norge. Denne rapporten utgjør en del av underlagsmaterialet for dette utviklingsarbeidet. I rapporten tester og vurderer vi hvordan funksjonelle artsegenskaper som Ellenberg- og CSR-verdier kombinert med artssammensetningen av karplanter og moser kan brukes til å framstille indikatorer for god tilstand. Vi gjør videre innledende undersøkelser av hvilke indikatorverdier som ser ut til å fungere innenfor et utvalg av naturtyper, og vi skisserer det utviklings- og valideringsarbeidet som er nødvendig før disse indikatorene kan tas i bruk.

Vi takker Rob Lewis, Brian J. Enquist og Rune Halvorsen for faglig innspill til konseptet. NIBIO og Hanne Sickel takkes for bruk av 3Q-datasettet på semi-naturlig eng, Marianne Evju for bruk av strandeng data, og AS Norske Shell for bruk av overvåkingsdata fra Ormen Lange Landanlegg.

Prosjektet er finansiert av Miljødirektoratet og ble initiert av Signe Nybø i NINA.

Bergen, desember 2018

Joachim Töpper, Liv Guri Velle og Vigdis Vandvik

1 Innledning

Enkeltartenes økologiske preferanser og/eller tåleevne langs forskjellige miljøgradienter, sammen med artenes ulike påvirkninger på hverandre, bestemmer artssammensetningen i økosystemene. Dermed er tilstedeværelse og mengdeforhold av bestemte arter og artsgrupper definierende for hvordan vi deler inn og avgrenser naturtyper og naturtypesystemer, som for eksempel i det norske systemet Natur i Norge (NiN; Halvorsen mfl. 2016). Tilstedeværelse og mengdeforhold av forskjellige arter varierer også på en finere skala innenfor naturtypene, og også her er miljøforhold og artenes påvirkning på hverandre bestemmende for variasjonen. Dermed kan arters tilstedeværelse og mengdeforhold fungere som indikatorer for økologisk tilstand i økosystemene. Artsbasert informasjon brukes allerede rutinemessig i ulike former for overvåkning og kartlegging, for eksempel brukes data på en rekke arter av dyr og planter i Naturindeksen (Pedersen & Nybø 2015). Informasjon om grupper av arter, som for eksempel rødlistede arter eller fremmede arter, kan også brukes i slike indikatorer.

For artsgrupper med mange funksjonelt ekvivalente arter, slik som karplanter, kan det imidlertid være problematisk å velge ut enkelte arter eller grupper av et fåtall arter som kan fungere som gode indikatorer for økologisk tilstand. Dette gjelder særlig når flere arter samlet bidrar til en økologisk funksjon, når flere arter responderer likt på en påvirkning, når økologisk tilstand kan være påvirket av flere forskjellige drivkrefter, og/eller når det ikke finnes en enkelt eller et fåtall arter som både er sensitive overfor en påvirkning og samtidig har en høy sannsynlighet for å være til stede eller opptre på en bestemt måte dersom systemet er i god økologiske tilstand. Dette gjør det vanskelig å bruke endringer i forekomst og mengdeforhold av enkeltarter som generelle indikatorer for økologisk tilstand og for endring i økologisk tilstand. I tillegg vil forskjellige arter være sensitive overfor forskjellige påvirkninger, noe som gjør at man vil kunne trenge forskjellige indikatorarter for å fange opp endringer som skyldes forskjellige typer påvirkninger, og dermed potensielt ende opp med lange lister av arter som må overvåkes for å kunne si noe om effekten av pågående eller fremtidige kjente eller ukjente miljøendringer på økologisk tilstand. Den indikatorartsbaserte metodikken som presenteres i denne rapporten, er basert på arter som indikatorer, men tar et motsatt utgangspunkt: Istedenfor å lete etter spesifikke sensitive og representative enkeltarter som kan fungere som indikatorer, regner vi ut indikatorverdier basert på hele artssammensetningen av høyere planter (og i noen tilfeller moser og lav).

En måte er å kombinere informasjon fra mange arter gjennom å utvikle syntetiske indikatorer for økologisk tilstand. Slike syntetiske indikatorer basert på data fra flere arter, eller på hele artssammensetningen innenfor en eller flere artsgrupper, kan være både mer robuste, mer sensitive ovenfor flere typer påvirkninger, og enklere å samle inn og vurdere enn indikatorer basert på data fra enkeltarter eller enkeltbestander (Ewald 2003). Disse verdiene kan regnes ut som det veide gjennomsnittet ($\sum[\text{hver arts mengde} \times \text{artens indikatorverdi}] / \sum \text{alle artsmengder}$) av alle tilstedeværende arter. Det er imidlertid flere utfordringer med slike syntetiske indikatorer på tvers av arter. Hvilke arter eller artsgrupper skal indikatorene baseres på, hvordan kan man kombinere informasjon på en slik måte at den gir presis informasjon om tilstand og eventuelt påvirkningsfaktorer som har ført til endringer i tilstand, hvordan fastsetter man indikatorverdien til alle de involverte artene for forskjellige aspekter av økologisk tilstand, hvordan skal man fastsette grenseverdier for hva som er god og dårlig økologisk tilstand, og hvilke aspekter av god økologisk tilstand kan indikatoren si noe om?

Et interessant utgangspunkt for å illustrere og utforske disse problemstillingene, er eksisterende systemer for artsspesifikke miljøindikatorverdier, som for eksempel Ellenbergs indikatorverdier (Ellenberg 1974). Dette er erfaringsbaserte indikatorverdier for hvordan høyere planter responderer på miljøfaktorene temperatur (T), lys (L), pH (R), fuktighet (F), nitrogentilgang (N) og saltinnhold (S) i jorda (Ellenberg mfl. 1991). For hver av disse miljøfaktorene finnes det publiserte lister over de aller fleste europeiske plantearters Ellenbergverdi (Ellenberg 1974). Disse verdiene beskriver artenes optimum langs en ni-punkts skala der 1 er lav verdi og 9 er høy verdi for den

aktuelle miljøfaktoren. Artenes verdi er altså et estimat på optimum for artenes realiserte økologiske nisje basert på artenes dose-respons kurver knyttet til ulike miljøvariabler eller påvirkninger.

Et eksempel på en Ellenberg indikatorverdi som man kan forvente å gi informasjon om endring av økologisk tilstand, er Ellenberg L (lys) i semi-naturlig eng. Dersom arealbruken endres, eksempelvis at tradisjonell hevd i form av beite og/eller slått opphører, vil lyskrevende arter erstattes av skyggetolerante gjengroingsarter. Akkurat hvilke arter som fantes i enga og i omgivelsene i utgangspunktet, og dermed hvilke arter som øker og minker etter driftsopphør, kan variere fra eng til eng, basert både på tilfeldigheter og på andre miljøforhold som berggrunn, klima, produktivitet og fuktighetsforhold. eksemplet med semi-naturlig eng og bruksopphør vil vi altså forvente at den veide gjennomsnittsverdien for Ellenbergs lysindikator vil minke etter bruksopphør, fordi lyskrevende arter (høy indikatorverdi for lys) minker eller forsvinner mens skyggetålende arter (lav indikatorverdi for lys) øker. Etter som alle arter i systemet er assosiert med en Ellenberg-verdi, vil denne indikatoren fange opp endringer i lysforhold uavhengig av hvilke spesifikke lyskrevende og skyggetålende arter som er tilstede eller ikke i systemet. Det gjør at indikatoren potensielt vil være robust, sensitiv og sammenlignbar på tvers av systemer med svært forskjellig spesifikk artssammensetning.

Ellenberg-verdiene ble opprinnelig utviklet for høyere planter i sentral-Europa basert på deres realiserte utbredelser langs miljøgradienter, og de har senere blitt modifisert og tilpasset forskjellige regioner i Europa (Hill mfl. 1999, Diekmann 2003, Ewald 2003) og også utviklet for moser (Hill mfl. 2007) og lav (Wirth 1991). Ellenberg-verdier for plantesamfunn er vist å være sensitive for miljøendringer (Diekmann 2003) og samtidig robuste for utelatelse av sjeldne arter (Ewald 2003). Bruk av Ellenberg-verdier kan derfor være en enkel og kostnadseffektiv måte å overvåke et plantesamfunn på sammenlignet med å følge alle enkeltarter over tid (Arrestad & Stabbetorp 2010). Registrering av karplanter med fokus på relativt vanlige arter kan på denne måten gi indikatorer som har utsagnskraft både om endringer i temperatur, fuktighet, forsuring, nitrogenedfall og saltpåvirkning.

Det finnes i tillegg andre systemer for indikatorer eller klassifiseringer av arter som kan brukes som indikatorer på en tilsvarende måte. Et eksempel er Grimes CSR trekantteori, som klassifiserer arter etter deres respons på det Grime anser som de to grunnleggende og strukturerende økologiske prosessene i plantesamfunn: stress (definert som artens evne til å tåle kronisk lav tilgjengelighet på viktige ressurser som for eksempel næringsstoffer eller vann) og forstyrrelse (definert som artens evne til å tåle fysiske forstyrrelser, for eksempel gjennom beite, tråkk, vind eller andre direkte fysiske påvirkninger som fører til tap av biomasse) (Grime 1974, Hunt mfl. 2004). Grime argumenterer for at planter kan tåle høye verdier av *enten* stress *eller* forstyrrelse, men ikke begge to, noe som gir tre grunnleggende livsstrategier for planter: stresstolerante (S) arter tåler kronisk lav ressurstilgang og har lav vekstrate og konservative strategier, ruderales (R) arter tåler hyppige forstyrrelser gjennom å ha rask vekstrate, men som også er småvokste og dermed ha en kort livssyklus, mens den tredje strategien, kompetitive arter (C), består av arter som har rask vekst og blir storvokste slik at de er i stand til å monopolisere lys og ressurser. Hver art tilordnes en verdi mellom 0 og 1 for C, S og R, slik at arten får en unik posisjon i en triangulær ordinasjon av de tre strategiene (Grime 1974). Brukt på en tilsvarende måte som Ellenbergverdiene vil dermed Grimes CSR strategier kunne fungere som indikatorer på (endringer i) forstyrrelser og ressurstilgang.

Endringer i økosystemenes tilstand kan fanges opp enten ved at man følger et system over tid, eller ved at man sammenligner et system mot en referansetilstand. En mulig kilde til data på referansetilstand for norsk natur er de generaliserte artslistedatasettene (se nedenfor) for de forskjellige naturtypene i Natur i Norge (NiN 2.1). Grunnen til at Natur i Norge egner seg til nettopp dette, er at det er et klassifiseringssystem basert på økologisk kontinuumteori (Halvorsen 2012, Austin 1999, McIntosh 1967) med et kvantitativt testbart rammeverk på både økosystem- og landskapsnivå (det siste systemet er under utvikling). På økosystemnivå defineres NiN-ty-

pene av artssammensetning og lokale miljøgradienter, samt andre karakteriserende kilder til variasjon (Halvorsen mfl. 2016). I NiN ble det utviklet metoder for å evaluere om en gitt lokalitet ligger innenfor de grunnleggende økosystemtypene, i hovedsak basert på artssammensetning og mengdeforhold av karplanter og moser. I kjernen av dette utviklingsarbeidet finner man de generaliserte artsdatalistene. Dette er hypotetiske artslister for naturtypene i NiN 2.1 laget av eksperter. De er basert på en rekke datasett og ekspertvurderinger og har blitt testet statistisk for å gi en testbar og objektiv (i den forstand at trinndelingen langs økologiske gradienter og inndelingen i hoved- og grunntypenivåene skal være sammenlignbar med hensyn på hvor store endringer i artssammensetning som kreves for å komme over i en ny type eller et nytt system, på tvers av systemer) inndeling av naturtyper i det nåværende NiN 2.1.

I denne rapporten undersøker vi om Ellenbergs og Grimes indikatorverdier kan brukes i kombinasjon med de generaliserte artslistedatasettene fra NiN 2.1 til å utvikle indikatorer for god økologisk tilstand for NiN-naturtyper. Metodikken har tre trinn:

- Først bruker vi de generaliserte artslistedatasettene fra NiN 2.1 til å estimere forventede indikatorverdier for Ellenbergs og Grimes indikatorer. De forventende indikatorverdiene er gitt som den veide gjennomsnittlige indikatorverdien basert på angitte mengdeverdier av alle artene i NiN-artslistene. Vi bruker en randomiseringstest til å generere en fordeling av forventede indikatorverdier for naturtypen i god økologisk tilstand for å ta hensyn til at ikke alle arter vil være til stede på alle lokaliteter.
- Vi sammenligner deretter disse fordelingene med data fra empiriske undersøkelser i felt, der vi har kunnskap om økologisk tilstand basert på ekspertvurdering.
- Vi utforsker til slutt to metodikker for å fastsette grenseverdier for god økologisk tilstand, basert på konfidensintervall og prosent overlapp mellom fordelingene.

Til slutt diskuterer vi mulighetene og utfordringene ved å bruke slike indikatorer og skisserer videre behov og muligheter for utvikling av metodikken og for å teste gyldighet og utvikle empirisk baserte grenseverdier for hver enkelt naturtype og indikator.

2 Metodikk

2.1 Sette indikatorverdier for referansetilstanden

For å sette referansetilstander for et utvalg av naturtyper brukte vi de generaliserte artslistedatasettene (GAD) som har blitt utviklet i regi av Natur i Norge for å teste naturtypehypoteser på forskjellige nivåer (Halvorsen 2015). Vi valgte å avgrense arbeidet vårt til følgende hovedtyper i NiN 2.1: skogsmark (T4), kystlynghei (T34), semi-naturlig strandeng (T33), semi-naturlig eng (T32) og nedbørsmyr (V3). Dette er naturtyper der vi i tillegg til GAD har empiriske testdatasett fra feltundersøkelser, og der vi har hatt eksperter som kan uttale seg om økologisk tilstand.

For hver av naturtypene i utvalget beregnet vi potensielle grenseverdier for god og dårlig tilstand basert på fordelinger av indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. Vi benyttet oss av Ellenberg-verdier for karplanter (Hill mfl. 1999), moser (Hill mfl. 2007) og lav (Wirth 1991), samt CSR-verdier etter Grime for karplanter (Grime 1974, Hunt mfl. 2004). Fra Ellenberg-systemet benyttet vi verdiene for lys (L), fuktighet (F), pH (R), nitrogen (N), saltholdighet (S) og tungmetaller (HM; disse finnes bare for moser). Fra Grime-systemet benyttet vi verdiene for konkurranse (CSR-C), stresstoleranse (CSR-S) og forstyrrelse (CSR-R).

For hver av de generaliserte artslistene (Halvorsen 2015) og indikatorene (se ovenfor) regnet vi ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi: vi multipliserte hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summerte disse verdiene, og delte på summen av mengder.

De generaliserte artslistedatasettene inneholder en optimal sammensetting av arter som det ikke er sannsynlig at man finner innen hver enkelt lokalitet i naturen. Vi benyttet oss derfor av bootstrapping for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i GAD. Vi re-samlet hver artsliste 10 000 ganger, og i hver runde samlet vi tilfeldig 2/3 av artene i den respektive artslisten. Dominante arter (i.e. mengde ≥ 4 på en skala fra 1:6) i respektive hovedtyper ble ikke bootstrappet og var med i hvert utvalg. For hver bootstrap beregnet vi gjennomsnittlig indikatorverdi, og vi endte dermed opp med 10 000 veide gjennomsnitt per artsliste og indikatorverdi som vi illustrerer i denne rapporten som tetthetsfordelinger for hver kombinasjon av indikatorene og GAD-ene. De resulterende indikatorfordelingene for hver GAD ble utført på grunntypenivå, men kan slås sammen for å få fordelinger på hovedtypenivå. Man må være oppmerksom på at det i de fleste hovedtyper ikke er fullstendig samsvar mellom de generaliserte artsdatalistene og grunntypeinndelingen.

Denne referansetilstanden (basert på GAD, se ovenfor) utgjør et hypotetisk optimum for naturtypen, og det må derfor defineres grenser, eller en fordeling rundt dette optimumet, for hvilke verdier for hver av indikatorene som kan sies å være innenfor det vi anser for å være god økologisk tilstand. Observasjoner som faller utenfor dette området vil da kunne sies å være i dårlig økologisk tilstand. Disse grensene kan enten fastsettes generisk (det vil si ved å sette en a priori verdi, for eksempel som et gitt konfidensintervall rundt referansefordelingen, eller som sammenfallende med en gitt prosentandel av referansefordelingen). Alternativt kan grensene fastsettes empirisk, gjennom å bestemme grenseverdier ved hjelp av testdatasett som representerer det eksperter har vurdert til å være henholdsvis god eller dårlig tilstand.

2.2 Teste om empiriske data sammenfaller med referansetilstandene

For å kunne teste om fordelingene fra referansetilstandene basert på GAD kan brukes til å skille mellom naturtyper som eksperter vurderer å være i henholdsvis god, middels, eller dårlig økologisk tilstand, sammenstilte vi empiriske data fra feltundersøkelser. **Tabell 1** gir en oversikt over dataene vi benyttet. Disse datasettene består av artsregistreringer i vegetasjonsruter (varierende rutestørrelse, varierende utvalgsstørrelse) utført av ulike fagmiljøer og tilgjengeliggjort for dette prosjektet. Felles for datasettene var at de kunne deles inn i sub-datasett med en tilstandskategori gitt av ekspertene som har samlet dataene, i tråd med forslaget til fagsystem for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017). Disse kategoriene for økologisk tilstand var god, middels og dårlig.

Noen av datasettene hadde alle tre kategoriene, mens noen datasett hadde to kategorier: god og dårlig. I dette arbeidet bruker vi både middels og dårlig for å avgrense god tilstand, men vi utreder ikke et eventuelt skille mellom middels og dårlig.

For hver rute i de empiriske feltdatasettene beregnet vi gjennomsnittlige verdier for hver av indikatorvariablene for det samlede registrerte datasettet/plantesamfunnet (uten bootstrapping, se kap. 2.1 for metode), beregnet tetthetsfordelinger for alle analyseruter i lokalitetene, og plottet disse sammen med indikator-tetthetsfordelingene for de generaliserte artslistedatasettene (se 2.1). Vi forventet at tetthetsfordelingene til lokaliteter i god tilstand overlapper mye med referansefordelingene, mens lokaliteter i dårlig tilstand viser lite overlapp i en eller flere indikatorer.

Vi testet to tilnærminger for å sette grenseverdier for god økologisk tilstand, basert på i hvilken grad tetthetsfordelingene til de undersøkte naturtypene samsvarte med tetthetsfordelingen til referanseverdien for naturtypen, basert på (1) prosentandel overlapp og (2) konfidensintervaller.

Tabell 1. Oversikt over feltdata tilgjengelig for testing av referansetilstander i norske naturtyper. Alle datasett inneholder vegetasjonsdata med dekning fra ruteanalyser.

Eier	Naturtype	NIN-type nivå	Data	Påvirkninger	Ruter	Referanse
NIBIO	Semi-naturlig eng (3Q-programmet)	T32, hovedtype-nivå	Dekning (klasser)	Arealbruk (opp-hør av hevd)	64 m ²	Engan mfl. 2008, Stokstad & Pedersen 2017
NINA	Semi-naturlig strandeng	T33, hovedtype-nivå	Dekning (prosent)	Arealbruk (opp-hør av hevd), forurensing (nitrogenberikelse)	1 m ²	Evju mfl. 2015
UIB, NINA	Kystlynghei	T34, hovedtype-nivå	Dekning (prosent)	Arealbruk (opp-hør av hevd), klimaendring (tørke)	1 m ²	Aarrestad & Vandvik 2000, Måren mfl. 2018
NINA	Nedbørsmyr	V3-C1, grunntypenivå	Dekning (prosent)	Forurensing (tungmetallberikelse)	0.25 m ²	Aarrestad mfl. 2017
NINA	Skogsmark (TOV Møsvatn)	T4-C9, grunntypenivå	Dekning (klasser)	Forurensing (nitrogenberikelse), forstyrrelse (bjørkemålerutbrudd)	1 m ²	Framstad 2008

3 Resultater og diskusjon

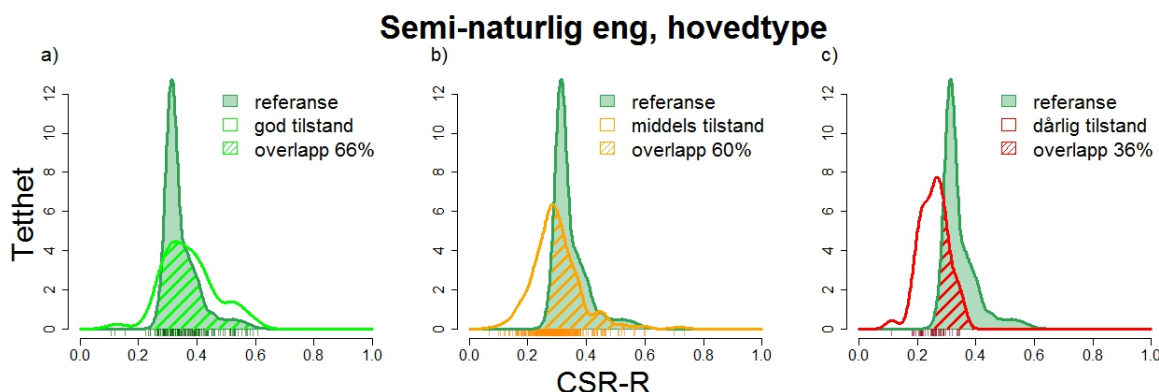
3.1 Testdatasett sammenlignet med referanseverdier

Vi fant forskyvninger i tetthetsfordelingene for flere relevante indikatorer under dårlig tilstand i alle naturtypene som vi hadde testdata fra. I semi-naturlig eng og kystlynghei fant vi et skifte i Grimes CSR-R (ruderalet betingelser), i semi-naturlig strandeng et skifte i Ellenberg L, i nedbørsmyrflate et skifte i Ellenberg F, og i lyngskog et skifte i Ellenberg N. Under følger først resultater og diskusjon for hvert tilfelle, fulgt av en generell diskusjon av den metodiske tilnærmingen og anvendelsen.

3.1.1 Semi-naturlig eng

Datasettet for semi-naturlig eng (NIBIO) hadde to sett med tilstandsvurderinger: en tilstand for næringstilgang (nitrogen og kalk, dårlig tilstand ved for høy næringstilgang) og en tilstand for bruksintensitet (beiteintensitet og busksjiktdekning, dårlig tilstand ved for lav bruksintensitet). Disse to tilstandsvurderingene ble behandlet hver for seg. Ettersom grunntypene i testdatasettet ikke er kjent, ble sammenligningen med referansen gjort opp mot hovedtypen semi-naturlig eng i NiN 2.1 (T32).

Variasjonen i næringstilgangen mellom tilstandsklassene ble ikke gjenspeilet i indikatoranalysen. Forskjeller i bruksintensitet, derimot, viste et tydelig mønster i Grimes CSR-R verdi i form av en forskyvning mot lavere CSR-R-verdi i vegetasjonsrutene som var kategorisert som dårlig tilstand sammenlignet med god tilstand og med referansefordelingen (**Figur 1** og **2**).

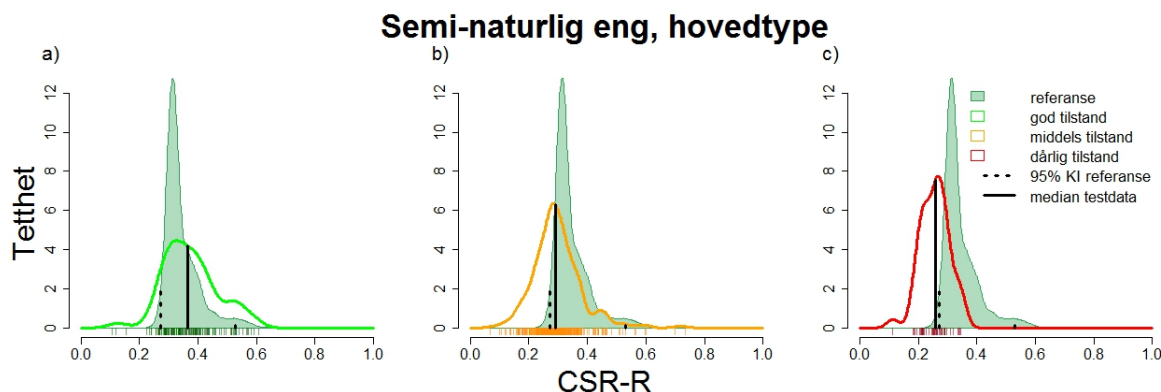


Figur 1. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Grimes CSR-R i semi-naturlige enger i (a) god tilstand, (b) middels tilstand, (c) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (hovedtype semi-naturlig eng, T32).

Det at CSR-R viser et skift til lavere verdier tyder på at andelen arter med ruderal livshistorie synker, og under avtagende forstyrrelser er det akkurat det man forventer i et semi-naturlig system (Grime 1974, se også Stokstad & Pedersen 2017). Her kunne man også forvente at Ellenberg L (lys) også skulle slå ut med en forskyvning mot høyere verdier på grunn av eventuell gjengroing, men det skjedde ikke. Dette kan tyde på at bruksintensiteten kanskje har vært høyere på lokalitetene i felddatasettet for ikke så lenge siden og at utskiftingen fra lyskrevende til skyggetolerante arter ikke har satt inn enda. Dette er også noe man ser i NiN-systemet, der en semi-naturlig eng som ikke har vært i hevd på flere tiår og som i dag er tresatt, kategoriseres som semi-naturlig eng i sent suksesjonsstadium så lenge feltsjiktsammensetting tilsier det (Brattli mfl. 2017).

Prosentandeltilnærmingen viser et relativt høyt overlapp mellom referansen og testdatasettet under ekspertvurdert god tilstand og en gradvis nedgang i overlappsprosenten ved forverring av økologisk tilstand (**Figur 1**). For semi-naturlig eng vurdert til god økologisk tilstand ligger testda-

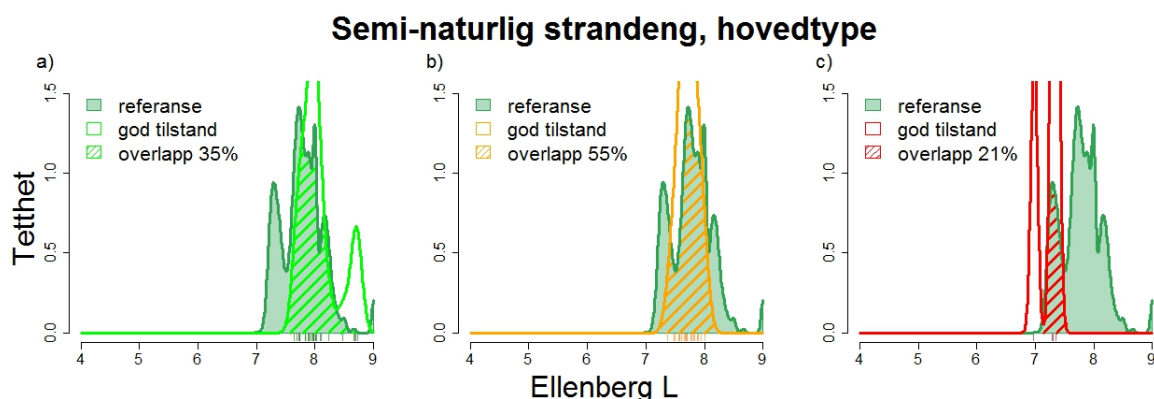
tasettets CSR-R-medianen godt innenfor referansens 95%-konfidensintervall (KI). For semi-naturlig eng i middels god tilstand ligger CSR-R medianen nær det nedre 95%-KI mens den for dårlig tilstand ligger utenfor det nedre 95%-KI (**Figur 2**).



Figur 2. CSR-R-median i semi-naturlige engar i (a) god tilstand, (b) middels tilstand, (c) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (hovedtype semi-naturlig eng, T32, etter NiN 2.1).

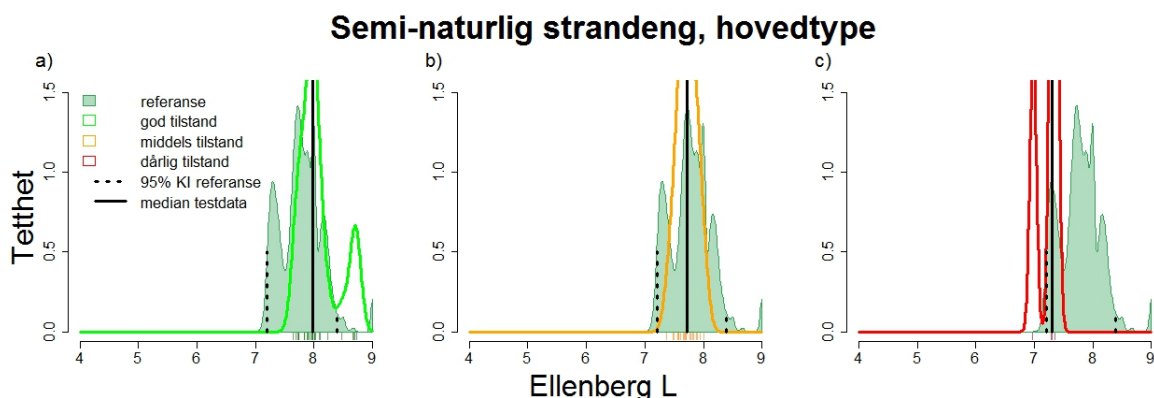
3.1.2 Semi-naturlig strandeng

Tilstandsvurderingen i semi-naturlig strandeng-datasettet (NINA) baserer seg på tilstand for bruksintensitet, med dårlig tilstand under for lavt beitetrykk. Vi kjenner ikke grunntypene i test-datasettet, og sammenligningen med referansen ble derfor gjort opp mot hovedtypen semi-naturlig strandeng i NiN 2.1 (T33). For Ellenberg L ser man et skifte til lavere verdier og lavere overlapp med referansen ved dårlig tilstand (**Figur 3** og **4**).



Figur 3. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Ellenberg L (lys) i semi-naturlige strandenger i (a) god tilstand, (b) middels tilstand, (c) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (hovedtype semi-naturlig strandeng, T33).

Dette eksemplet illustrerer utfordringen ved å ikke kjenne til NiN-grunntypen og dermed måtte bruke referanseverdier på NiN-hovedtypenivå. Tre av de fire rutene i dårlig tilstand overlapper nemlig godt med referanseverdifordelingen for de to generaliserte artslistene for supralittoral strandeng (toppen med lavest L-verdi, går inn i T33-C1 'Nedre semi-naturlig strandeng' i NiN 2.1) (**Figur 3**). Hvis disse fire rutene nå faktisk ligger i en supralittoral strandeng, så ville dermed alle unntatt én være i god tilstand ifølge Ellenberg L.

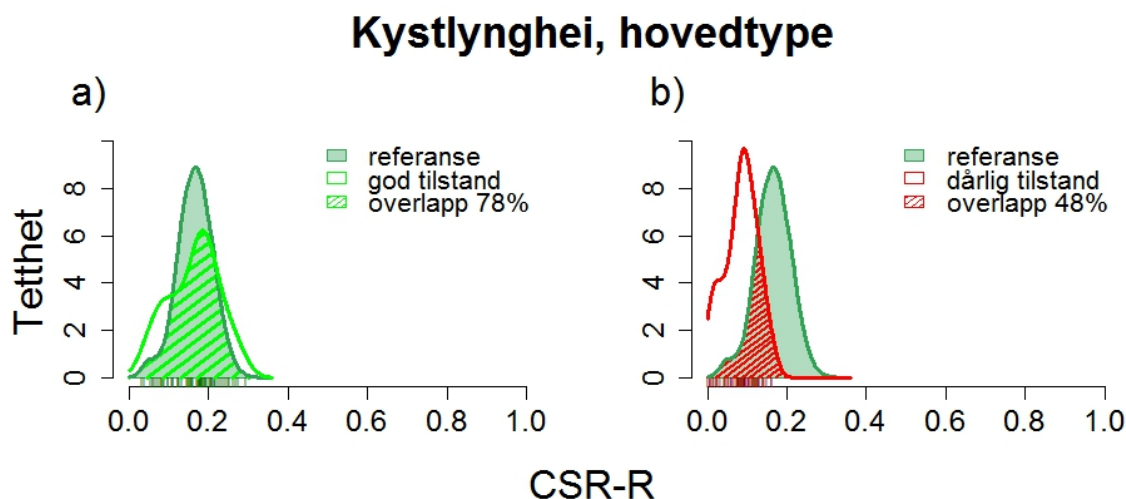


Figur 4. Ellenberg L-median i semi-naturlige strandenger i (a) god tilstand, (b) middels tilstand, (c) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (hovedtype semi-naturlig strandeng, T33, etter NiN 2.1).

3.1.3 Kystlynghei

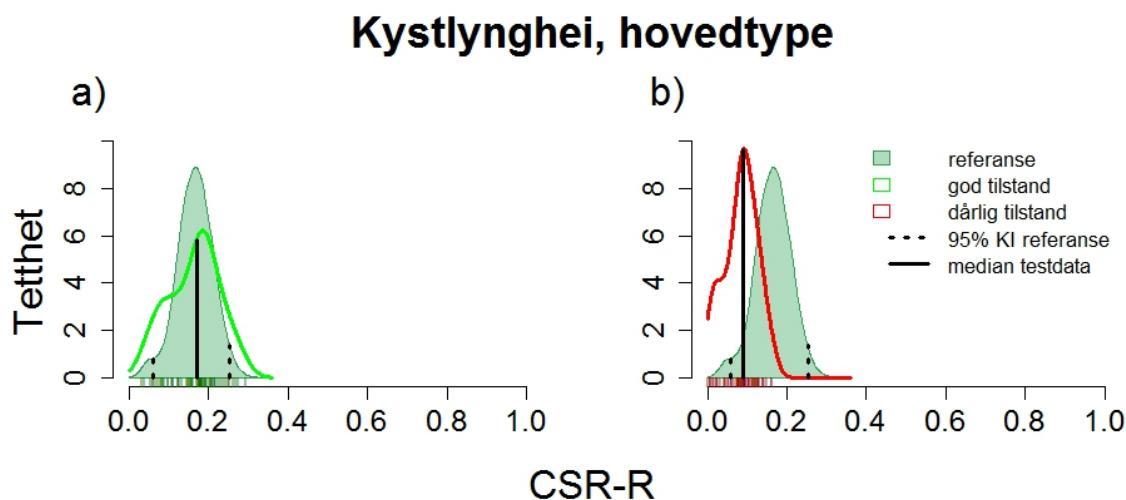
Tilstandsvurderingen for kystlynghei (datasett UiB, NINA) baserer seg på et datasett bestående av en degenererende og til dels gjengroende kystlynghei, hvor man satte i gang restaurering i form av gjenopptak av skjøtsel (sviing og beiting). Dårlig tilstand er representert gjennom vegetasjonsregistreringer fra før restaureringstiltakene ble satt i gang, og god tilstand er representert gjennom registreringer henholdsvis 4 og 10 år etter restaurering. Vi kjenner ikke grunntypene i testdatasettet, og sammenligningen med referansen ble derfor gjort opp mot hovedtypen kystlynghei i NiN 2.1 (T34). Røsslyng som er den arten som vertikalt strukturerer kystlyngheien og skygger for felt- og bunnsjiktet ble ikke tatt med i analysene.

I plantesammensetningens ruderale betingelser (CSR-R) ser vi et tydelig skifte mot lavere verdier under dårlig tilstand (**Figur 5** og **6**), noe som stemmer godt med at forstyrrelsespåvirkningen fra beite og brann minker i løpet av den sekundære suksesjonen etter opphør av bruk (Grime 1974). Kurven for kystlynghei i god økologisk tilstand har to toppe, noe som kan reflektere de to forskjellige årene i datasettet, etter som forstyrrelsespåvirkningen vil være høyest rett etter brann (Måren mfl. 2018).



Figur 5. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Grimes CSR-R i kystlynghei i (a) god og (b) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (hovedtype kystlynghei, T34). I (b) er toppen av tetthetsfordelingen under dårlig tilstand kappet av siden tettheten er for høy for å vise hele kurven og samtidig overlappet med referansen.

Selv om en del ruter i dårlig tilstand befinner seg godt innenfor av referanseverdien's 95%-KI, så samsvarer rutene's CSR-R verdiene godt med referansefordelingen for skogsmark (cf. **Figur 15**), som antakeligvis ville vært sluttstadiet i gjengroingsprosessen på Lurekalven (Aarrestad & Vandvik 2000)



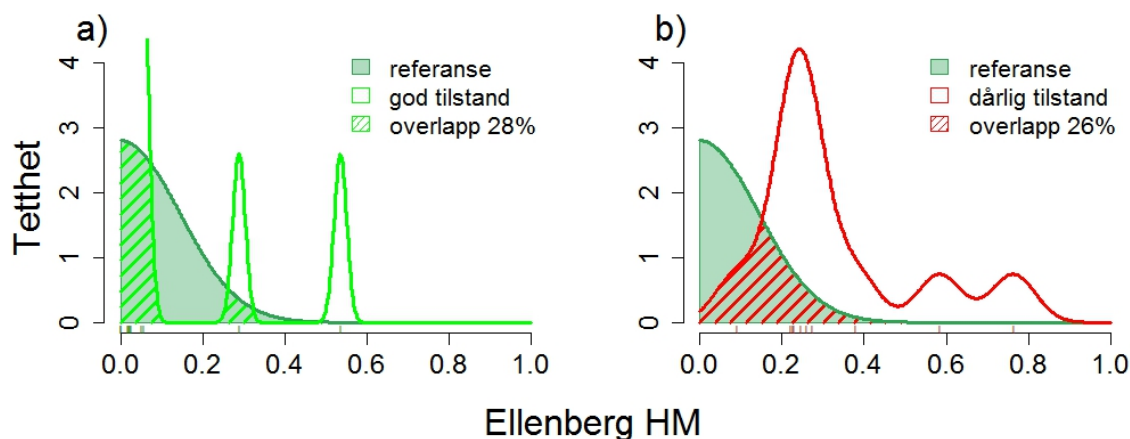
Figur 6. CSR-R-median i kystlynghei i (a) god og (b) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (hovedtype kystlynghei, T34, etter NiN 2.1). I (b) er toppen av tetthetsfordelingen under dårlig tilstand kappet av siden tettheten er for høy for å vise hele kurven og samtidig referansens KI.

3.1.4 Nedbørsmyr

Feltdatasettet for nedbørsmyr baserer seg på to lokaliteter i et program for overvåking av vegetasjon og jord i influensområdet fra Ormen Lange landanlegg, der en av myrene viser høyere nivåer av diverse tungmetaller i både jordvann og humusjord enn den andre. Dataene ble samlet på myrflater, som er en av to grunntyper (V3-C1 myrflate og V3-C2 myrkant) i hovedtypen nedbørsmyr i NiN 2.1. Vi kunne altså jobbe på grunntypenivået i sammenligningen av testdatasett og referanse.

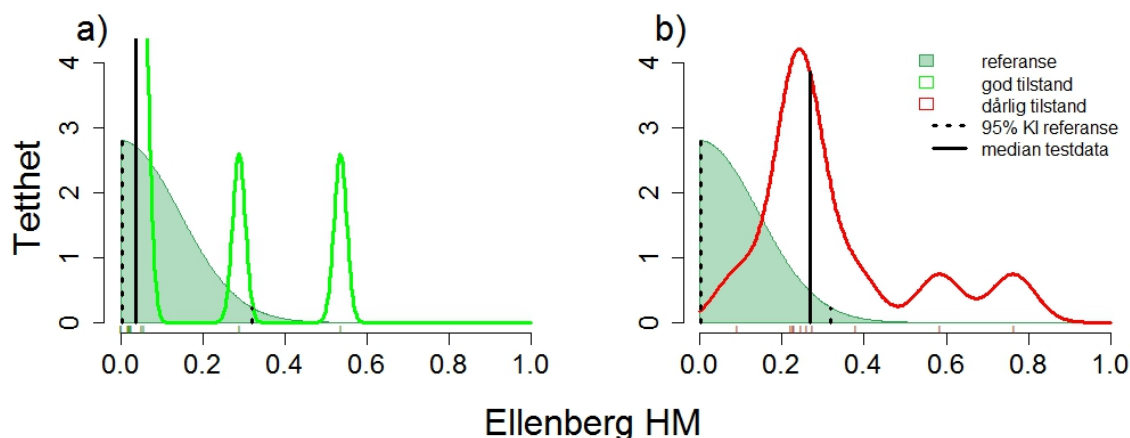
Ellenberg HM (tungmetaller, fra indikatorsettet for lavarter, Wirth 1991) var generelt lav i dette datasettet, men vi fant et tydelig skifte mot høyere verdier under dårlig tilstand (**Figur 7** og **8**). Dette kan tyde på at selv om forurensingen fra industri er lav (Aarrestad mfl. 2017) så er tungmetall-indikatoren allikevel sensitiv nok til å fange opp en funksjonell endring i artssammensetning.

Nedbørsmyr, myrflate



Figur 7. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Ellenberg HM (tungmetaller) i nedbørsmyr-myrflete i (a) god og (b) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (grunntype nedbørsmyr-myrflete, V3-C1).

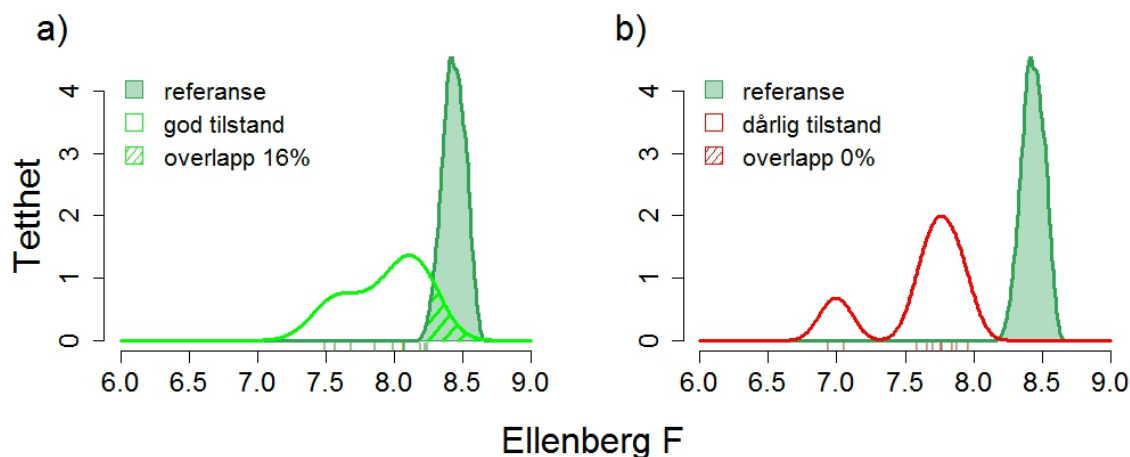
Nedbørsmyr, myrflate



Figur 8. Ellenberg HM-median i nedbørsmyr-myrflete i (a) god og (b) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (grunntype nedbørsmyr-myrflete, V3-C1, etter NiN 2.1).

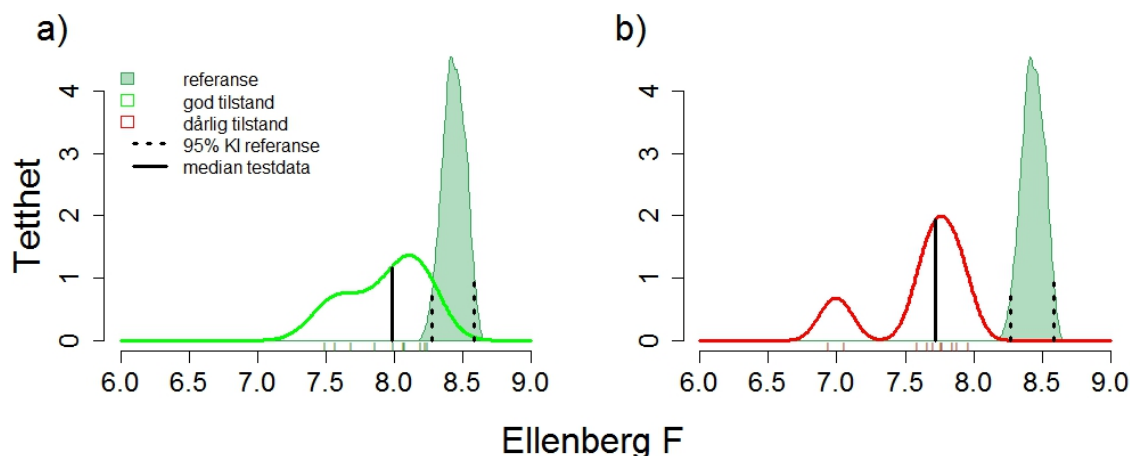
I tillegg så viste analysene på Ellenberg F (fuktighet) svært lite overlapp mellom tetthetsfordelingene for testdataene og referansen (**Figur 9**). Tilsvarende ligger også testdata-medianen for Ellenberg F godt utenfor referansens 95%-KI både for systemet i både god og dårlig tilstand (**Figur 10**). Dette peker på at utviklingen av disse to nedbørsmyrene har kommet så langt at myrflatene begynner å miste myrkarakter. Dette kan enten skyldes en for oss ukjent ytre påvirkning i nedslagsfeltet, at den naturlige akkumulasjon av biomasse er i ferd med å gjøre myren tørrere, eller det kan skyldes klimatisk betingede endringer i evapotranspirasjon.

Nedbørsmyr, myrflate



Figur 9. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Ellenberg F (fuktighet) i nedbørsmyr-myrflate i (a) god og (b) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (grunntype nedbørsmyr-myrflate, V3-C1).

Nedbørsmyr, myrflate



Figur 10. Ellenberg F-median i nedbørsmyr-myrflate i (a) god og (b) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (grunntype nedbørsmyr-myrflate, V3-C1, etter NiN 2.1).

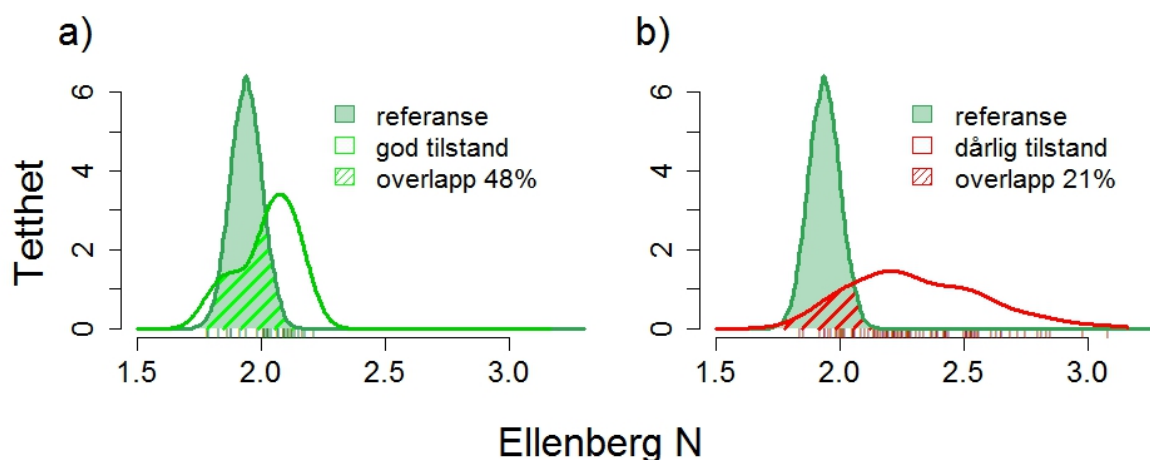
3.1.5 Skogsmark

Valideringsdatasettet for skog stammer fra en fjellbjørkeskog av NiN-typen lyngskog, T4-C9 (NINA). Skogen var ved første registrering i 1997 i god tilstand, men har ved senere registreringer vært preget av bjørkemålerangrep og bjørkedød. Dette har gitt økt nitrogenilførsel og ført til en endring i artssammensetningen i feltsjiktet (Framstad 2008). Senere registreringer representerer altså dårlig tilstand på grunn av høyere nitrogenilgang. Treartene som er den artsgruppen som vertikalt strukturerer skogen og skygger for busk-, felt- og bunnsjiktet ble ikke tatt med i analysene.

Denne økte nitrogenilgangen blir godt gjenspeilet av analyseresultatet, som viser et tydelig skifte i Ellenberg N til høyere verdier ved dårlig tilstand med både lavere overlapsprosent mellom

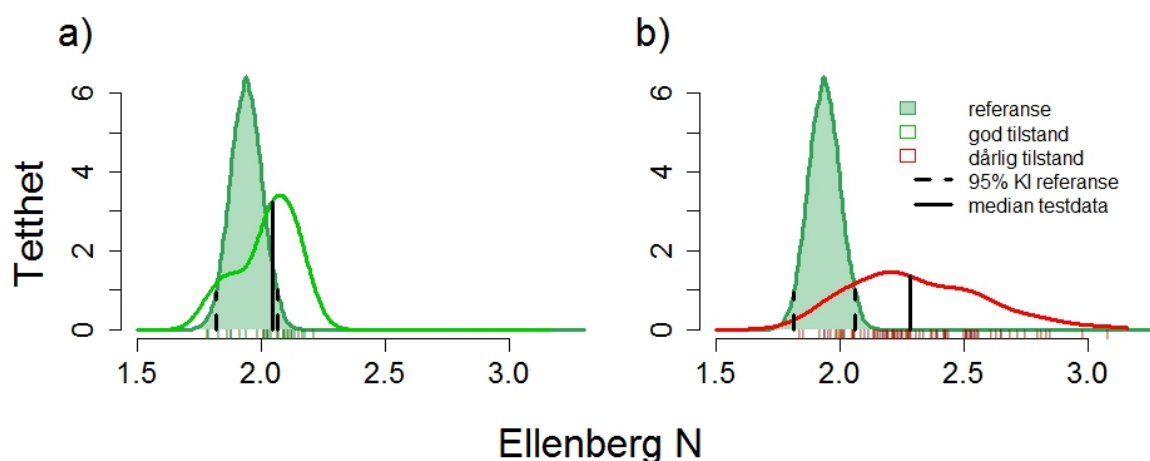
testdatene og referansen (**Figur 11**) og flytting av medianverdien utenfor referansens KI (**Figur 12**).

Fjellbjørkeskog, lyng-type



Figur 11. Overlapp mellom tetthetsfordelingene for Ellenberg N (nitrogen) i lyngskog i (a) god og (b) dårlig tilstand og referansen etter NiN 2.1 (grunntype lyngskog, T4-C9).

Fjellbjørkeskog, lyng-type



Figur 12. Ellenberg N-median i lyngskog i (a) god og (b) dårlig tilstand mot 95%-konfidensintervallet (KI) for referansens tetthetsfordeling (grunntype lyngskog, T4-C9, etter NiN 2.1).

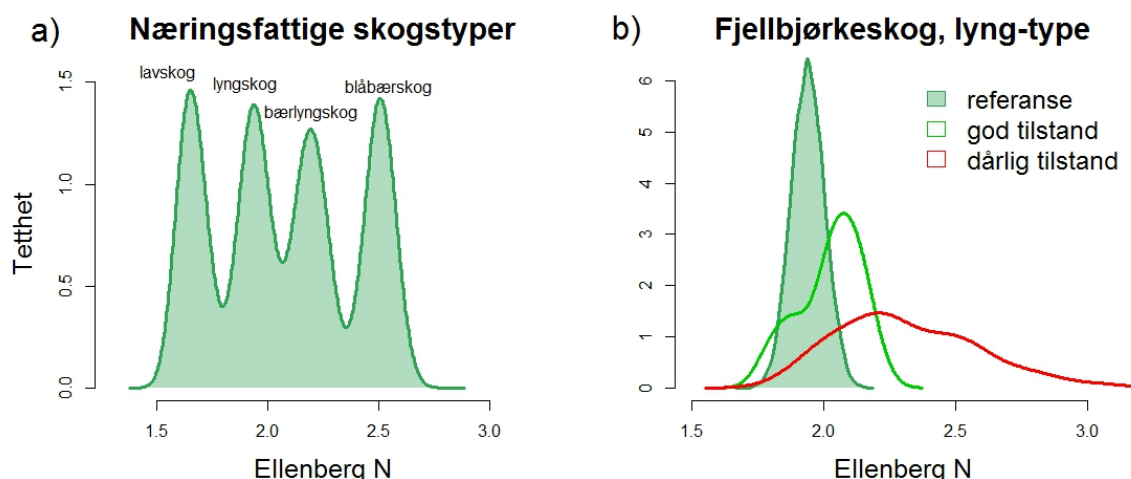
3.2 Bruk av Ellenberg- og Grime-indikatorer for økologisk tilstandsvurdering

Den første utprøvingen av Ellenberg- og Grime-systemet som indikatorer for god økologisk tilstand viser at dette er en interessant og farbar vei å gå. På tvers av de testede naturtypene (semi-naturlig eng, strandeng, kystlynghei, nedbørsmyr og skogmark) gjenspeilet indikatoranalysene våre flere indikatorverdier som viste endringene i økologisk tilstand som ekspertene hadde påpekt i sine respektive empiriske felldatasett. Vi fant både forskyvinger i relevante indikatorfordelinger i forhold til fordelingene ved god tilstand og i forhold til referansefordelingen fra NiN 2.1. Dette viser potensialet for anvendelsen av denne metodikken for å identifisere økologiske endringer basert på artssammensetning og funksjonelle egenskaper som Ellenberg- og CSR-verdier (se for eksempel Gottfried mfl. 2012, Lewis mfl. 2014).

Tilnærmingen må nødvendigvis testes og valideres for de naturtypene og NiN-nivåene de skal brukes i, i og med at metodikkens utsagnskraft (presisjon og sensitivitet) ikke nødvendigvis gjelder på tvers av ulike økosystemer (Diekmann mfl. 2015). Eksempelvis så ser man at de flermødale fordelingene i en og samme fordeling speiler som regel en rekke grunntyper i de respektive hovedtypene. **Figur 13** illustrerer dette for Ellenberg N i NiN-hovedtypen skogsmark. Referansen er basert på flere (men ikke alle) grunntypene innen hovedtypen skogsmark og er så brede (**Figur 13a**) at det tydelige skiftet i N-fordelingen fra god til dårlig tilstand (**Figur 13b**) ikke blir fanget opp ved bruk av hovedtypen. Med noen unntak vil det derfor være nødvendig å jobbe på grunntypenivå med denne type tilstandsvurderinger. Unntak vil karakteriseres av en tydelig unimodal og snever referansefordeling for den respektive indikatoren, for eksempel ved Ellenberg S og HM (salt og tungmetall) i alle hovedtypene i dette arbeidet (bortsett fra strandeng for Ellenberg S), Ellenberg L i åpne systemer som semi-naturlig eng og strandeng, og Ellenberg F i per definisjon fuktige naturtyper innen hovedtypegruppen våtmark.

På mange måter fungerer vår metodikk etter den samme logikken som mer generell teori for fordelinger av funksjonelle trekk i plantesamfunn. Hvordan slike fordelinger forholder seg til økologiske drivere og endringer kan forstås ut fra teori for hvordan miljøendringer virker drivende på de funksjonelle trekkene til arter og artssamfunn (Norberg mfl. 2001, Savage mfl. 2007, Webb mfl. 2010, Enquist mfl. 2015, 2017). Denne teorien beskriver både form og dynamikk for fordelinger for planteegenskaper til underliggende økologiske drivere og deres endringer. Følgelig kan også funksjonelle trekk være potensielt anvendbare kandidater som indikatorer for økologisk tilstand (cf. Pakeman & Lewis 2018).

Det bør nevnes at forflytninger i tetthetsfordelinger for slike typer av indikatorverdier som beskrives i denne rapporten, ikke nødvendigvis betyr en overgang fra god til dårlig tilstand i en gitt naturtype. En slik forskyvning kan også gjenspeile en overgang fra en naturtype til en annen. For eksempel kan lyngskog i dårlig tilstand på grunn av økt nitrogentilgang (se **Figur 11** og **12**) gradvis gå over til å bli en bærlyngskog i god tilstand (**Figur 13**). Hvilken naturtype som skal være forvaltningsmålet eller sammenligningsgrunnlaget for en gitt lokalitet er ikke en vitenskapelig eller metodisk beslutning, men en forvaltningsbeslutning. Et viktig poenget for vår metodikk er at denne beslutningen, hvilken naturtype som skal være sammenligningsgrunnlag og forvaltningsmål, og på hvilket NiN-nivå sammenligningen skal gjøres, kan og skal tas uavhengig av selve tilstandsvurderingen. Men når denne beslutningen først er tatt, kan metodikken gi et objektivt estimat på lokalitetens tilstand i forhold til dette målet. Man kan også gjennomføre flere vurderinger av det samme datasettet og for eksempel finne at et gitt område enten kan forstås som en kystlynghei i svært dårlig tilstand eller en lyngskog i god tilstand. Slik sett er vår metodikk godt tilpasset forvaltningens behov, ettersom den skiller forvaltningsbeslutningen og naturtypeklassifiseringen fra tilstandsvurderingen.

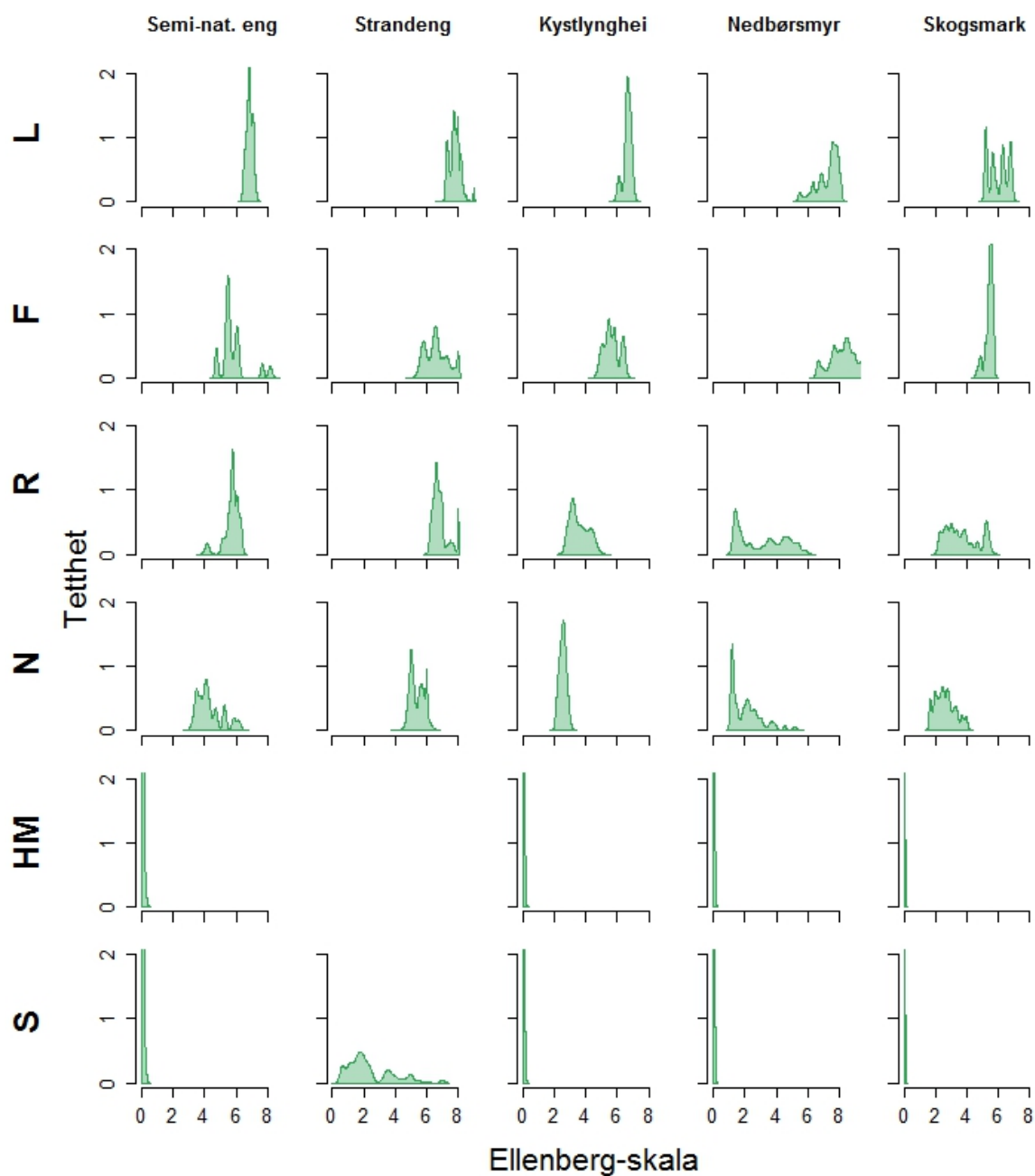


Figur 13. (a) Illustrerer det multimodale Ellenberg N-rommet rundt fire næringsfattige bjørkeskogstyper. Skogstypene er oppgitt etter terminologi i NiN. (b) viser det ovennevnte eksempelet på to fattige bjørkeskoger (se 3.1.5), i henholdsvis god og dårlig økologisk tilstand sammenlignet med en referansetilstand som her er en næringsfattig lyngskog. Kurven for dårlig tilstand avviker tydelig fra lyngskog-referansen men ville overlappe bedre med bærlingskog-referansen i (a).

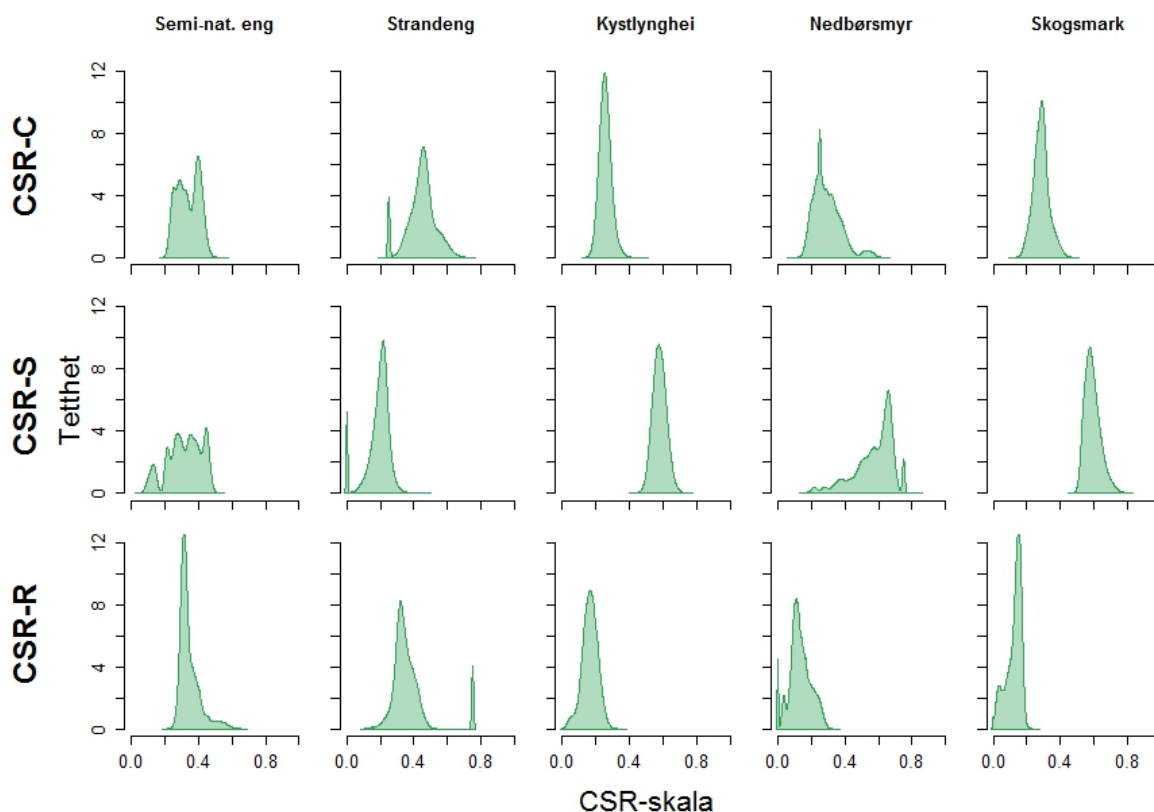
3.3 Referanseverdier basert på GAD

For å ta indikatortilnærmingen et skritt videre til en testbar og kvantitativ vurdering av økologisk tilstand, trengs det et objektivt referansesystem. I Norge er NiN 2.1 som et testbart system for beskrivelse og systematisering av naturtyper (Halvorsen mfl. 2016) en opplagt kandidat. I dette arbeidet beregnet vi referansefordelinger for de ulike indikatorene ut ifra de generaliserte arts-datalistene som NiN 2.1 baserer seg på (Halvorsen 2015). Selv om de generaliserte artslisteda-tæne fra NiN er en opplagt kandidat for et referansesystem i indikatorverdi-basert bedømmelse av økologisk tilstand, så er det flere utfordringer knyttet til dem. Artslistene er basert på ekspert-vurderte feltdata, og de ble bevisst laget for å være representative på nasjonal skala (Halvorsen 2015). Dersom de hadde vært regionaliserte hadde GAD-ene fanget opp mer av variasjonen i norsk natur, og metodikken ville blitt både mer sensitiv og mer presis. Samtidig er det en styrke at NiN kan revurderes og oppdateres hvis nye data blir tilgjengelig eller nye behov oppstår, for eksempel i form av behov for regionalisering. Dette styrker NiNs objektivitet og potensiale som referansesystem for vår metode.

I og med at GAD-datasettene for både hoved- og grunntypene i NiN skal favne natur i hele landet inneholder de stor variasjon. Dette er noe av årsaken til at referansefordelingene i mange tilfeller er veldig brede og flermodale, spesielt for hovedtypene (**Figur 14 og 15**). Flermodale fordelinger vil være forventet for naturtyper med stor variasjon langs en miljøgradient og er ikke i seg selv et problem, men slike fordelinger er i utgangspunktet lite egnet som indikatorer for økologisk tilstand, siden de ikke representerer avgrensede økologiske enheter (cf. Savage mfl. 2007, Enquist mfl. 2017). En viktig utfordring i uttesting og utvikling av metodikken er derfor å kartlegge hvilke indikatorer som er sensitive og presise i å identifisere forskjellige aspekter av dårlig økologisk tilstand i forskjellige naturtyper. Videre vil det være av interesse å utforske på hvilket nivå i NiN (hovedtype, grunntype) ulike indikatorer vil være effektive. En slik uttesting vil være mest kostnadseffektiv og nyttig dersom den skjer i tett samarbeid med utviklingsarbeidet i NiN, både når det gjelder oppdatering av de nasjonale GAD-ene i tråd med naturtypene i NiN 2.1, regionalisering av GAD-ene, og utforskning av ulike måter å fastsette og kvantifisere forventet tilstedeværelse og mengde av arter i GAD-ene.



Figur 14. Fordelingen av referanseverdier basert på generaliserte artslistedatasettene fra Natur i Norge (NiN 2.1) for henholdsvis hovedtypene kystlynghei, skogsmark, semi-naturlig strandeng, semi-naturlig eng og nedbørsmyr. Indikatorene er lys (L), fuktighet (F), pH (R), nitrogen (N), saltholdighet (S) og tungmetall (HM) fra Ellenberg-systemet (skala 0-9). HM-verdier finnes kun for moser, og derfor finnes denne figuren ikke for strandeng, som er et for saltholdig miljø for moser.



Figur 15. Fordelingen av referanseverdier basert på generaliserte artsdatalister fra Natur i Norge (NiN 2.1) for henholdsvis hovedtypene kystlynghei, skogsmark, semi-naturlig strandeng, semi-naturlig eng og nedbørsmyr. Indikatorene er konkurransevne (CSR-C), stresstoleranse (CSR-S) og ruderalet betingelser (CSR-R) fra Grimesystemet (skala 0-1).

3.4 Grenseverdier for god økologisk tilstand

Et helt sentralt punkt i utviklingen av denne metodikken, er hvordan overlappet mellom fordelingene av testdata og referanse skal vurderes. Vi ser i utgangspunktet to gangbare muligheter: (1) det defineres en minimumsoverlapp i prosent som indikatorfordelingene for testdataene må ha med referansen for at den økologiske tilstanden skal kunne betraktes som god, eller (2) det defineres konfidensintervaller (KI) for referansen, og hvis et mål for testdataene, for eksempel medianen, ligger innenfor disse, så defineres tilstanden som i god. Merk at vi her opererer med KI på 95% som eksempel. Det må defineres hvilke kvantiler av referansefordelingen som skal brukes for KI. Det vil sannsynligvis ikke vil være hensiktsmessig å bruke en så høy KI i praktisk bruk av metodikken, siden dette ville kreve et veldig sterkt skifte i vegetasjonssammensetning innen naturtypen før indikatoren gir utslag på dårlig tilstand.

Begge alternativene har sine fordeler og ulemper. Overlapptilnærmingen har fordelen av å ta i bruk begge fordelingene (for referanse og testdata) i sin helhet; god tilstand i for eksempel **Figur 11** har en bredere fordeling enn referansen, mens plasseringen av testdatafordelingen passer til referansen. Dette trekker ned overlappsprosenten, selv om plasseringen av fordelingene langs x-aksen er veldig like for god tilstand og referanse. Dette vil kunne gi en mer sensitiv og presis indikator. Disse mønstrene på fin skala fanges ikke opp av KI-tilnærmingen (**Figur 12**). Samtidig krever prosenttilnærmingen at det defineres en minimumsoverlapp for god økologisk tilstand. I eksemplene brukt i dette arbeidet er det stor variasjon i overlappsprosent for en del lokaliteter som er vurdert til å være i god tilstand. Basert på de analysene som er gjort her og på våre

resultater, kan vi ikke gi noe objektivt og kvantitativt begrunnet forslag for et slikt minimumsoverlapp. For KI-tilnærmingen kan grenseverdiene i utgangspunktet legges til 95%-KI som vi har gjort her. Dette er statistisk vel begrunnet og vil i praksis også bety at overlappet vanligvis vil være lavere enn 50% hvis medianen for testdataene ligger utenfor referansens 95%-KI. Denne tilnærmingen fungerte godt i våre eksempler, i den forstand at metoden virker å være relativt presis og sensitiv. I tilfeller der antatt god tilstand viste lav overlappsprosent med referansen, lå testdataenes medianverdi også innenfor KI til referansen. KI-tilnærmingen vil dermed kunne være noe enklere å ta i bruk enn overlapp-tilnærmingen, selv om det krever noe valideringsarbeid å fastsette de presise KI-ene. I praksis krever denne tilnærmingen bare beregning av gjennomsnittlige indikatorverdier for artsdataene fra ruten man har analysert på en lokalitet, og deretter at man finner medianverdien for hver indikator som så sammenlignes med referansens KI. For overlapp-tilnærmingen må man derimot beregne tetthetsfordelinger, snittpunkt (gjennomsnitt/median) og overlappsareal, og dessuten utvikle en metodikk for å sette grenseverdier for prosent overlapp.

3.5 Tilnærmingen fungerer – mer data er nødvendig

Et påfallende funn i dette arbeidet har vært den akutte mangelen på vegetasjonsdatasett fra naturtyper i dårlig økologisk tilstand. De kontaktede fagmiljøene rapporterer om vegetasjonsdata fra naturtyper i god til moderat god tilstand, men mangler datasett fra naturtyper i dårlig tilstand. Det er derfor et behov for å fremskaffe denne type datasett, gjerne med et ulikt sett av kjente påvirkningsfaktorer. Det er også et behov for at vegetasjonstyper i testdatasett oversettes til NiN 2.1. Dette krever i flere tilfeller ekspertkunnskap, i enkelte tilfeller fra personene som har vært med å samle inn datasettene. Når man kjenner de enkelte grunntypene, kan felldata sammenlignes mot referanseverdiene til sin respektive grunntype. Dette er særlig viktig for datasett innen hovedtyper som strekker seg over lengre økologiske gradienter, slik som nitrogen (N) i semi-naturlig eng.

Et viktig poeng er også at de generaliserte artslistedatasettene som NiN er basert på, ikke nødvendigvis samsvarer med den endelige grunntypeinndelingen etter analysene som har ført til NiN versjon 2.1 (Halvorsen 2015). For skogsmark er overenstemmelsen mye bedre enn for eksempel for kystlynghei eller nedbørsmyr. Det hadde derfor vært ønskelig med oppdaterte generaliserte artslister for de nåværende grunntypene i NiN 2.1. Dette vil øke treffsikkerheten for sammenligning av fordelinger for referanse og testdatasett både i videreutvikling av metodikken og i anvendelsen for å skille mellom god og dårlig økologisk tilstand.

Til tross for disse utfordringene, viser dette arbeidet at Ellenberg- og CSR-indikatorverdier kan fange opp tilstandsendringer. Vi ser også at NiN 2.1 fungerer godt som referansesystem for å vurdere den økologiske tilstanden til en lokalitet basert på artssammensetningen og artenes indikatorverdier. Koblingen mellom indikatorverdier og NiN som basis i dette arbeidet er spesielt gunstig fordi den gjør at metodikken er forankret i kvantitativt testbare systemer og dermed selv i stor grad er testbar og objektiv. Dette trekkes er særlig viktig når det skal dannes et kunnskapsbasert grunnlag for forvaltning av norsk natur.

4 Referanser

- Aarrestad, P.A. & Vandvik, V. 2000. Vegetasjonsendringer i vestnorsk kystlynghei – effekter av skjøtelselsformene brann og sauebeite ved rehabilitering av gammel lynghei på Lurekalven i Hordaland. NINA Fagrapport 044. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A. & Stabbetorp O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. NINA Rapport 567. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Tøpper, J. 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.
- Austin, M. P. 1999. The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. *Ecography*, 22(5), 465-484. doi:10.1111/j.1600-0587.1999.tb01276.x
- Brattli, H., Halvorsen, R., mfl. 2017. Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1:5000. – Natur i Norge, Artikkel 8 (versjon 2.1.2) (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>.)
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506, doi:10.1078/1439-1791-00185
- Diekmann, M., Michaelis, J. & Pannek, A. 2015. Know your limits - The need for better data on species responses to soil variables. *Basic and Applied Ecology* 16: 563-572, doi: 10.1016/j.baae.2015.08.010
- Ellenberg H. 1974. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica*. Göttingen. Vol. 9. 197 p.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., mfl. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18(1-248).
- Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. og Dramstad, W. 2008. 3Q - Biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap. Dokument fra Skog og landskap, 01/2008
- Enquist, B. J., Norberg, J., mfl. 2015. Scaling from traits to ecosystems: Developing a general Trait Driver Theory via integrating trait-based and metabolic scaling theories. *Advances in Ecological Research*, 52. doi:10.1016/bs.aecr.2015.02.001
- Enquist, B. J., Bentley, L. P., mfl. 2017. Assessing trait-based scaling theory in tropical forests spanning a broad temperature gradient. *Global Ecology and Biogeography*, 26(12), 1357-1373. doi:10.1111/geb.12645
- Evju, M., Bratli, H., Hanssen, O., Stabbetorp, O. E. & Ødegaard, F. 2015. Strandeng – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode III. – NINA Rapport 1170. 116 s.
- Ewald, J. 2003. The sensitivity of Ellenberg indicator values to the completeness of vegetation relevés. *Basic and Applied Ecology* 4: 507-513.
- Framstad, E (red.) 2008. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 362. 116 s.
- Gottfried, M., Pauli, H., mfl. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*, 2(2), 111-115. doi:10.1038/nclimate1329
- Grime J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250(5461):26-31.
- Halvorsen, R. 2012. A gradient analytic perspective on distribution modelling. *Sommerfeltia* (35), 1-165.
- Halvorsen, R. (red.) 2015. Grunnlag for typeinndeling av natursystem-nivået i NiN – analyser av generaliserte artslistedatasett. – Natur i Norge, Artikkel 2 (versjon 2.0.2): 1–283 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no/NaturiNorge>)

- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.1.1): 1–358 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://www.artsdatabanken.no>)
- Hill M.O., Mountford J.O., Roy D.B., & Bunce R.G.H. 1999. Ellenbergs Indicator Values for British Plants. (Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK).
- Hill M.O., Preston C.D., Bosanquet S.D.S., & Roy D.B. 2007. BRYOATT: Attributes of British and Irish mosses, liverworts and hornworts. (NERC Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon, UK).
- Hunt, R., Hodgson, J. G., mfl. 2004. A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Applied Vegetation Science*, 7(2), 163-170. doi:10.1658/1402-20012004)007[0163:anptfd]2.0.co;2
- Lewis, R. J., Pakeman, R. J., Angus, S., & Marrs, R. H. 2014. Using compositional and functional indicators for biodiversity conservation monitoring of semi-natural grasslands in Scotland. *Biological Conservation*, 175, 82-93. doi:10.1016/j.biocon.2014.04.018
- Måren I. E., Kapfer J., Aarrestad P. A., Grytnes J.-A., & Vandvik V. 2018. Changing contributions of stochastic and deterministic processes in community assembly over a successional gradient. *Ecology*, 99, 148–157, doi:10.1002/ecy.2052
- McIntosh, R. P. 1967. The continuum concept of vegetation. *Botanical Reviews*, 33, 130-187.
- Norberg, J., Swaney, D. P., mfl. 2001. Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: A theoretical framework. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98(20), 11376-11381. doi:10.1073/pnas.171315998
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Pakeman, R. J. & Lewis, R. J. 2018. Functional similarity analysis highlights ecosystem impacts and restoration needs. *Applied Vegetation Science*. doi:10.1111/avsc.12353
- Pedersen B. & Nybø S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. - NINA Rapport 1130. 80 s.
- Savage, V. M., Webb, C. T., & Norberg, J. 2007. A general multi-trait-based framework for studying the effects of biodiversity on ecosystem functioning. *Journal of Theoretical Biology*, 247(2), 213-229. doi:10.1016/j.jtbi.2007.03.007
- Stokstad, G. og Pedersen, C. 2017. Status og endringer i jordbrukslandskapet - Østlandets lavlandsbygder og Østlandets skogstrakter. NIBIO Rapport 3 (146): 60 s.
- Webb, C. T., Hoeting, J. A., mfl. 2010. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. *Ecology Letters*, 13(3), 267-283, doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01444.x
- Wirth, V. 1991. Zeigerwerte von Flechten. *Scripta Geobotanica*, 8, 215-237.

*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 fors–kning
og utredning, miljøovervåking, rådgivning og
evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og
erfaring med både naturvitere og sam–funnsvitere
i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene,
samfunnets bruk av naturen og sammenhenger
med de store drivkreftene i naturen.*

1529b

NINA Rapport

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-3345-3

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger