

NINA Rapport 608

Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn

Olav Skarpaas
Odd Stabbetorp
Vegar Bakkestuen



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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.

Norsk institutt for naturforskning

Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn

Olav Skarpaas
Odd Stabbetorp
Vegar Bakkestuen

Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. og Bakkestuen, V. 2014. Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn - NINA Rapport 608. 36 s.

Oslo, januar 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2185-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Olav Skarpaas

KVALITETSSIKRET AV

Bård Pedersen

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Knut Simensen

FORSIDEBILDE

[xx]

NØKKEWORD

Norge, artsforekomster, karplanter, sopp, lav, sommerfugler, modellering, observasjonsfeil

KEY WORDS

Norway, species occurrence data, vascular plants, fungi, lichens, butterflies, modeling, observation error

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Polarmiljøsentret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkalgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Skarpaas, O., Stabbetorp, O. E. og Bakkestuen, V. 2014. Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn – NINA Rapport 608. 36 s.

I dette prosjektet har vi vurdert mulighetene for å estimere tilstand og trender i mengden av arter på grunnlag av forekomstdata. En viktig potensiell anvendelse for dette er Naturindeksen, hvor bruk av forekomstdata vil kunne øke utvalget av indikatorarter og supplere eller erstatte ekspertvurderinger.

Artsforekomster er heterogene og usystematiske data fra mange ulike kilder og med mye støy. Analyse av slike data krever metoder som kan skille endringer i mengde og utvikling av arten (reelle populasjonsendringer eller *prosessvariasjon*) fra støy knyttet til observasjonsprosessen (*observasjonsfeil*). Det teoretiske rammeverket vi har brukt for å oppnå dette er såkalt "state-space modellering" som kombinerer populasjonsmodeller og observasjonsmodeller.

For at forekomstdata skal kunne gi tilstrekkelig presise og forventningsrette estimater av tilstand og trender i mengde, må datasettet ha en viss romlig utstrekning og oppløsning. Videre må det være samlet inn data over en viss tid med tilstrekkelig innsats. I tillegg bør arten ikke være for vanskelig å oppdage eller av liten interesse for observatører. På grunnlag av simuleringer har vi definert et sett med tommelfingerregler for datakvalitet og vurdert forekomstdata for karplanter, lav, sopp og sommerfugler i Norge i henhold til disse kriteriene.

Med foreliggende data fra GBIF (2010) er det mulig å beregne tilstand og trender i alle fylker for karplanter, i enkelte fylker for sopp og lav, og i et fåtall kommuner for karplanter. Det er bare Oslo og Kristiansand som har høy nok innsats til presis estimering av abundans, og dette gjelder bare karplanter. For å estimere vekstrater, er datagrunnlaget tilstrekkelig for karplanter, sopp og sommerfugler i et titalls kommuner. For lav er datagrunnlaget for tynt i alle kommuner

Forekomstdata kan danne et kvantitativt grunnlag for mange karplanter som kan inngå som indikatorer i alle de terrestre økosystemene i Naturindeksen (myr og våtmark, åpent lavland, skog og fjell), og for en del sopp og lav i skog og fjell. Økologisk homogene artsgrupper kan være et godt alternativ til enkeltarter, særlig for sopp og lav, både fordi man slik kan redusere taksonomiske problemer, og fordi det gir større datamengder å jobbe med.

Artsobservasjoner er etter hvert blitt en sentral databank for forekomstdata, og har store mengder observasjoner i tillegg til GBIF. Dette kan bli en verdifull datakilde på sikt, men det vil ta flere tiår, og data derfra må gjøres enkelt tilgjengelig, ikke bare med innsynsløsninger, men med omfattende nedlastingsmuligheter. Det vil også kreve videre metodeutvikling for å håndtere observasjonsfeil.

Vi anbefaler at (1) modellering basert på forekomstdata videreføres for modellerte karplanter i Naturindeksen, med metoden beskrevet her, (2) eksisterende indikatorarter hvor forekomstdata brukes som støtte for ekspertvurderinger også benytter forekomst-modellering, (3) eventuelle nye indikatorer (særlig karplanter, samt sopp og lav i skog og fjell) vurderer analyser med forekomstdata, og at (4) metoder for å håndtere observasjonsfeil i forekomstdata videreutvikles, da dette kan være eneste farbare vei til en lokal Naturindeks i fravær av en massiv satsning på overvåking.

Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no) og Odd Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no) NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo, og Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), Universitetet i Oslo, Naturhistorisk museum, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo og NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

Abstract

Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. and Bakkestuen, V. 2014. Estimation of population trends on the basis of species occurrences – NINA Report 608. 36 pp.

In this study we investigate possibilities for estimation of the state and trends in abundance of species on the basis of species occurrence data in Norway. An important potential application for such methods is the Nature Index where occurrence data may increase the range of potential indicators and supplement or replace expert judgement.

Species occurrence collections are heterogeneous and unsystematic data arising from many different sources. Analysis of such data requires methods that can separate changes in the state and trend of a species (real population changes or *process variability*) from noise associated with the observation process (*observation error*). To accomplish this we used a state-space model framework combining a population process model and an observation model.

To obtain sufficiently precise and unbiased estimates of states and trends in abundance the data must have a certain spatial extent and resolution. The data must also be collected over some time with sufficiently high effort. Additionally, the species of interest should not be too hard to detect or of little interest to observers. On the basis of simulations we have developed rules of thumb for data quality and evaluated occurrence data for vascular plants, lichens, fungi and butterflies in Norway with respect to these criteria.

With present (2010) GBIF occurrence data it is possible to estimate states and trends in all counties for vascular plants, in some counties for fungi and lichens, and in a few municipalities for vascular plants. Oslo and Kristiansand are the only municipalities with sufficiently high sampling effort for estimation of abundance of vascular plants. For estimation of trends the data are sufficient for vascular plants, fungi and butterflies in about ten municipalities. For lichens the data are too sparse in all municipalities.

Occurrence data may be used as a quantitative basis for a number of vascular plant species that may serve as indicators in the terrestrial ecosystems in the Nature Index (mires and wetland, open lowland, forest and mountains) and for some fungi and lichens in forests and mountains. Estimation of state and trends for ecologically homogeneous species groups may be a good alternative to single species, especially for fungi and lichens, because this reduces taxonomical problems and because it gives higher numbers of observations.

The national system for species observations ('Artsobservasjoner') has become an important and much used database for occurrence data, and houses a large number of observations in addition to GBIF. This may become a valuable source of data over time, but time series of decades are needed, and the data must be made easily accessible. Such data will also require further methodological development to handle observation error.

We recommend that (1) modelling based on occurrence data are continued for vascular plants already modeled in the Nature index, but with the method described here, (2) existing indicators where occurrence data are used as support for expert judgment also are used for modelling, (3) analyses of occurrence data should be considered for any new indicators (especially vascular plants, but also fungi and lichens in forest and mountain ecosystems), and (4) that methods for analysis of observation error are further developed. This may be one of the few opportunities for developing a local Nature Index in absence of a massive investment in national biodiversity monitoring.

Olav Skarpaas (olav.skarpaas@nina.no) and Odd Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no) NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway, and Vegar Bakkestuen (vegar.bakkestuen@nina.no), University of Oslo, Museum of Natural History, Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo, Norway and NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Modeller	9
3 Datagrunnlag	11
3.1 Kriterier for datakvalitet.....	11
3.2 Datagrunnlag for Norge.....	12
4 Eksempler	17
4.1 Planter.....	18
4.1.1 Hvitmyrak.....	18
4.1.2 Issoleie.....	19
4.2 Lav.....	20
4.2.1 Snømållav.....	20
4.2.2 Lobaria-arter.....	21
4.3 Sopp.....	22
4.3.1 Praktslørsopp.....	22
4.3.2 Jordstjerner.....	23
4.4 Sommerfugler.....	24
4.4.1 Mnemosynesommerfugl.....	24
4.4.2 Prikkrotevinge.....	25
5 Diskusjon	26
5.1 Under hvilke forutsetninger kan metoden benyttes?.....	26
5.2 Hvordan utnytte forekomstdata i Naturindeksen?.....	27
5.3 Forbedringsmuligheter.....	28
5.4 Konklusjon.....	30
6 Referanser	31
Vedlegg 1: Innsamlingsinnsats på kommunenivå	33
Vedlegg 2: Innsamlingsinnsats på fylkesnivå	34
Vedlegg 3: Datagrunnlag tilfeldige arter	35
Vedlegg 4: Datagrunnlag naturindeksarter	36

Forord

Forekomstdata er en stor kilde til informasjon, som er mye brukt i taksonomisk og biogeografisk sammenheng. Det er imidlertid mye informasjon om arters tilstand og utvikling i slike data, som vi mener det finnes gode muligheter for å utnytte bedre, både i grunnleggende biologisk forskning, men også i forvaltningsrelevante sammenhenger som i Naturindeksen, rødlistene og fremmedartslistene.

Miljødirektoratet har gitt oss muligheten til å utforske dette feltet gjennom prosjektet "Naturindeks for Norge: Tilstandsestimering basert på artsforekomster". Dette er sluttrapporten fra prosjektet.

Vi takker Miljødirektoratet for finansieringen, og for fleksibilitet i tidsrammen for gjennomføring av prosjektet.

Oslo, 09.01.2014
Olav Skarpaas
Odd E. Stabbetorp
Vegar Bakkestuen

1 Innledning

I mange sammenhenger er det behov for å vite noe om arters populasjonsutvikling. Slik kunnskap brukes blant annet i viltforvaltning, fiskerier, oversikter over truede og fremmede arter (rødlista og fremmedartlista) og indikatorer for utvikling av biologisk mangfold (f.eks. Naturindeksen). Tidsserier med detaljert informasjon om individantall og demografisk struktur finnes imidlertid bare for et begrenset utvalg arter, for eksempel arter av stor økonomisk interesse. Det er derfor et stort behov for å hente informasjon om populasjonsutvikling fra andre kilder.

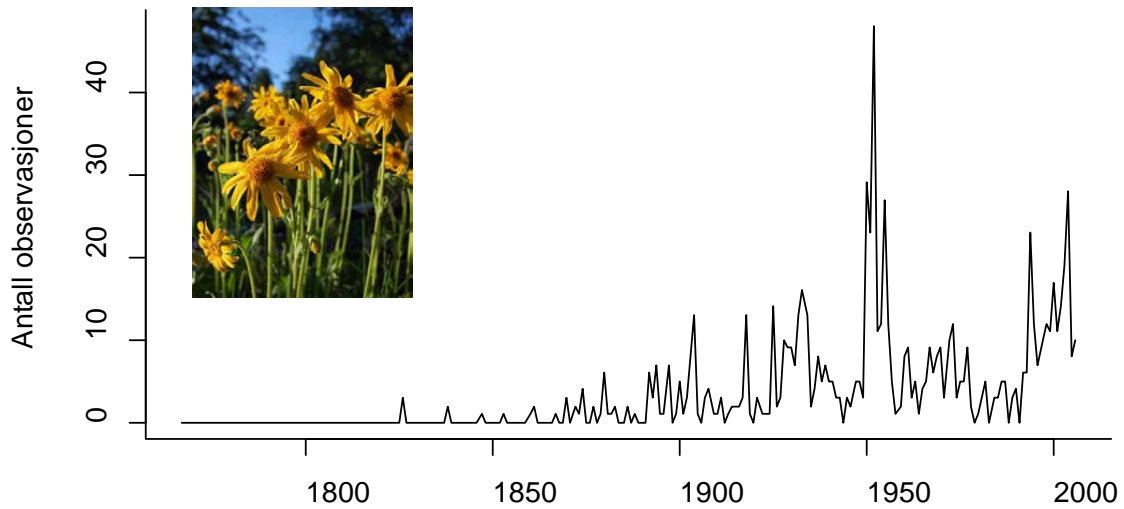
Den type data som vi tar sikte på å analysere her er heterogene og usystematiske samlinger av artsforekomster fra mange ulike kilder. Informasjonen som måtte finnes om mengden av en art i slike data er beheftet med stor grad av usikkerhet: antall funn av enkeltarter varierer voldsomt over tid (**Figur 1**). Denne variasjonen kan imidlertid beskrives og kvantifiseres på en måte som gjør at vi kan skille ulike kilder til variasjon (de Valpine & Hastings 2002, Clark & Bjørnstad 2004). Dermed kan vi filtrere variasjon som er relevant for å si noe om mengde og utvikling av arten (reelle populasjonsendringer, dvs. *trender* og *prosessvariasjon*) fra støy knyttet til observasjonsprosessen (*observasjonsfeil*).

Rapporten er utarbeidet med spesiell tanke på anvendelse av metoden i Naturindeksen (Certain & Skarpaas 2010, Nybø 2010a, Nybø 2010b). I sluttrapporten fra pilotprosjektet for Naturindeksen i Midt-Norge slås det fast at datagrunnlaget for Naturindeksen bør styrkes (Nybø & Skarpaas, 2008). Blant annet var utvalget av indikatorer i Midt-Norge ikke representativt for alle artsgrupper og naturtyper, og mange av de inkluderte indikatorene er basert på ekspertvurderinger. Selv om noe av dette er bedret i Naturindeks for Norge 2010, er det fortsatt store skjevheter i indikatorutvalg og overvekt av ekspertvurderinger (Certain & Skarpaas 2010, Nybø 2010a, Nybø 2010b).

Et av de konkrete forslagene for å bøte på dette, er statistiske analyser av endringer i artsforekomster over tid (Nybø & Skarpaas 2008). Artsforekomster fra vitenskapelige samlinger, som nå er lett tilgjengelig gjennom GBIF og Artskart, er i flere tilfeller brukt som grunnlag for ekspertvurderinger av tilstand, men ikke etter noen felles, standardisert metode. Vi har tidligere analysert og modellert *trender* for strandplanter (Skarpaas & Stabbetorp 2011), og for et utvalg karplanter til Fremmedartlista (Skarpaas 2012) og Naturindeksen (Aarrestad, m. fl. 2010). Her bygger vi videre på disse arbeidene og vurderer mulighetene for å benytte denne metoden for ulike artsgrupper (insekter, sopp, lav og karplanter) i Naturindeksens terrestre hovedøkosystemer (fjell, skog, åpent lavland og myr og våtmark) på ulike geografiske nivåer (fylke, kommune).

Et viktig spørsmål er om kvaliteten på tilgjengelige data tillater slike analyser. Vi vet at datakvalitet påvirker estimater av både populasjonsstørrelser og *trender*. For eksempel vil korte tidsserier føre til usikre estimater av populasjonsvekst, mens lav observerbarhet kan gi underestimater av populasjonsstørrelse dersom man ikke korrigerer for den (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Det er derfor viktig å vurdere om datagrunnlaget holder før metoden eventuelt tas i bruk.

Målet med denne rapporten er derfor både å beskrive en generell kvantitativ metode for analyse av populasjonsendringer på grunnlag av registrerte artsfunn, og å vurdere kvaliteten på eksisterende forekomstdata og mulighetene for å bruke denne metoden for ulike artsgrupper i Norge.



Figur 1.1. Eksempel på tidsserie av forekomstdata på nasjonal skala. Kurven viser antall observasjoner per år (belegg minus duplikater – se kap. 2) for karplanten solblom *Arnica montana* i Norge. Solblom er rødlistet (VU; Kålås, m. fl. 2010) og inngår som indikatorart for åpent lavland i Naturindeksen (Nybø 2010b), og det er derfor en del interesse for artens utvikling over tid. For å kunne si noe om utviklingen, må denne kurven med observasjoner korrigeres for “observasjonsfeil” knyttet til observerbarhet og innsamlingsinnsats (se kap. 2-3 og fig. 3.2). Foto: Kristina Bjureke.

2 Modeller

Det teoretiske rammeverket vi har brukt for å estimere populasjonsendringer fra forekomstdata er såkalt "state-space modelling" (Calder, m. fl. 2003, Buckland, m. fl. 2004, Clark & Bjørnstad 2004). Dette rammeverket gir rom for å modellere prosesser på flere nivåer. Vi bruker det til å modellere den underliggende populasjonsprosessen og innsamlingsprosessen som gir oss observasjonene (de Valpine & Hastings 2002). Rammeverket gir rom for å kombinere ulike modeller på disse to nivåene. Vi har utviklet en state-space modell for forekomstdata (Skarpaas & Stabbetorp 2011) som vi gjengir hovedtrekkene av her.

For populasjonsprosessen har vi brukt en stokastisk eksponensiell modell. Dette er en svært enkel modell som likevel er en god tilnærming til mange ulike og mer komplekse populasjonsprosesser (Holmes, m. fl. 2007). Modellen beskriver endringen i populasjonsstørrelse i diskrete tidsskritt:

$$\log N_t = \log N_{t-1} + \mu + v_t \quad (1)$$

hvor μ er gjennomsnittlig populasjonsvekstrate og v_t er tilfeldig populasjonsvariasjon. Vi antok en normalfordeling for v , med forventning (gjennomsnitt) og varians

$$E(v_t) = 0, \quad (2)$$

$$V(v_t) = \sigma^2. \quad (3)$$

I vårt tilfelle er populasjonsstørrelsen (eller abundansen) N målt som antall delpopulasjoner, som igjen er definert som forekomst i et avgrenset areal (så N er det totale forekomstarealet; (Kålås, m. fl. 2006). Dette er i samsvar med type data og presisjonen av disse: samlere tar gjerne med seg bare ett (eller noen få) eksemplarer fra hver delpopulasjon innenfor en romlig enhet (arealet de samler fra). Så ett belegg representerer forekomsten av en delpopulasjon i det gitte arealet. N representerer således en nedre grense for populasjonsstørrelse: med tilstrekkelig romlig oppløsning til å fange bare ett individ i en romlig enhet ville N være den sanne populasjonsstørrelsen. Presisjonen på forekomst-data er imidlertid ofte mye dårligere (i størrelsesorden 1 km), så N representerer i realiteten antall delpopulasjoner. Som utgangspunkt for inndeling i delpopulasjoner som tilsvarer presisjonen på observasjonene har vi her brukt et rutenett på 1x1 km. Det samme rutenettet ble brukt for alle artene.

Innsamling av (unike belegg av) arter antas å tilsvare en binomisk prosess hvor utvalgsstørrelsen er antall innsamlingsforsøk og sannsynligheten for å påtreffe en art er proporsjonal med mengden av arten. For observasjonsprosessen brukte vi derfor en binomisk observasjonsmodell som beskriver fordelingen av observasjoner gitt mengde av arten og innsamlingsinnsats (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Sannsynligheten for å finne og samle en art er gitt ved

$$P_t = kN_t/s, \quad (4)$$

hvor s er totalt antall geografiske enheter (lokaliteter, dvs. kvadratkilometer i vårt tilfelle) og N_t/s er "occupancy", dvs. andelen av de geografiske enhetene hvor arten er til stede (forekomstarealandel). Dette er det samme som den gjennomsnittlige sannsynligheten for at arten er til stede i en tilfeldig geografisk enhet. Den artsspesifikke parameteren k er introdusert for å korrigere for observerbarhet, som kan variere betydelig mellom arter, og mellom typer av data. For forekomstdata i form av belegg, som er det vi bruker her, kan observerbarhet defineres som sannsynligheten for at en art samles inn (belegges), gitt at den er til stede. Innsamlingssannsynligheten (observerbarheten) påvirkes (reduseres) av trekk som påvirker oppdagbarhet (Kéry 2004, Kéry & Schmid 2004) og attraksjonsverdi for samlere (Pedersen 2002) og dermed samlbarhet. Med framgangsmåten vi har brukt her er vi bare i stand til å fange opp samlbarhetskomponenten, dvs. sannsynligheten for at en art blir belagt ved et besøk til en geografisk

enhet, gitt at den blir funnet innenfor denne geografiske enheten. Dette gjøres ved å sammenligne belegg og noterte observasjoner uten belegg (krysslister) fra besøk til samme lokalitet: k estimeres som andelen av tilfeller hvor arten er belagt når den er notert (er den belagt, regnes den selvsagt også som notert).

Under antagelsen om en binomial innsamlingsprosess (dvs. trekking med tilbakelegging og en gitt sannsynlighet for suksess; Sokal & Rohlf 1995, Evans, m. fl. 2000) med c_t innsamlingsforsøk i løpet av tidsskritt (år) t , har antall observasjoner Y_t forventning og varians:

$$E(Y_t) = c_t P_t, \quad (5)$$

$$V(Y_t) = c_t P_t (1 - P_t). \quad (6)$$

Med andre ord beskriver likning 5 gjennomsnittlig antall funn for en gitt populasjonsprosess og innsamlingsinnsats, mens likning 6 beskriver observasjonsfeilen, dvs. forventet variasjon i antall funn.

Vi har nå en komplett state-space modell som tar høyde for populasjonsprosessen med tilhørende prosessvariasjon (likning 1-3) og observasjonsprosessen med tilhørende observasjonsfeil (likning 4-6). Ved å modellere de ulike typene variasjon, kan vi få mer presise estimater av størrelsene vi er interesserte i, nemlig abundansen N og vekstraten μ (likning 1). Dette tilsvarer henholdsvis tilstand og gjennomsnittlig trend for indikatorer i naturindeksen. For å estimere disse størrelsene bruker vi NISS (Numerically integrated state space modelling; de Valpine & Hastings 2002; se Skarpaas & Stabbeorp 2011 for en kort omtale av denne og alternative metoder).

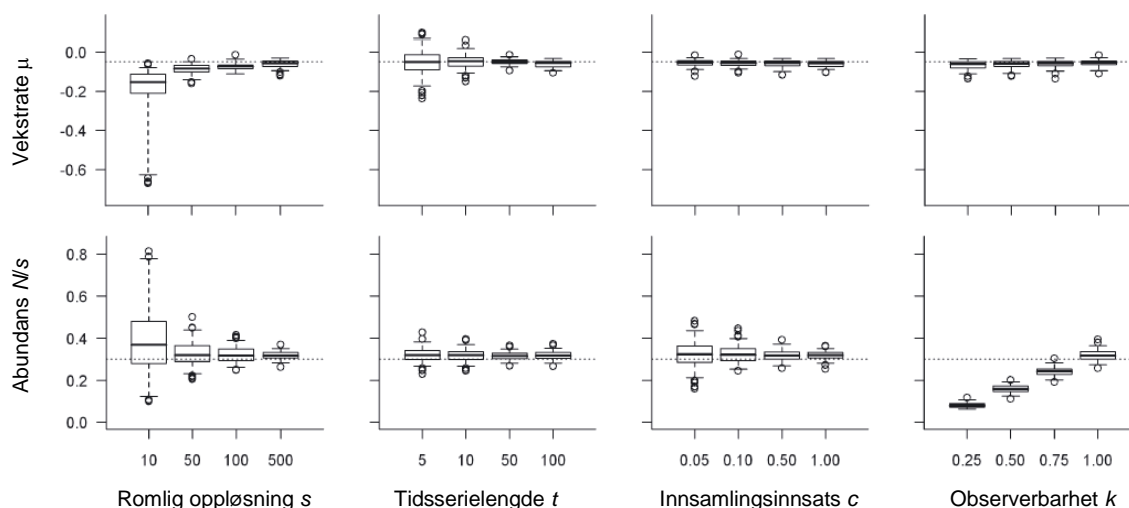
3 Datagrunnlag

3.1 Kriterier for datakvalitet

Forekomstdata er som nevnt beheftet med stor usikkerhet som mål på abundans. Selv om metoden vi skisserte i forrige kapittel er utviklet nettopp med tanke på å modellere denne usikkerheten, finnes det grenser for hvor dårlige data metoden kan håndtere. Slike problemstillinger er vanskelige å undersøke med virkelige data hvor man ikke kjenner de sanne egenskapene ved prosessene som genererer observasjonene. Vi brukte derfor simuleringer, hvor de underliggende prosessene og parameterne er kjent, til å undersøke hvordan ulike observasjonsvariabler, dvs. egenskaper ved data og innsamlingsprosessen (antall romlige enheter s , tidsserielengde t , innsamlingsinnsats c og observerbarhet k), påvirker estimater for populasjonsvekst og abundans.

For hver kombinasjon av observasjonsvariablene simulerte vi 200 populasjonstidsserier med eksponensialmodellen (likning 1-3) med populasjonsvekstrate $\mu = -0,05$, standard avvik $\sigma = 0,1$ og utgangspopulasjon (skalert med antall romlige enheter) $n_0/s = 0,3$. Deretter simulerte vi observasjonsprosessen (likning 4-6) og estimerte populasjonsvekstraten og abundans over tid med NISS (Skarpaas & Stabbetorp 2011). I disse simuleringene antok vi konstant innsamlingsinnsats og observerbarhet i tid og rom. Simuleringene ble utført og analysert i R (R Development Core Team 2009).

Simuleringene viste at presisjonen i estimatene øker og skjevheten avtar med romlig oppløsning, lengde av tidsserier, innsamlingsinnsats og observerbarhet (**Figur 3.1**). Ved lave verdier for alle disse parameterne ble estimater av både vekstrate (μ) og abundans alltid upresise, og i noen tilfeller skjeve: lav romlig oppløsning ga ofte for lave estimater av vekstraten, mens abundansen ble underestimert ved korte tidsserier og lav innsamlingsinnsats. Både vekstrate og abundans ble underestimert ved lav observerbarhet.



Figur 3.1. Presisjon og skjevhet for estimater av vekstrate og abundans ved varierende romlig oppløsning, tidsserielengde, innsamlingsinnsats og observerbarhet. Prikkede linjer angir sanne verdier av vekstrate (μ) og abundans. Boksplot angir kvartilintervallet (boks), median (midtlinjje), 95% konfidensintervall (utstikkere) og ekstremverdier (sirkler) av estimater basert på 200 simulerte tidsserier. Observasjonsvariablene ble endret uavhengig av hverandre, og ved maksimumsverdien av de andre variablene (for eksempel er $t = 100$, $c = 1$ og $k = 1$ når s varieres). For ytterligere detaljer, se Skarpaas & Stabbetorp (2011).

Med utgangspunkt i simuleringene fastsatte vi et sett med grenseverdier for datakvalitet (**Tabell 3.1**). Disse grenseverdiene er basert på hva vi oppfatter som rimelig treffsikkerhet for estimatene (jfr. **Figur 3.1**). Dersom et datasett har lavere verdier for observasjonsvariablene enn det som er angitt i **Tabell 3.1**, anser vi datagrunnlaget som for svakt til å gi forventningsrette estimater av henholdsvis vekstrate og abundans med rimelig grad av presisjon. Vi ser at for å estimere vekstrater presist og forventningsrett trengs relativt høy romlig oppløsning og helst lange tidsserier. For å estimere abundans (på et gitt tidspunkt) er kravene til romlig oppløsning og lengder på tidsseriene lavere, men kravene til innsamlingsinnsats og observerbarhet er desto høyere.

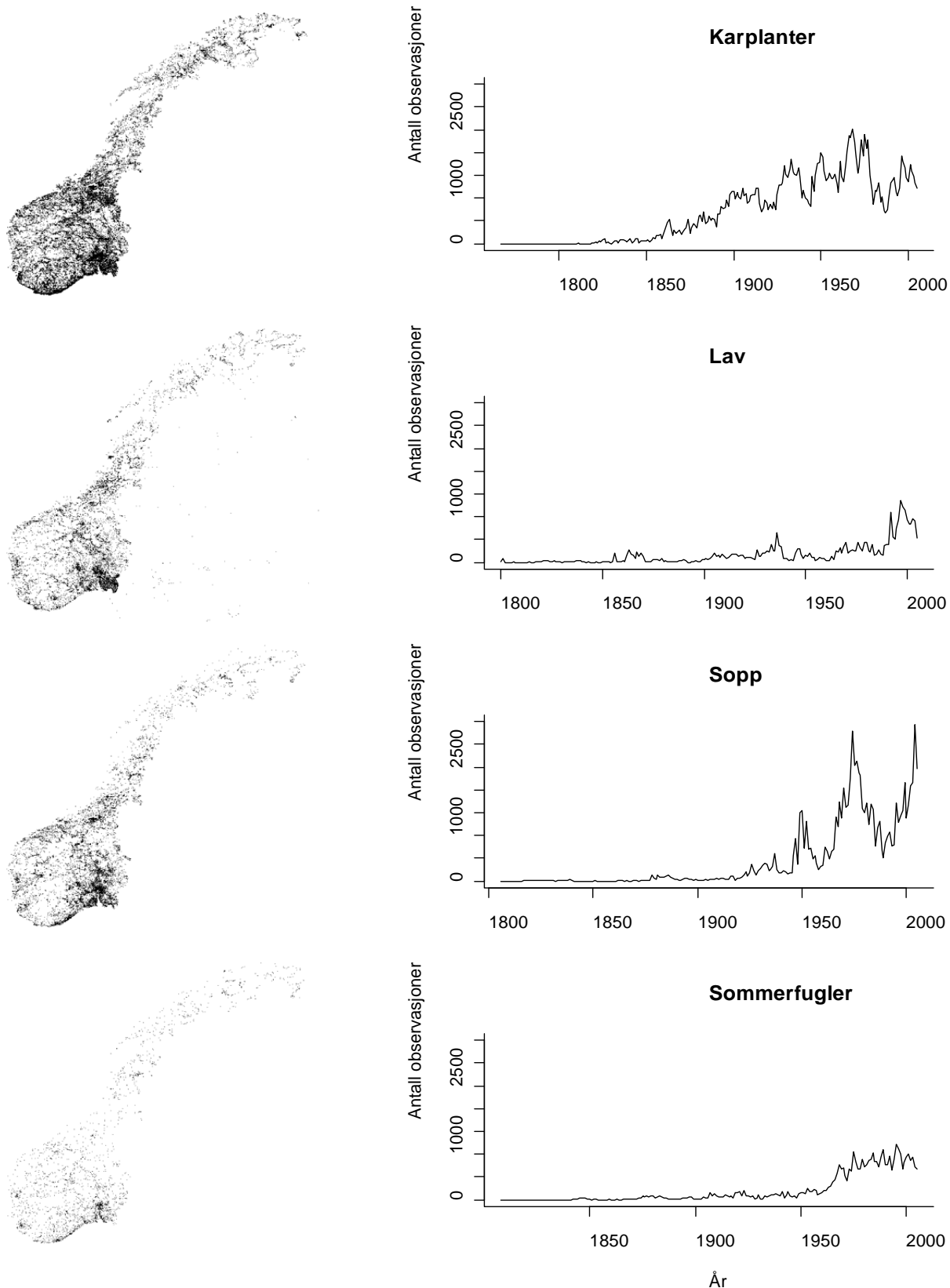
Merk at disse grenseverdiene er å betrakte som tommelfingerregler, som ikke bør brukes slavisk. Dersom datasettet ligger nær en grenseverdi for en av observasjonsvariablene, bør kravene til de andre observasjonsvariablene skjerpes: med lav romlig oppløsning trengs lengre tidsserier og høyere innsamlingsinnsats; er innsamlingsinnsatsen lav, bør observerbarheten være høy. Videre må kvalitetskriteriene sees i sammenheng med den konkrete anvendelsen av analysen. Dersom man ønsker høyere presisjon enn det man kan forvente å oppnå med disse grenseverdiene (se **Figur 3.1**), må kravene skjerpes. Dersom man ønsker å estimere abundans på bestemte tidspunkter, som i Naturindeks for Norge 2010 (1950, 1990, 2000, 2010) (Nybø 2010b), må tidsseriene dekke de aktuelle tidspunktene, slik at kravene til tidsserielengde for abundans i praksis ofte vil være høyere enn angitt i **Tabell 3.1**. Dersom man ønsker å se på variasjon i vekstraten, noe vi ikke gjør her, men som er viktig ved for eksempel levedyktighetsanalyser (Skarpaas & Stabbetorp 2011, Skarpaas, m. fl. 2012), vil kravene til tidsserielengde også bli høyere.

Tabell 3.1. Kriterier for datakvalitet. Tabellen angir minimumsverdier for observasjonsvariablene basert på simuleringsresultater (**Figur 1**): data med lavere verdier enn disse anses som for dårlige til å estimere henholdsvis vekstrate og abundans.

Observasjonsvariabel	Vekstrate μ	Abundans N
Romlige enheter s	100	50
Tidsserielengde t	10	5
Innsamlingsinnsats c	10	25
Observerbarhet k	0,2	0,8

3.2 Datagrunnlag for Norge

Artsforekomster i Norge er i de senere år samlet og gjort tilgjengelig i store sentrale databaser. Den største er nå Artsdatabankens "Artsfunn", som er tilgjengelig gjennom "Artskart" (<http://artskart.artsdatabanken.no>). Denne databasen huset i juli 2010 mer enn 4 millioner funn. Et utvalg av disse ble brukt til å estimere tilstand for utvalgte karplanter i Naturindeksen (Aarrestad, m. fl. 2010). I det arbeidet ble det ikke skilt mellom belagte funn fra vitenskapelige samlinger og andre observasjoner. Her ønsker vi imidlertid å konsentrere oss om belagte funn, av to hovedgrunner: for det første anser vi verifiserte belegg fra vitenskapelige samlinger som sikrere enn observasjoner som ikke har vært gjennom kvalitetskontrollen i samlingene. For det andre gir skillet mellom belegg og observasjoner en mulighet til å estimere sambarhet (andelen av observasjoner som også blir belagt), som er et viktig aspekt ved observerbarhet (se kap 2). Dette er viktig fordi lav observerbarhet som ikke korrigeres for kan føre til skjevheter i estimatene av abundans (Fig. 3.1). I kap. 5 diskuterer vi betydningen av dette og andre forskjeller med metoden som ble benyttet for Naturindeksen 2010 (Aarrestad, m. fl. 2010).



Figur 3.2. Innsamlingsinnsats på landsbasis for karplanter, lav, sopp og sommerfugler fra første observasjon til 2005 (data kan mangle etter dette på grunn av forsinkelser fra innsamling til registrering i databasen). Hvert punkt på kartet er en kvadratkilometerrute hvor det har vært gjort minst en observasjon (belegg eller artsliste) av den aktuelle organismegruppen. Grafene viser antallet observasjoner per år for hver organismegruppe (minus duplikater). Data fra GBIF (<http://gbif.no/>).

Forekomstdata ble hentet direkte fra databasen til GBIF-Norge. GBIF har forekomstdata på nasjonal skala for flere organismegrupper (se <http://gbif.no/>). Vi fokuserer på de fire største datasettene (**Figur 3.2**): karplanter (> 2 mill observasjoner pr. 2010), lav (ca. 0,3 mill), sopp (ca. 0,25 mill) og sommerfugler (ca. 0,1 mill). Dette er artsgrupper hvor det er rimelig å anta at samlerne har en interesse for flere arter innen samme gruppe, men ikke nødvendigvis for andre grupper. For eksempel anser vi det som rimelig å anta at en som samler sommerfugler vil være interessert i flere sommerfuglarter, men i all hovedsak ignorere sopp og lav.

Artsforekomster er samlet inn på ulike måter. I GBIF deles disse inn i to typer: (1) observasjoner, som for eksempel artslistene og automatiske målinger, og (2) belegg av organismer til vitenskapelige samlinger. Vi bruker begge typer data, men fokuserer på belegg, fordi de representerer en bedre dokumentert forekomst. Vitenskapelige samlinger har ofte belegg fra mange samlere med ulike motiver og interesser (Pedersen 2002), og tid og sted for innsamlinger er angitt med varierende presisjon. Med begrenset datatilgang har vi ikke råd til å miste mange datapunkter, og modellene kan derfor ikke ha veldig høy oppløsning i tid og rom. Gamle belegg er ofte bare angitt til måned eller år, og den romlige usikkerheten er gjerne en kilometer eller mer.

Som mål på innsamlingsinnsats brukte vi antall innsamlingsturer til km²-ruter (**Figur 3.2**). Dette beregnet vi som antall innsamlede belegg av artsgruppen, minus duplikater, dvs. flere belegg av samme art samlet av en gitt samler i samme kvadratkilometerrute på samme dato. Innsamlingsinnsatsen i Norge varierer betydelig i tid og rom, og mellom organismegrupper. For alle organismegruppene har innsamlingen vært størst i sør-øst. For karplanter, hvor innsatsen totalt har vært størst, har det også vært samlet mye i Trøndelag og på Sørlandet. Karplantene viser en økning fra sent 1700-tall til midten av 1900-tallet, og deretter utflating, men med store svingninger. Lav og sopp har relativt lik total innsamling og like romlige mønstre med størst innsats på Østlandet, men er ulike i tid: mens lavinnsamlingen har økt nokså jevnt siden det første funnet rundt 1800, var innsamlingen for sopp ubetydelig fram til ca. 1950, da den økte i tre kraftige bølger. Innsamlingen av sommerfugler gjorde også et hopp på midten av 1900-tallet, og har stabilisert seg på det nivået, men innsamlingen er likevel sparsom både i tid og rom.

Innsamlingsinnsatsen på fylkes- og kommunenivå er naturlig nok enda mer variabel enn på nasjonalt nivå (**Figur 3.3**). Generelt er innsatsen størst i sørøst og i nærheten av de største byene. Selv om tidsseriene ofte er lange, er det bare et mindretall av kommunene som har tilfredsstillende innsamlingsinnsats (**Vedlegg 1**). Det er bare Oslo og Kristiansand som har høy nok innsats til presis estimering av abundans, og dette gjelder bare karplanter (se Pedersen 2002 for ytterligere detaljer om karplantedatasettet). For å estimere vekstrater, er datagrunnlaget tilstrekkelig for karplanter, sopp og sommerfugler i et titalls kommuner. For lav er datagrunnlaget for tynt i alle kommuner.

For karplanter er innsamlingsinnsatsen stor nok til å estimere både abundans og vekstrater på fylkesnivå (**Figur 3.3**; **Tabell 3.2**; **Vedlegg 2**). For sopp tilfredsstiller datasettet kravene til vekstrater i alle fylker og til abundans i om lag halvparten. For sommerfugler er det også mulig å estimere abundans i et par fylker, og vekstrater i omtrent halvparten av fylkene. For lav er kun estimering av vekstrater mulig i noen få fylker.

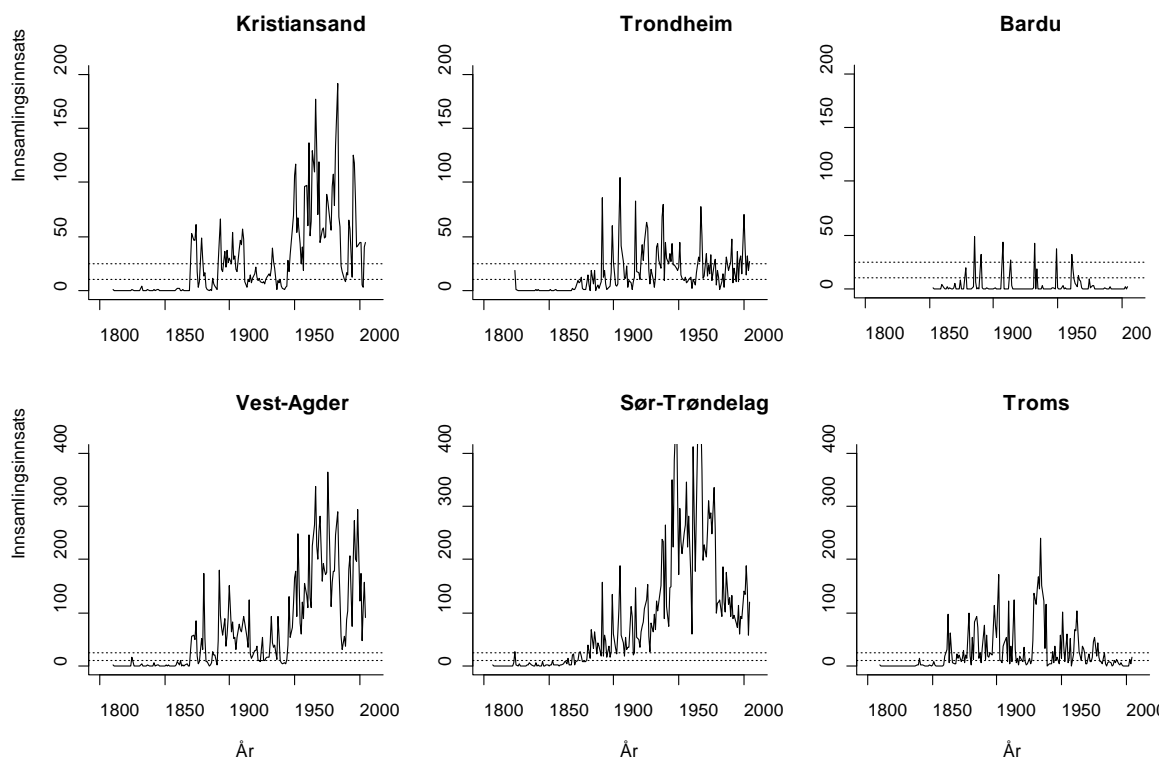
Det ser med andre ord ut til at det vil være mulig å benytte metoden for flere av organismegruppene på fylkesnivå, men det er flere ting å være oppmerksom på når metoden tas i bruk. For alle organismegrupper er det fylker som ligger nær minimumsgrensene for datakvalitet. I slike tilfeller er det vanskelig å bruke metoden for annet enn vanlige plantearter. Betrachtingene om grenseverdier og datakvalitet forutsetter at det ikke er store skjjevheter i utvalg av arter, områder, eller tidsperioder. Der hvor innsamlingen domineres av et fåtall samlere, kan dette være et problem. Selv om innsamlingsinnsatsen er brukbar dersom man ser fylket og organismegruppen under ett, er den totale innsamlingsinnsatsen ikke alltid den relevante. Den mest relevante innsamlingsinnsatsen er den som omfatter artsgruppen fokusarten tilhører og foregår der arten kan forekomme. For eksempel er innsamlingen langs kysten mest relevant for

strandplanter (Skarpaas & Stabbetorp 2011). Her har vi ikke hatt mulighet til å korrigere for dette. Til sist vil vi påpeke at selv om tidsseriene strekker seg langt tilbake i tid (**Tabell 3.2**), er det såpass lite data før 1900 at det er vanskelig å estimere tilstand og trender før dette.

Et siste moment er artenes observerbarhet. Vi har her estimert den delen av artenes observerbarhet som kan kalles samlbarhet, dvs. sannsynligheten for at en art blir belagt ved et besøk til en geografisk enhet, gitt at den blir funnet innenfor denne geografiske enheten (se kap. 2). Observerbarheten (samlbarheten) varierer en del mellom artsgrupper og arter. I snitt har karplanter og lav noe lavere observerbarhet enn sopp og sommerfugler (**Tabell 3.2**). Dette har trolig å gjøre med at det for karplanter, og kanskje særlig lav, er vanlig å notere observasjoner av artene uten belegg (f eks krysslister), mens sopp i stor grad belegges, og sommerfugler så å si alltid belegges med et eksemplar. Dette er tydelig i det tilfeldige utvalget av taksa som ligger bak **Tabell 3.2** (se **Vedlegg 3**). Artene som inngår i Naturindeksen følger i hovedsak det samme mønsteret (**Vedlegg 4**).

Dersom man ikke kjenner og korrigerer for observerbarhet i analysene, har de færreste av artene tilstrekkelig observerbarhet til estimering av abundans ($> 0,8$; **Tabell 3.2**), mens omtrent halvparten tilfredsstillende kravet til estimering av vekstrate ($> 0,2$). Dersom observerbarheten kan estimeres og korrigeres for, slik vi gjør her, vil imidlertid mange flere arter kunne komme i betraktning.

Merk at observerbarheten vi rapporterer og diskuterer her ikke tar hensyn til artenes oppdagbarhet i naturen. I motsetning til samlbarhet vil nok oppdagbarheten i mange tilfeller være lavere for sopp og sommerfugler enn for karplanter og lav.



Figur 3.3. Innsamlingsinnsats (antall unike belegg) over tid for karplanter i utvalgte kommuner (øverste rad) og tilhørende fylker (nederste rad) fra sør til nord. Stiplede linjer angir nedre grenser i gjennomsnittlig innsamlingsinnsats for estimering av abundans (25) og vekstrater (10) (se **Tabell 3.1**).

Alt i alt kan man med foreliggende data for Norge forvente å kunne bruke metoden for vekstrater i grupper av karplanter, sopp og sommerfugler i enkelte kommuner. På fylkesnivå kan flere artsgrupper dekkes, både med abundans og vekstrater, men for sopp, lav og sommerfugler, samt karplanter i de nordligste fylkene, vil det være vanskelig å benytte metoden for arter som er sjeldne eller vanskelige å oppdage.

Tabell 3.2. Deskriptiv statistikk for observasjonsvariabler per artsgruppe. For antall romlige enheter (kvadratkilometerruter), tidsserielengde og innsamlingsinnsats oppgis gjennomsnitt [min, maks] per fylke (se **Vedlegg 2** for informasjon om hvert enkelt fylke); for observerbarhet (samlbarhet) oppgis gjennomsnitt [min, maks] for et tilfeldig utvalg fra databasen av 10 taxa fra hver artsgruppe (**Vedlegg 3**). Se hovedteksten for definisjoner og utdyping av innsamlingsinnsats (s. 10 og 15) og observerbarhet (s. 9-10).

Observasjonsvariabel	Karplanter	Lav	Sopp	Sommerfugler
Romlige enheter (1000 km ²)	24,7 [0,5 – 81,0]	24,7 [0,5 – 81,0]	24,7 [0,5 – 81,0]	24,7 [0,5 – 81,0]
Tidsserielengde (år)	198 [180 - 239]	188 [168 – 206]	166 [126 - 200]	158 [128 - 198]
Innsamlingsinnsats (km ² /år)	45 [25 - 92]	9 [4 – 18]	28 [9 - 63]	13 [2 - 34]
Observerbarhet (sannsynlighet)	0,6 [0,42 - 1,00]	0,4 [0 – 0,76]	0,8 [0,51 – 1,00]	1 [1 – 1]

4 Eksempler

Her illustrerer vi metoden ved å estimere tilstand og trender (abundans N og vekstrate μ) for et utvalg konkrete arter og artsgrupper på fylkesnivå. I Skarpaas & Stabbetorp (2011) og Skarpaas m. fl. (2012) finnes eksempler på anvendelse av metoden på noen arter av planter, lav, sopp og sommerfugler på nasjonalt nivå.

Merk at beregningene som gjøres her er ment som illustrasjoner av muligheter og begrensninger i metode og data, og ikke nødvendigvis representerer gode estimater for artene. Vi kommenterer resultatene underveis og oppsummerer hovedutfordringene i diskusjonen (kap 5).

Eksemplene illustrerer hvordan vår metode sammenfaller og avviker fra resultater fra andre metoder for å estimere bestandsstørrelser og trender med forekomstdata. I Naturindeksen ble det benyttet både ekspertvurderinger og modellering av forekomstdata etter vår metode med visse tidsbesparende forenklinger. Disse metodene har ulike fordeler og ulemper, og en sammenligning av resultatene er derfor interessant med tanke på kostnad og nytte i Naturindeksen og andre sammenhenger.

Ekspertvurderinger er skjønnsmessige vurderinger med utgangspunkt i forekomstdata og annen kunnskap om artene, uten å bruke data direkte i beregninger. Slike vurderinger kan være eneste mulighet når datagrunnlaget er tynt, og kan ofte være et nyttig korrektiv til mer kvantitative metoder fordi ekspertenes kunnskap kan brukes til å korrigere for skjevheter i datagrunnlaget. Ulempen er at vurderingene blir avhengige av den enkelte ekspert. Issoleie *Ranunculus glacialis* ble ekspertvurdert i Naturindeksen (Aarrestad, m. fl. 2010).

Modellering av forekomstdata kan for eksempel gjøres med metoden som er beskrevet i denne rapporten. Til Naturindeksen 2010 vurderte vi tilstanden for hvitmyrak *Rhyncospora alba* (se nedenfor) og et utvalg av 15 andre karplanter med utgangspunkt i et datasett bestående av antall observasjoner av karplanter totalt per fylke per tiår, og antall observasjoner av hver av artene per fylke per tiår (Aarrestad, m. fl. 2010). Disse tallene ble hentet fra Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no>). I denne rapporten sammenligner vi resultatene fra naturindeksarbeidet med den mer detaljerte metoden presentert her (kap. 2). Forskjellene mellom metodene ligger hovedsakelig i at vi i denne rapporten har brukt belegg som forekomstdata og estimerer viktige aspekter ved observerbarhet (samlbarhet – se metode kap. 2 og diskusjon kap. 5), og at vi har brukt årlige tidsskritt i stedet for tiår. En annen tilnærming er metoden som ble brukt for solblom *Arnica montana* i Naturindeksen, hvor man antok at alle lokaliteter som har vært registrert i et gitt fylke også fantes i 1900, og beregnet tilstanden ved senere tidspunkter med antall kommuner hvor arten fortsatt var registrert (Aarrestad, m. fl. 2010).

Det er et åpent spørsmål om resultatene fra metodene som ble brukt i Naturindeksen er sammenlignbare med grundigere analyser av forekomstdata som skissert i denne rapporten. Det ser vi nærmere på i eksemplene som følger.

Forøvrig er eksemplene valgt for å illustrere ulike taksonomiske grupper (planter, lav, sopp og sommerfugler), arter som inngår i Naturindeksen og andre arter, arter fra ulike terrestre økosystemer (fjell, skog, åpent lavland, myr og våtmark), vanlige og sjeldne (rødlistete) arter, konsekvenser av begrensede data på fylkesnivå for estimatene og estimering av trender for artsgrupper (f.eks. slekter) der datagrunnlaget for enkeltarter er tynt.

Vi presenterer eksemplene sortert i taksonomiske grupper, fordi arter i disse gruppene har felles datagrunnlag (**Figur 3.2, Vedlegg 2**). I alle eksemplene har vi konsentrert oss om fastlandet og perioden 1900-2005, hvor datagrunnlaget er best.

4.1 Planter

I tre fylker (Sogn og Fjordane, Troms og Finnmark) er det enkelte år i den senere tid uten innsamling av karplanter i det hele tatt (for Troms, se **Figur 3.3**), slik at tidsseriene ikke blir kontinuerlige mer enn noen få år (med mindre man estimerer innsamlingsinnsats annerledes – se diskusjon i kap. 5).

4.1.1 Hvitmyrak

Hvitmyrak *Rhynchospora alba* er en sirkumboreal art knyttet til mykmatter og løsbunn på nedbørsmyr og fattig grunnvannsmyr. Den er en noe varmekjær lavlandsplante, men vidt utbredt og forekommer i alle fylker unntatt Troms og Finnmark (Elven 2005).

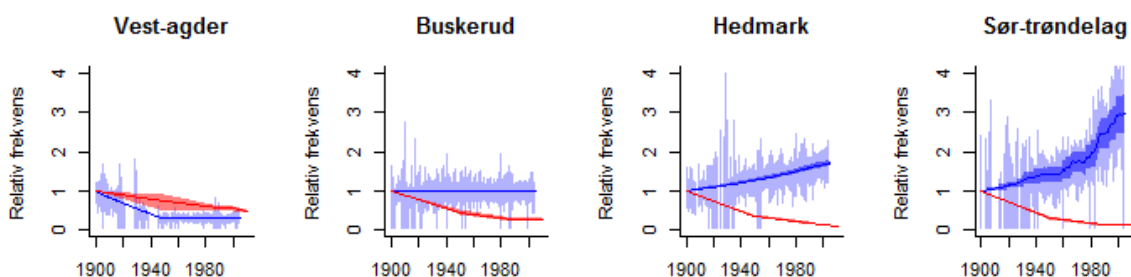
Hvitmyrak inngår som indikator i Naturindeksen, hvor den er knyttet til økosystemet myr og våtmark. I Naturindeksen 2010 vurderte vi tilstanden for hvitmyrak med utgangspunkt observasjonsdata fra Artskart (Aarrestad, m. fl. 2010). Her sammenligner vi resultatene fra naturindeksarbeidet med den mer detaljerte metoden presentert i denne rapporten, hvor vi bruker belegg som forekomstdata, estimerer observerbarhet, og bruker årlige tidsskritt i stedet for tiår.

Tidsseriene med innsamlinger av karplanter i Sogn og Fjordane, Troms og Finnmark er som nevnt ikke kontinuerlige mer enn noen få år, men i og med at denne arten ikke er kjent fra Troms og Finnmark, er det egentlig kun i Sogn og Fjordane at dette er et problem. Det er også noen fylker hvor hvitmyrak ikke er samlet i tilstrekkelig antall til trendanalyser (Rogaland, Hordaland, Oslo og Akershus).



Kvitmyrak *Rhynchospora alba*
Foto: Anders Lundberg

Våre nye analyser av hvitmyrak i de øvrige fylkene viser et interessant mønster med nedadgående bestander i Agder, mer eller mindre stabile bestander i mellomliggende strøk (Vestfold, Østfold, Buskerud, Møre og Romsdal), og stadig mer positive trender mot øst og nord (Oppland, Hedmark, Trøndelag, Nordland) (**Figur 4.1**).



Figur 4.1. Tidsserier for hvitmyrak i utvalgte fylker. Estimerer av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). Referanseverdien for alle tidsseriene er her 1900, som i Naturindeksen.

Mønsteret for hvitmyrak i våre analyser sammenfaller bare til en viss grad med analysene fra Naturindeksen, som antyder en mer negativ utvikling i de fleste områder. Sammenfallet er størst i sør, der begge metoder antyder nedgang. Arten er knyttet til en naturtype som er svært følsom i forhold til nitrogendeposisjon. Det er derfor nærliggende å knytte nedgangen på Sørlandet til dette, hvor nedfallet av nitrogen er størst. Endring i nitrogendeposisjon eller habitatmengde kan derimot ikke forklare en økning i Hedmark og Sør-Trøndelag, men muligens har det der vært et økende fokus på myr gjennom verneplaner og interesse hos fagbiologer i siste halvdel av 1900-tallet. Voksestedene på mykmatter og løsbunn er ofte vanskelig tilgjengelige, og det kreves derfor litt interesse for kvitmyrak for at den skal samles.

4.1.2 Issoleie

Issoleie *Ranunculus glacialis* er en alpin art med nokså vid utbredelse i det alminnelige høyfjellet. Den inngår som en indikator under fjelløkosystemet i Naturindeksen. Den er trolig i liten grad rammet av arealinngrep, og er dermed trolig godt egent for å representere fjellfloraens respons til klimaendringer.

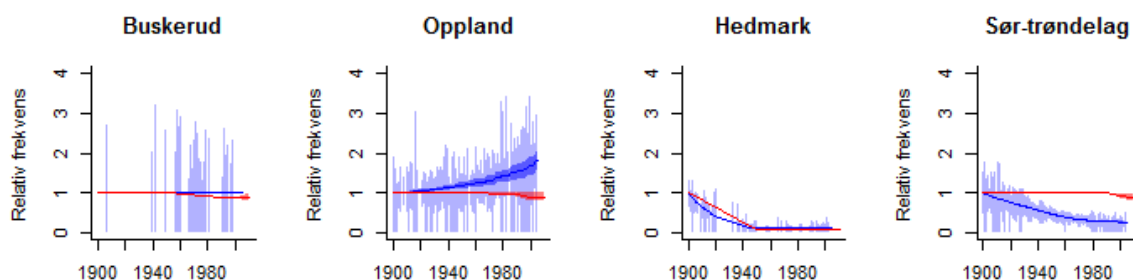
Issoleie ble ekspertvurdert i Naturindeksen, basert på data fra Artskart. Det ble antatt at Artsobservasjoner gir en ganske god oversikt over hvor arten vokser fordi den ofte oppleves som interessant å finne. Arten ble anslått å ha en stabil tilstand fra 1900 til i dag i de fleste fylker, men en svak negativ utvikling i områder der vinterklima og snødekke har endret seg i den senere tid (Aarrestad, m. fl. 2010). GBIF-data for issoleie, som også inngår i Artsobservasjoner, viser at arten observeres nokså ofte, og at den samles i omtrent 33% av tilfellene ($k = 0,33$).



Issoleie *Ranunculus glacialis*

Foto: Anders Lundberg

Fjellområder hvor issoleie kan forekomme finnes i store deler av landet, med unntak av kystområdene. Det er få eller ingen observasjoner av issoleie fra Rogaland, Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark, Vestfold, Oslo og Østfold. For denne planten har vi også det samme problemet som for hvitmyrak i Sogn og Fjordane, Troms og Finnmark: tidsseriene med innsamling av karplanter er ikke kontinuerlige for mer enn noen få år i den senere tid, og tilfredsstillende dermed ikke kravet til tidsserielengde (10 år; **Tabell 3.1**).



Figur 4.2. Tidsserier for issoleie i utvalgte fylker. Estimer av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). Referanseverdien for alle tidsseriene er her 1900, som i Naturindeksen.

Alt i alt er datagrunnlaget godt nok til å estimere tilstand og trender for issoleie i 8 fylker: Buskerud, Oppland, Hedmark, Hordaland, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland. Estimaten viser nokså bra sammenfall med ekspertvurderingene (**Figur 4.2**), med unntak av Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag, hvor estimatene antyder en betydelig større nedgang enn ekspertvurderingene. I Oppland viser våre beregninger en oppadgående trend, som er i samsvar med ekspertvurderingen om liten eller ingen nedgang fra referansetilstanden. En større nedgang i Hedmark er ikke urimelig: fjellområdene i Hedmark er lavere enn i de sentrale fjellområdene, slik at en temperaturøkning vil kunne ha større effekt i Hedmark.

4.2 Lav

Lav er samlet over hele landet (**Figur 3.2**), men i den senere tid er det år uten registrerte innsamlinger av belegg i Rogaland, Østfold, Troms og Finnmark i den versjonen av databasen vi har brukt, slik at tidsseriene blir for korte i disse fylkene (< 10 år; **Vedlegg 2**. Lavdatabasen ble oppdatert i 2013, slik at datagrunnlaget nå trolig er bedre for noen av disse områdene). Innsamlingsinnsatsen er gjennomgående for lav til å forvente gode estimater av populasjonsstørrelser, men muligens høy nok til brukbare estimater av vekstrater i om lag en tredjedel av fylkene (**Vedlegg 2**).

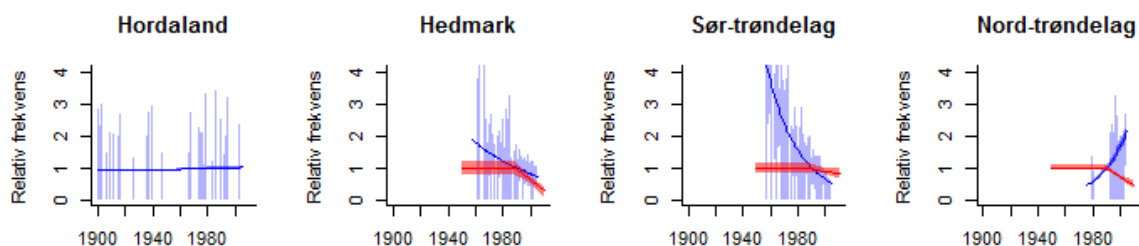
4.2.1 Snømållav

Snømållav *Melanohalea olivacea* vokser på stammen av fjellbjørk og finnes i fjellnær skog over hele landet, men er ikke så vanlig på Sør- og Vestlandet. I Naturindeksen inngår den i indikatorsettet for skog, som representant for fjellbjørkeskogen. Den er sensitiv for luftforurensing og antas og responderer negativt på mildere klima (Bjerke, m. fl. 2010). Naturindeksverdiene for snømållav i fjellbjørkeskog ble fastsatt ved beregninger og ekstrapoleringer fra overvåkingsdata (Terrestrisk naturovervåking – TOV) i Telemark (Møsvatn), Hedmark (Gutulia), Sør-Trøndelag (Åmotsdalen), Nord-Trøndelag (Børgefjell) og Troms (Dividalen).



Snømållav *Melanohalea olivacea*
Foto: Anders Lundberg

Vår metode kan gi estimater i noen flere fylker, f. eks. Oppland og Hordaland (**Figur 4.3**), men i Oslo, Sogn og Fjordane og Vest-Agder er det for få observasjoner.



Figur 4.3. Tidsserier for snømållav i utvalgte fylker. Estimater av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). Naturindeksestimatene er beregnet med utgangspunkt i data fra Terrestrisk naturovervåking (TOV) (Bjerke, m. fl. 2010). Referanseverdien for alle tidsseriene er her 1990, som i Naturindeksen.

Resultatene for Oppland samsvarer godt med våre resultater og TOV for nabofylket Hedmark, men både i Telemark og Nord-Trøndelag antyder vår metode en positiv utvikling siden 1990, mens TOV-data antyder nedgang. En mulig årsak til avvik mellom vår metode og TOV er ulike mengdemål: I GBIF registreres forekomster av arten (dvs. populasjoner), mens TOV benytter dekningsgrad av individer rundt stammen på enkelttrær (se foto). Det er ikke gitt at disse endrer seg likt. Vår metode gir sprikende resultater for Trøndelagsfylkene, hvor utviklingen i Sør-Trøndelag er sterkt negativ (som i TOV; **Figur 4.3**), og Nord-Trøndelag sterkt positiv. Dette anser vi som et urealistisk resultat, selv om disse er blant fylkene med størst innsamlingsinnsats for lav (**Vedlegg 2**).

4.2.2 Lobaria-arter

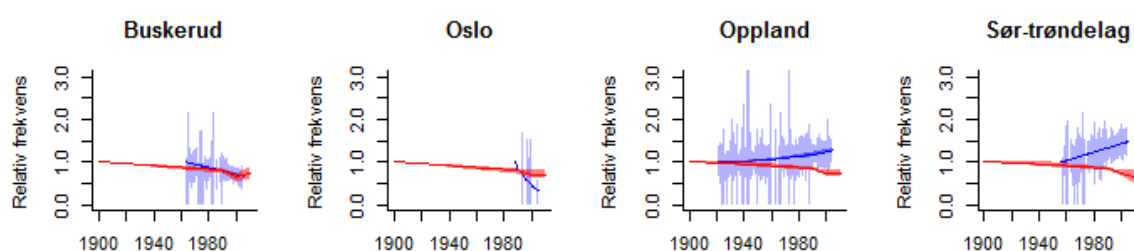
Lav-slekten *Lobaria* består av en rekke arter som vokser hovedsakelig på trær. I Naturindeksen er *Lobaria*-artene brukt som indikator i skog (Bjerke, m. fl. 2010). Artsgruppen er følsom for hogst. Tilstanden er fastsatt ved ekspertvurderinger, basert på reinventeringer der slike data finnes, og ellers kjennskap til skogtilstand og endringer for liknende arter. Endringer for de minst vanlige artene og endringer i urørt skog er tillagt størst vekt. Tilstanden ble vurdert som relativ endring fra referanseåret 1900.



Lungenever *Lobaria pulmonaria*.
Foto: Anders Lundberg

For å lage et noenlunde sammenlignbart datasett, har vi her plukket ut forekomstdata for hele slekten *Lobaria* (her inngår også fjellnever *Lobaria linita*, som ikke er knyttet til skog, men utgjør bare ca. 2% av datasettet med funn nord for Sør-Trøndelag). En utfordring med forekomstdatasettet er korte tidsserier, slik at referanseåret 1900 mangler i alle fylker. Vi har derfor i stedet brukt første år i tidsserien som referanse (**Figur 4.4**).

Våre resultater antyder nedgang i det sentrale Østlandsområdet (Telemark, Vestfold, Buskerud, Oslo), ellers stabilt eller oppgang (**Figur 4.4**). Dette er i samsvar med ekspertvurderingene i Naturindeksen for mye av Østlandsområdet, men ikke ellers i landet, hvor ekspertvurderingene antyder en svak nedgang.



Figur 4.4. Tidsserier for *Lobaria*-arter i utvalgte fylker. Estimer av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). I Naturindeksen er *Lobaria*-artene ekspertvurdert (Bjerke, m. fl. 2010). Referanseverdiene er tilstanden i 1900 for naturindekskurvene og første observasjonsår for kurvene med forekomstdata.

4.3 Sopp

For sopp som artsgruppe er det, i likhet med karplanter og lav, enkelte år i den senere tid uten innsamling av belegg i Troms og Finnmark, slik at tidsseriene blir for korte (< 10 år; **Vedlegg 2**). Innsamlingsinnsatsen er høy nok til at man kan vente brukbare estimater av vekstrater i de fleste fylker, og av populasjonsstørrelser i en del fylker i Sør- og Midt-Norge (**Vedlegg 2**).

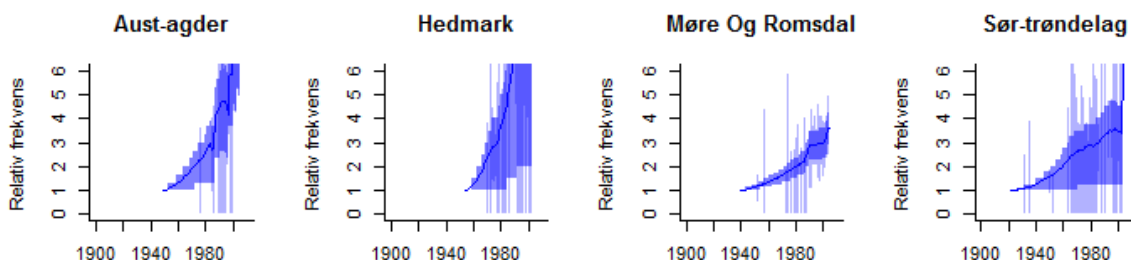
4.3.1 Praktslørsopp

Praktslørsopp *Cortinarius cumatilis* er et eksempel fra en stor slekt med sopper (slørsopper, *Cortinarius*) hvor mange er knyttet til spesielle habitater og ansett som truede (Kålås, m. fl. 2010). Praktslørsopp er knyttet til rik granskog og har status som nær truet (NT), og vi har gjort analyser på nasjonalt nivå som er i samsvar med dette: lave bestander og en svakt positiv, men usikker trend (Skarpaas, m. fl. 2012).



Praktslørsopp *Cortinarius cumatilis*
Foto: Tove Hafnor Dahl

Når vi her går ned på fylkesnivå, finner vi utelukkende positive trender der det er mulig å estimere (Aust-Agder, Hordaland, Sogn og Fjordane, Møre og Romsdal, Oppland, Hedmark, Sør-Trøndelag) (**Figur 4.5**). Dette samsvarer med en estimert positiv trend på nasjonalt nivå (Skarpaas, m. fl. 2012), og kan være et resultat av økt oppmerksomhet om arten i siste halvdel av 1900-tallet. Relativ endring er nokså stor, men fra små kjente bestander. Estimaten på fylkesnivå er svært usikre.



Figur 4.5. Tidsserier med relative populasjonsstørrelser for praktslørsopp. hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt). Populasjonsstørrelse er angitt relativt til estimert populasjonsstørrelse i det første året med belegg.

4.3.2 Jordstjerner

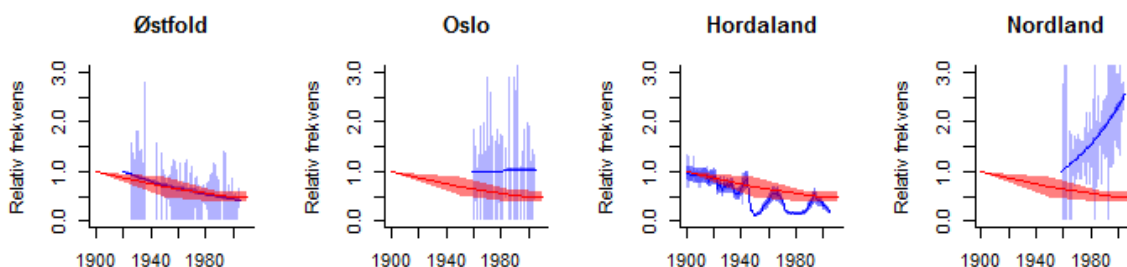
Jordstjerne-slekten *Geastrum* inngår som indikatorer for skog i Naturindeksen (Brandrud 2010). Noen av disse soppartene er knyttet til kalkbarskog, noen mest til rik edellauskog, og andre er utbredt i kalkområder i nesten hele landet. Disse artene har tidligere vært utsatt for tap av leveområder ved utbygging, og har hatt en betydelig tilbakegang, men mange forekomster er nå vernet og artene ser ut til å ha en mindre negativ utvikling.



Brun jordstjerne *Geastrum fimbriatum*
Foto: Klaus Høiland

Vurdering av bestandsendring for jordstjerner i Naturindeksen ble gjort ved ekspertvurderinger av utvikling av habitatene, med støtte i data om kjente forekomster (lokaliteter) for artene i Norsk soppdatabase, som inngår i GBIF. Vurderingene av bestandsutvikling i Naturindeksen betraktes som skjønnsmessige og nokså usikre (Brandrud 2010).

I flere tilfeller ligger estimatene våre for jordstjerner tett opp til ekspertvurderingene fra Naturindeksen, spesielt i Østfold (**Figur 4.6**) og Buskerud, men også i Telemark og Hedmark. I et par andre tilfeller (Oppland, Nord-Trøndelag, Hordaland; **Figur 4.6**) er det sammenfall i hovedtrend (negativ), men modellen antyder store populasjonssvingninger. Dette er høyst sannsynlig et resultat av overtilpasning, dvs. at variasjon knyttet til observasjonsprosessen oppfattes av modellen som populasjonssvingninger. I noen tilfeller er ikke vår metode i stand til å finne noen vesentlig trend der ekspertvurderingene på grunnlag av habitatendringer tilsier en negativ trend (Aust-Agder, Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Oslo; **Figur 4.6**), og i noen tilfeller er våre trendestimer til og med positive (f.eks. Nordland; **Figur 4.6**), men til dels med stor usikkerhet (Vest-Agder, Rogaland, Sogn og Fjordane).



Figur 4.6. Tidsserie for jordstjerner i utvalgte fylker. Estimater av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). I Naturindeksen er jordstjernene ekspertvurdert på grunnlag av habitatendringer (Brandrud 2010). Referanseverdiene er tilstanden i 1900 for naturindekskurvene og første observasjonsår for kurvene med forekomstdata.

4.4 Sommerfugler

Belegg av sommerfugler finnes fra alle fylker, men sommerfugler er i stor grad knyttet til åpent lavland i varmere strøk, så samlingene er naturlig nok tynnere nordover (**Figur 3.2**). Det er bare i Finnmark at tidsseriene ikke er kontinuerlige i den senere tid, men innsamlingsinnsatsen er for lav til at man kan vente gode estimater av populasjonsstørrelser og vekstrater i de fleste fylker (**Vedlegg 2**).

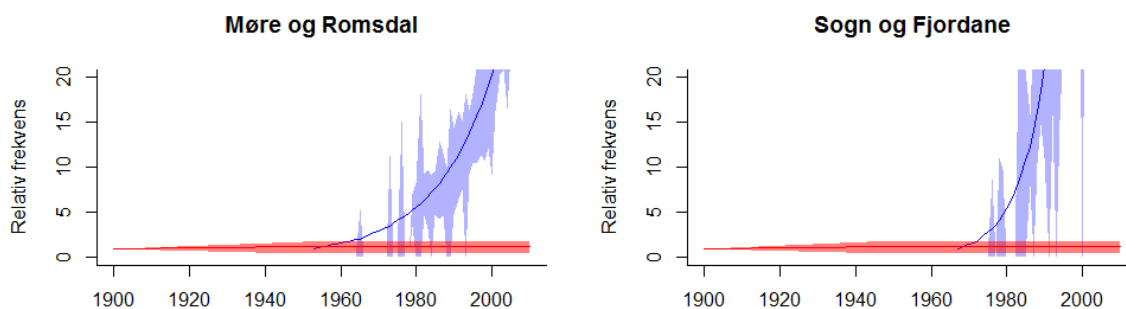
4.4.1 Mnemosynesommerfugl

Mnemosynesommerfugl *Parnassius mnemosyne* inngår som indikator for åpent lavland i Naturindeksen. Arten er bare observert i Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal. Det foreligger et relativt godt datagrunnlag for denne arten i NINAs og Vitenskapsmuseets overvåkingsdata fra perioden 1988-2001, slik at indikatorverdier i Naturindeksen er angitt som antall individer. Referansetilstand er fastsatt ut fra en vurdering av habitatpotensial for arten i Norge gitt habitattilstand 'god hevd'. Dette er subjektive vurderinger basert på tenkte naturtypekart over Norge ved god hevd (Ødegaard 2010).



Mnemosynesommerfugl
Parnassius mnemosyne
Foto: Lars Ove Hansen

Våre estimater for Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal tyder på en positiv utvikling for denne arten, men med stor observasjonsusikkerhet (**Figur 4.7**). Trenden kan være overvurdert på grunn av økt oppmerksomhet og samlerinteresse, men resultatet er for øvrig i samsvar med overvåkingsdata og annen litteratur for arten (oppsummert i Elven 2010), som heller ikke peker på noen tegn til nedgang, men stor variasjon i antall individer. Våre analyser fanger ikke opp denne variasjonen, i og med at observasjonene er på lokalitetsnivå.



Figur 4.7. Tidsserie for mnemosynesommerfugl i utvalgte fylker. Estimater av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt) for metoden brukt i denne rapporten. Til sammenligning vises trender estimert med metoden i Naturindeksen (rød linje) med 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyserødt felt). Referanseverdiene er tilstanden i 1900 for naturindekskurvene og første observasjonsår for kurvene med forekomstdata.

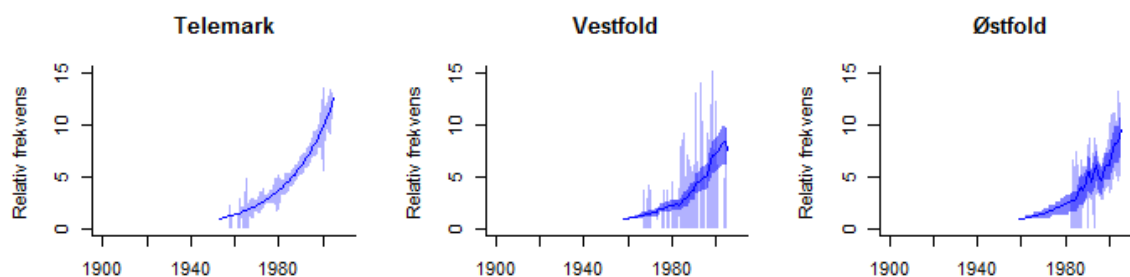
4.4.2 Prikkroutevinge

Prikkroutevinge *Melitaea cinxia* er kanskje først og fremst kjent blant økologer fra Hanskis metapopulasjonsstudier på Åland (se f. eks. Hanski 1999). I Norge er arten i hovedsak knyttet til strandengvegetasjon rundt Oslofjorden, hvor den legger egg på smalkjempe (*Plantago lanceolata*) og Veronica-arter (*Veronica* sp.). Den er regnet som kritisk truet på rødlista (Kålås, m. fl. 2010). Vi har i en annen rapport estimert en negativ nasjonal trend på grunnlag av forekomstdata som samsvarer med rødlistevurderingen (Skarpaas, m. fl. 2012).



Prikkroutevinge *Melitaea cinxia*
Foto: Leif Aarvik

For prikkroutevinge var det bare mulig å estimere trender i tre fylker: Telemark, Vestfold og Østfold. Trendene i disse fylkene var alle positive (**Figur 4.8**). Dette står i kontrast til den negative trenden estimert på nasjonalt nivå (Skarpaas, m. fl. 2012).



Figur 4.8. Tidsserier for prikkroutevinge. Estimer av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt). Referanseverdiene er første observasjonsår for kurvene med forekomstdata.

5 Diskusjon

I denne rapporten har vi beskrevet en metode for estimering av trender i populasjonsstørrelse på grunnlag av forekomstdata. Videre har vi vurdert potensialet for bruk av metoden på norske data for karplanter, lav, sopp og sommerfugler på ulike geografiske nivåer, og sammenlignet metoden med alternative metoder for trendestimering i fravær av gode populasjonsdata.

Her diskuterer vi resultatene fra gjennomgangen av metode, data og eksempler, med utgangspunkt i tre hovedspørsmål: Hvilke forutsetninger bør være oppfylt for at metoden skal kunne benyttes (5.1)? Hvordan kan metoden og foreliggende forekomstdata utnyttes i Naturindeksen (5.2)? Hva kan forbedres i metoden (5.3)?

5.1 Under hvilke forutsetninger kan metoden benyttes?

Resultatene viser at metoden kan gi gode estimater av tilstand og trender, men at visse krav til datakvalitet må være oppfylt. Lav romlig oppløsning, korte tidsserier, lav innsamlingsinnsats og lav oppdagbarhet fører til lav presisjon og i noen tilfeller skjevheter i estimatene av populasjonsstørrelse og vekstrate (se også Skarpaas & Stabbetorp 2011, Skarpaas, m. fl. 2012). Stor forsiktighet må derfor utvises når datakvaliteten er dårlig, særlig hvis flere av de nevnte aspektene inntreffer samtidig.

I noen tilfeller bør denne metoden ikke benyttes. For det første er det en del tilfeller der kravene til datakvalitet ikke er oppfylt (se **Tabell 3.1** for tommelfingerregler). Dessverre er det slik at også forekomstdata er dårligst blant artsgrupper der den biologiske kunnskapen ellers også er dårlig, og grunnlaget for levedyktighetsanalyser i rødlistene og fremmedartslistene og tilstandsvurderinger i Naturindeksen er tynt. Blant artsgruppene vi har fokusert på her, er data for lav, sopp og insekter i mange tilfeller ikke gode nok for estimering av tilstand og trender på fylkes- og kommunenivå. I noen tilfeller er det gode nok data til å estimere vekstrater, men ikke abundans (dvs. tilstand i naturindeksterminologi). I flere fylker er tidsseriene diskontinuerlige (dvs. det finnes år helt uten observasjoner) for flere artsgrupper (karplanter: Finnmark, Troms, Sogn og Fjordane; lav: Finnmark, Troms, Rogaland, Østfold; sopp: Finnmark, Troms; sommerfugler: Finnmark). Ekspertvurderinger vil i disse tilfellene være et bedre alternativ for fastsettelse av tilstand for naturindeksindikatorer. Forekomstdata blir også tynnere med høyere geografisk oppløsning. Norske forekomstdata er per i dag lite egnet til estimering av tilstand og trender på kommunenivå, også for karplanter, hvor datagrunnlaget totalt sett er best. Dette kan endre seg med den økende samlingen av forekomster gjennom Artsdatabankens system for artsobservasjoner, men det vil ta flere tiår før tidsseriene med denne type registreringer blir lange nok.

For det andre bør metoden ikke benyttes der hvor det finnes bedre data enn forekomstdata om populasjonsutvikling. Det gjelder for eksempel for en del dyrearter hvor det finnes lange tidsserier (fangststatistikk, viltovervåking, sjøfuglovervåking, TOV, samt spesialovervåking av arter som mnemosynesommerfugl; se kap. 4.4.1) og/eller detaljert kunnskap om populasjonsdynamikk (for eksempel store rovdyr og laks). I slike tilfeller finnes som regel også gode populasjonsmodeller som kan gi bedre estimater av trender og populasjonsstørrelse enn det man kan forvente med forekomstdata.

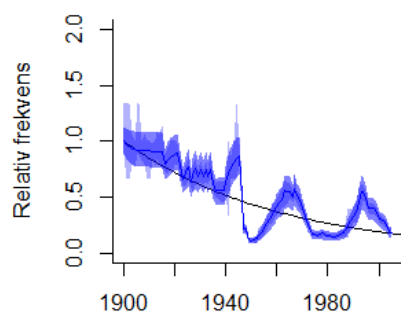
I tilfeller der gode populasjonsdata ikke finnes, men brukbare forekomstdata er tilgjengelige, er metoden vi presenterer her et godt alternativ. Det gjelder særlig karplanter, men også andre organismegrupper i enkelte fylker. Denne metoden gir bedre estimater (mer presise og forventningsrette) enn metoder som ikke tar hensyn til observasjonsfeil i slike data (Skarpaas & Stabbetorp 2011, Skarpaas, m. fl. 2012). En del av observasjonsfeilen ligger i artenes observerbarhet, her i betydningen sammlbarhet, representert ved parameteren k . Dersom denne ikke er kjent eller estimerbar, anbefaler vi å anta at arten samles når den finnes. For arter med lav samlerinteresse kan dette gi en overvurdering av negative trender (sterkere negative enn i virkeligheten). Endringer i k over tid kan også føre til skjevheter i estimatene, slik som positive

trender ved økt oppmerksomhet om artene over tid. Det kan være tilfelle for hvitmyrak, praktslørsopp og sommerfugl-eksemplene ovenfor (kap. 4; se også diskusjon i Skarpaas & Stabbe-torp 2011).

5.2 Hvordan utnytte forekomstdata i Naturindeksen?

Forekomstdata brukes i dag i Naturindeksen som grunnlag for ekspertvurderinger, samt modellering av trender for et begrenset utvalg av karplanter (Nybø 2010a). Med utgangspunkt i gjennomgangen av datagrunnlag og eksempler i denne rapporten, har vi fire anbefalinger når det gjelder bruk av forekomstdata i Naturindeksen.

- (1) Vi anbefaler fortsatt bruk av modellering basert på forekomstdata for karplantene hvor dette allerede gjøres, med noen justeringer. Estimatenes bør gjøres på fylkesnivå; datagrunnlaget i kommunene er for dårlig. Metoden bør brukes slik den er presentert i denne rapporten (med eventuelle forbedringer – se kap. 5.3), og ikke den forenklete varianten brukt i Naturindeksen hittil. De to variantene av metoden gir ikke alltid samme resultat (se for eksempel hvitmyrak, kap. 4.1.1). Vi regner den mer detaljerte metoden som mer pålitelig av to hovedgrunner: den baserer seg på belegg (ikke alle observasjoner) og korrigerer for observerbarhet. I tillegg anbefaler vi å bruke flere eksperter til å kvalitetssikre estimerte trender der dette er mulig.
- (2) Metoden som presenteres her kan være til hjelp med å estimere trender for en del arter og artsgrupper av karplanter, sopp og lav i Naturindeksen, hvor forekomstdata brukes som støtte for tilstandsvurderinger, for eksempel issoleie (kap. 4.1.2), Lobaria-arter (4.2.2) og jordstjerner (4.3.2). Å bruke modellering gir et mer objektivt, ekspertuavhengig, estimat på tilstanden, og kan gi interessante resultater, som våre resultater for Lobaria, med nedgang i de hardest drevne skogsområdene på Østlandet. Analysene må likevel gjøres med forsiktighet i forhold til begrensninger i datakvalitet (jfr **Tabell 3.1** og 3.2 og kap. 5.1) og andre feilkilder. Ekspertene vil også her fortsette å spille en viktig rolle i kvalitetssikring. De ovennevnte eksemplene illustrerer at det ikke alltid er samsvar mellom våre estimater og andre beregninger fra data (issoleie) eller ekspertvurderinger (Lobaria og jorstjerner). Ekspertkunnskap om artene vil derfor være viktig for å vurdere om estimatene er realistiske. Der det finnes overvåkingsdata som peker i en annen retning enn forekomstdata (f. eks. snømållav i Nord-Trøndelag), må man vurdere overvåkingsdataenes antatte bedre kvalitet mot forekomstdataenes bredere geografiske (og tidsmessige) dekning. I tillegg bør man vurdere å bruke estimater av vekstrater i stedet for tilstand der det er tegn til overtilpasning, dvs. overvurdering av populasjonssvingninger (**Figur 5.1**).



Figur 5.1. Tidsserie for jordstjerner i Hordaland som illustrerer overtilpasning. Estimer av hovedtrend basert på mest sannsynlig populasjonsforløp (blå linje) med 95% konfidensintervall (mørkeblått felt) og 50% usikkerhetsintervall for observasjonsfeil (lyseblått felt), og ekstrapolering av estimert vekstrate (sort linje) fra referansetidspunktet (1900).

- (3) Vi vil ikke foreslå konkrete arter til Naturindeksen på grunnlag av hva som finnes av forekomstdata (indikatorer skal velges etter andre kriterier; Pedersen, m. fl. 2013), men anbefaler å vurdere forekomstdata for potensielle indikatorer. Forekomstdata samles for et stort antall arter og gir et betydelig potensiale for å utvide indikatorsettet med nye arter og artsgrupper med et kvantitativt grunnlag, i noen tilfeller også langt bakover i tid. Eksemplene i denne rapporten (kap. 4) viser arter fra alle Naturindeksens terrestre økosystemer – myr og våtmark, fjell, skog og åpent lavland – men datagrunnlaget for ulike organismegrupper varierer en del mellom disse økosystemene. I myr og våtmark finnes forekomstdata av betydelig

ning kun for karplanter. I fjellet er det også hovedsakelig karplantedata, samt noe lav og sopp, men lite sommerfugler som er relevant i naturindekssammenheng. Generelt for alle økosystemer og artsgrupper gjelder at det vil være vanskelig å bruke metoden for svært sjeldne/vanskelig oppdagbare, samt svært vanlige arter (blåbær, gran) (se også kap. 5.1). Artsgrupper har flere observasjoner enn enkeltarter, og kan være et bra alternativ dersom de kan sies å ha liknende respons på miljøendringer. Neverlaver (kap. 4.2.2) og jordstjerner (kap. 4.3.2) er eksempler på slike grupper. Fokus på trender i stedet for abundans vil gi muligheter til å inkludere flere arter. Dette er en mulighet for arter hvor man likevel vurderer relativ endring fra et tidspunkt (f.eks. karplantene, hvor 1900 er referansen), men da vil man få glatte kurver for tilstand i Naturindeksen. Det vil vi i utgangspunktet ikke anbefale, med mindre datagrunnlaget er for tynt for abundanseestimerer og/eller det foreligger tegn på overtilpasning av prosessmodellen (se f. eks. praktslørsopp, kap. 4.3.1 og **Figur 5.1**).

- (4) Vi anbefaler sterkt å støtte utviklingen av metoder som kan håndtere observasjonene som samles inn gjennom Artskart. På sikt vil dette datasettet bli svært stort og verdifullt, dersom man har metoder som kan filtrere vekk observasjonsstøy. Det vil innebære en videreutvikling av metoden som presenteres her (se kap. 5.3). For mange arter er landsdekkende overvåking utopisk, mens usystematiske forekomstdata samles over hele landet. For mange av Naturindeksens indikatorer vil analyser av slike data være eneste realistiske vei til lokale estimerer (kommunenivå), som jo er et langsiktig mål for Naturindeksen.

5.3 Forbedringsmuligheter

Selv om vi mener at metoden kan gi verdifulle bidrag til Naturindeksen og andre forvaltningsrelevante formål slik den er, finnes det også mange mulige forbedringer. Det gjelder både modellstruktur (populasjons-, og observasjonsmodellene), databearbeiding og regnetekniske løsninger (se også diskusjon i Skarpaas & Stabbetorp 2011, Skarpaas 2012, Skarpaas, m. fl. 2012).

Så langt har vi operert med en enkel eksponensialmodell for populasjonsprosessen (kap. 2). I prinsippet er det ikke noe i veien for å erstatte eksponensialmodellen med andre modeller, f.eks. tetthetsavhengige modeller som Ricker eller Beverton-Holt (se f.eks. de Valpine & Hastings 2002) eller andre populasjonsmodeller med eller uten romlige aspekter (Jongejans, m. fl. 2008). Slike alternative modeller kan muligens gi bedre estimerer dersom de passer bedre til organismen. Tetthetsavhengige modeller kan for eksempel være nyttige for arter som er i ferd med å fylle habitatet (se Skarpaas 2012), og romlige populasjonsmodeller kan gjøre det mulig å estimere spredningshastigheter og effekter av lokale påvirkninger. Man må imidlertid være klar over at andre populasjonsmodeller vil kreve andre analytiske eller numeriske løsninger for beregning av utdøing eller andre avledete populasjonsparametere. I mange tilfeller vil parametrene i den enkle eksponensialmodellen være enklere å estimere, og disse vil trolig representere populasjonsprosessen godt nok for mange formål (Holmes, m. fl. 2007), inklusive trend- eller tilstandsestimerer for Naturindeksens indikatorer.

Vi ser et større forbedringspotensiale i håndtering av observasjonsfeil. Dette er den største kilden til usikkerhet i forekomstdata som mål på mengde av en art. I noen få tilfeller kan det være snakk om feilidentifikasjon av arter, men det meste av observasjonsfeilen skyldes at observasjonene ikke er mange og ikke tilfeldig fordelt, men på ulike måter styrt av observatørens kunnskap og preferanser, samt egenskaper ved artene og deres habitat.

Et viktig aspekt er derfor forståelsen av observasjonsprosessen for en gitt art/artsgruppe, som er grunnlaget for utformingen av en god observasjonsmodell. Dersom man har et stort antall observatører som samler mer eller mindre tilfeldig fra hele det aktuelle området, er det rimelig å bruke en binomisk innsamlingsmodell, slik vi hittil har gjort. Men i en del tilfeller vil observasjonene trolig ikke være binomisk fordelt. For eksempel er det slik at for enkelte organisme-grupper hvor det totalt sett har vært samlet lite, er det likevel noen enkelte personer som har

gjort en betydelig innsats. Samlingene blir dermed preget av disse samlernes kunnskaper og preferanser for artsgrupper og områder. Jens Stordal (1917-2012) og hans samlervenner har stått for om lag 3/4 av det som er digitalisert av soppsamlingen fra 1900-tallet. Heldigvis samlet Stordal bredt taksonomisk (i likhet med andre aktive samlere på 1900-tallet, f. eks. Ryvarden), men det er tydelig at han har samlet mest i visse områder. Internasjonalt er det vist at samlingene gjerne er størst i nærheten av der samlerne bor (Moerman & Estabrook 2006).

Vi tror derfor at kunnskap om samlerne – hvem de er og hva de er interesserte i (samlersosiologi og faghistorie; se f.eks. Pedersen 2002, Jørgensen 2007) – vil kunne hjelpe til med å forbedre estimatene ytterligere. Man kan se for seg ulike typer av samlere: blant fagbiologene er taksonomer gjerne opptatt av visse taksonomiske grupper (svever, arver, starr, slør-sopper, osv.), mens samfunnsøkologer gjerne samler bredt fra visse naturtyper og populasjonsøkologer fokuserer på bestemte arter. Bevaringsbiologer er gjerne opptatt av truede og sårbare arter, samt fremmede arter. Blant amatørene finner vi mange ulike interesser, både taksonomiske, økologiske og bevaringsbiologiske. Mange er opptatt av å dokumentere det de ut fra sitt kunnskapsnivå oppfatter som spesielle funn. Slik "frimerkesamling" er trolig mindre dominerende i dag enn i samlingenes barndom, men fortsatt utbredt. Det gjør at museenes samlinger, og i økende grad Artsobservasjoner, kan fungere som viktige "følere" for endringer i det "uvanlige" (sjeldne og fremmede arter), men gjør samtidig at det er behov for å kompensere for slike skjevheter hvis man ønsker å bruke slike forekomstdata til å si noe generelt om arters tilstand og utvikling. Kvantitative beskrivelser av ulike samlertyper og samlingsprosesser i form av ulike observasjonsmodeller vil være et viktig bidrag til dette.

Når det gjelder det geografiske aspektet (hvor det samles), tar vår metode til en viss grad hensyn til dette ved å kvantifisere total innsamlingsinnsats i den grunnleggende geografiske enheten man ønsker estimater for (fylke, evt. kommune) og standardisere observasjonene med innsamlingsinnsatsen. Forskjeller over tid, og forskjeller mellom de ulike geografiske enhetene blir dermed fanget opp og korrigerert for. Men geografiske forskjeller innad i hver enkelt enhet blir ikke tatt hensyn til. I noen få kommuner er det samlet nokså systematisk og jevnt for enkelte artsgrupper (for eksempel karplanter i Drammen) men ofte er det nok slik at samlingen er størst i nærheten av de store byene og tettstedene (hvor mange av samlerne bor). For store kommuner og fylker med store interne geografiske forskjeller kan slike skjevheter bli alvorlige: dersom arten oversamles i et område hvor den gjør det bra, vil vi få et for positivt bilde av utviklingen, og motsatt hvis oversamlingen skjer i et område hvor arten gjør det dårlig. En mulighet for å kompensere for dette er å utvikle romlig eksplisitte modeller, hvor informasjon om den geografiske lokaliseringen til hver enkelt innsamlingsenhet, dvs. kvadratkilometerutter i vårt tilfelle, brukes i modellen (se f. eks. van Strien, m. fl. 2010, van Strien, m. fl. 2011). I tillegg til å korrigere for geografiske skjevheter, er fordelene med en slik tilnærming at man får estimater med høy geografisk oppløsning og kan låne informasjon om innsamlingsinnsats, tidligere tilstand osv. fra nærliggende områder til estimeringen. Regneteknikk er det tyngre enn vår tilnærming, men dette er et avtagende problem med økende datakraft (se også kommentarer om regnetekniske løsninger nedenfor).

Et annet aspekt er kvantifisering av artenes observerbarhet. I vår observasjonsmodell er den artsspesifikke observerbarheten fanget opp gjennom parameteren k , som gjenspeiler hvordan innsamlingssannsynligheten påvirkes (reduseres) av artstrekk som påvirker oppdagbarhet (Kéry 2004, Kéry & Schmid 2004) og attraksjonsverdi for samlere (Pedersen 2002). Måten vi foreløpig estimerer denne parameteren på tar imidlertid bare høyde for "samlbarhet", dvs. sannsynligheten for at en art blir belagt ved et besøk til en geografisk enhet, gitt at den blir funnet innenfor denne geografiske enheten. Dette er rimelig for arter som er lett synlige og gjenkjennelige, men i andre tilfeller kan det være nyttig med feltstudier av oppdagbarhet og mørketall som kan brukes til å forbedre observasjonsmodellen. Estimeringen tar heller ikke hensyn til variasjon i observerbarhet som skyldes andre ting enn trekk ved arten og dermed varierer geografisk. Lav observerbarhet som ikke korrigeres for, gir skjevheter i estimater av abundans. For sjeldne arter som blir vanligere (slik som fremmede arter; Skarpaas 2012), kan avtagende observasjonssannsynlighet (samlersinteresse) føre til at vekstraten underestimeres. Disse svakhe-

tene kan kompenseres for ved å la observasjonsparameteren variere med tid og rom – som igjen taler for en romlig eksplisitt tilnærming – og eventuelt med abundans.

Det er også mulig å forbedre estimater ved grundigere databearbeiding. Selv om dette er tidkrevende, kan det svare seg å investere en del i dette når det finnes få andre gode kilder til informasjon om artene. I enkelte områder er det ”hull” i tidsseriene for innsamlingsinnsats, særlig i de nordlige fylkene, hvor det er enkelte år uten innsamlinger. En måte å bøte på dette på, ville være å ”glatte” innsamlingsinnsatsen, eventuelt bare estimere eller sette til et lavt tall (1) for år uten observasjoner. En annen utfordring er fokuset på truede arter i den senere tid, som trolig har ført til at disse oversamles. Dette kan igjen føre til undervurdering av negative trender, falske positive trender og overvurdering av positive trender. Problemet er trolig størst hos dårlig kjente grupper som sopp og lav. Homogen innsamling på tvers av alle arter kan man trolig ikke forvente i overskuelig framtid. En mulig løsning er derfor å etablere smalere og bedre tilpassede sett med bakgrunnsarter som er likere fokusartene i hvordan de samles. I mange tilfeller er det mulig å avgrense potensielt habitat mer presist enn det som ble gjort her (se f. eks. Skarpaas 2012, hvor det ble gjort geografiske og høydemessige avgrensninger). I tillegg til å gi et bedre tilpasset sett med bakgrunnsarter, vil en bedre geografisk avgrensning redusere det potensielle utbredelsesområdet og dermed redusere størrelsen på regneoperasjonene og forbedre estimatene. Dersom det finnes ytterligere krysslistedata som ikke er digitalisert, vil digitalisering og tilrettelegging av disse være til stor nytte med tanke på geografisk avgrensning. Ideelt sett kunne man ønske seg en avgrensning på naturtypenivå, men det vil kreve ytterligere utredning av hvilke arter som har tyngdepunkt hvor. Kunnskapen finnes for mange arter i floraer, rødlistor, osv., men er ikke systematisert på en måte som er lett å bruke i modellering.

Avslutningsvis vil vi gjenta at selv om forekomstdatasett er store og tunge å jobbe med, er dette et minkende problem med økende datakraft. Beregningene kan også gjøres raskere ved å forbedre koden og legge til rette for parallell prosessering. Dette vil øke mulighetene for å håndtere store datasett, og prøve ut ulike modeller og avgrensninger av data. Det kan også være mulig å automatisere beregninger. Det vil være nyttig etter hvert som nye data kommer inn gjennom Artsobservasjoner og gi mulighet for rask oppdatering av tilstandsvurderinger.

5.4 Konklusjon

Med foreliggende data er det mulig å beregne tilstand og trender på fylkesnivå for karplanter, og i enkelte fylker for sopp og lav. Kun et fåtall kommuner har tilstrekkelig innsamlingsinnsats for karplanter. For mange karplanter vil slike beregninger være mulig i alle de terrestre økosystemene (myr og våtmark, åpent lavland, skog og fjell), og for en del sopp og lav i skog og fjell. Økologisk homogene artsgrupper kan være et godt alternativ til enkeltarter, særlig for sopp og lav, både fordi man slik kan redusere taksonomiske problemer, og fordi det gir større datamengder å jobbe med, og dermed sterkere utsagnskraft. Artsobservasjoner vil bli en verdifull kilde på sikt, men metoder for å håndtere dataoverføring og analyse må forbedres og gjøres enklere å bruke.

Med denne type data vil usikkerheten alltid være høy. Nøyre planlagt overvåking er bedre (Sverdrup-Thygeson, m. fl. 2009). Satsningen på overvåking er imidlertid beskjeden i forhold til ambisjonene om en lokal Naturindeks, og vil trolig være det i overskuelig framtid

Vi anbefaler derfor at (1) modellering basert på forekomstdata videreføres for modellerte karplanter i Naturindeksen, med metoden beskrevet her, (2) eksisterende indikatorarter hvor forekomstdata brukes som støtte for ekspertvurderinger også benytter forekomstmodellering, (3) eventuelle nye indikatorer (særlig karplanter, samt sopp og lav i skog og fjell) vurderer analyser med forekomstdata, og at (4) metoder for å håndtere observasjonsfeil i forekomstdata videreutvikles, da dette kan være eneste farbare vei til en lokal Naturindeks i fravær av en massiv satsning på overvåking.

6 Referanser

- Aarrestad, PA, Bjerke, JW, Often, A, Skarpaas, O, Stabbetorp, OE, Tømmervik, H & Økland, T. 2010. Karplanter. - I: Nybø, S (red.), Datagrunnlag for Naturindeks 2010. Direktoratet for Naturforvaltning, s. 36-50.
- Bjerke, JW, Bruteig, I & Tømmervik, H. 2010. Lav og alger. - I: Nybø, S (red.), Datagrunnlag for Naturindeks 2010. Direktoratet for Naturforvaltning, s. 59-68.
- Brandrud, TE. 2010. Sopp i skog. - I: Nybø, S (red.), Datagrunnlag for Naturindeks 2010. Direktoratet for Naturforvaltning, s. 53-55.
- Buckland, ST, Newman, KB, Thomas, L & Koesters, NB. 2004. State-space models for the dynamics of wild animal populations. - *Ecological Modelling* 171: 157-175.
- Calder, C, Lavine, M, Müller, P & Clark, JS. 2003. Incorporating multiple sources of stochasticity into dynamic population models. - *Ecology* 85: 1395-1402.
- Certain, G & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: Statistical framework and implementation for Norway. - NINA.
- Clark, JS & Bjørnstad, ON. 2004. Population time series: process variability, observation errors, missing values, lags and hidden states. - *Ecology* 85: 3140-3150.
- de Valpine, P & Hastings, A. 2002. Fitting population models incorporating process noise and observation error. - *Ecological Monographs* 72: 57-76.
- Elven, H. 2010. Mnemosynesommerfugl *Parnassius mnemosyne*. - I: Artsdatabanken (red.). - Artsdatabanken, s. 3.
- Elven, R (red.). 2005. Johannes Lid & Dagny Tande Lid Norsk flora. - Det Norske Samlaget.
- Evans, M, Hastings, N & Peacock, B. 2000. Statistical distributions. - Wiley.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. - Oxford University Press.
- Holmes, EE, Sabo, JL, Viscido, SV & Fagan, WF. 2007. A statistical approach to quasi-extinction forecasting. - *Ecology Letters* 10: 1182-1198.
- Jongejans, E, Skarpaas, O & Shea, K. 2008. Dispersal, demography and spatial population models for conservation and control management. - *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9: 153-170.
- Jørgensen, PM (red.). 2007. Botanikkens historie i Norge. - Fagbokforlaget.
- Kéry, M. 2004. Extinction rate estimates for plant populations in revisitation studies: Importance of detectability. - *Conservation Biology* 18: 570-574.
- Kéry, M & Schmid, H. 2004. Monitoring programs need to take into account imperfect species detectability. - *Basic and Applied Ecology* 5: 65-73.
- Kålås, JA, Viken, Å & Bakken, T (red.). 2006. Norsk Rødliste 2006 - 2006 Norwegian Red List. - Artsdatabanken.
- Kålås, JA, Viken, Å, Henriksen, S & Skjelseth, S (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken.
- Moerman, DE & Estabrook, GF. 2006. The botanist effect: counties with maximal species richness tend to be home to universities and botanists. - *Journal of Biogeography* 33: 1969-1974.
- Nybø, S (red.). 2010a. Datagrunnlag for Naturindeks 2010. - Direktoratet for Naturforvaltning.
- Nybø, S (red.). 2010b. Naturindeks for Norge 2010. - Direktoratet for Naturforvaltning.
- Nybø, S & Skarpaas, O. 2008. Naturindeks: Uprøving av metode i Midt-Norge. - NINA, s. 45.
- Pedersen, B, Nybø, S & Skarpaas, O. 2013. Naturindeksens økologiske rammeverk. En mer stringent tilnærming til fastsetting av referanseverdier og utvalget av indikatorer.
- Pedersen, O. 2002. Karplanteherbariene - hva har samlet seg der? - *Blyttia* 60: 103-116.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. - R Foundation for Statistical Computing.
- Skarpaas, O. 2012. Levedyktighetsanalyse som grunnlag for risikovurdering av fremmede karplanter. - NINA, s. 58.
- Skarpaas, O, Brandrud, TE & Sverdrup-Thygeson, A. 2012. Rødlister: fra fundament til forvaltning. - NINA.
- Skarpaas, O & Stabbetorp, O. 2011. Population viability analysis with species occurrence data from museum collections. - *Conservation Biology* 25: 577-586.
- Sokal, RR & Rohlf, FJ. 1995. Biometry. - W. H. Freeman and Company.
- Sverdrup-Thygeson, A, Bakkestuen, V, Bjureke, K, Blom, H, Brandrud, TE, Bratli, H, Endrestøl, A, Framstad, E, Jordal, JB, Skarpaas, O, Stabbetorp, OE, Wollan, AK & Ødegaard, F. 2009.

- Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009. - NINA, s. 78.
- van Strien, AJ, Termaat, T, Groenendijk, D, Mensing, V & Kéry, M. 2010. Site-occupancy models may offer new opportunities for dragonfly monitoring based on daily species lists. - *Basic and Applied Ecology* 11: 495-503.
- van Strien, AJ, van Swaay, CAM & Kéry, M. 2011. Metapopulation dynamics in the butterfly *Hipparchia semele* changed decades before occupancy declined in The Netherlands. - *Ecological Applications* 21: 2510-2520.
- Ødegaard, F. 2010. Evertebrater. - I: Nybø, S (red.), *Datagrunnlag for Naturindeks 2010*. Direktoratet for Naturforvaltning, s. 33-34.

Vedlegg 1: Innsamlingsinnsats på kommunenivå

Tabellen viser areal, antall år med innsamlinger og gjennomsnittlig innsamlingsinnsats for planter, lav, sopp og sommerfugler i de 50 norske kommunene med størst total gjennomsnittlig innsamlingsinnsats per år. Datakilde: GBIF (<http://gbif.no/>).

Kommune	Areal (km ²)	Tidsserier (år)				Innsamlingsinnsats (observasjoner / år)				Totalt
		Planter	Lav	Sopp	Sommerfugler	Planter	Lav	Sopp	Sommerfugler	
1 Oslo	481	194	201	180	177	47,1	8,6	10,4	6,5	72,5
2 Kristiansand	776	196	109	131	128	28,1	1,0	5,2	21,9	56,3
3 Trondheim	527	182	181	166	162	16,1	2,0	14,3	2,2	34,6
4 Fredrikstad	559	179	168	170	104	20,5	2,2	5,6	3,4	31,7
5 Oppdal	2274	182	188	165	163	19,0	4,2	6,1	1,9	31,2
6 Arendal	919	180	137	124	168	8,3	0,4	9,8	12,2	30,6
7 Bærum	217	185	182	185	160	15,3	2,2	9,1	3,8	30,4
8 Bergen	570	191	173	122	149	2,9	4,1	13,0	4,8	24,9
9 Ås	104	146	122	141	104	4,7	1,2	6,6	11,5	24,0
10 Larvik	1282	185	182	167	124	11,8	2,2	6,8	3,2	24,0
11 Asker	131	180	181	182	130	12,7	1,0	5,6	3,5	22,8
12 Sigdal	842	124	76	87	67	1,8	6,1	13,3	1,4	22,6
13 Farsund	1253	180	154	125	75	10,7	1,2	3,9	5,2	21,0
14 Hvaler	519	179	127	166	119	11,1	2,3	1,9	5,4	20,7
15 Gjøvik	672	152	173	101	66	2,4	0,6	14,2	2,2	19,4
16 Voss	1808	184	179	139	132	2,9	0,8	13,0	2,1	18,9
17 Askim	69	162	84	75	17	0,9	1,1	0,6	16,2	18,8
18 Namdalseid	805	74	72	39	0	1,6	6,0	10,2	0,0	17,9
19 Grimstad	942	180	74	84	138	5,3	0,7	9,1	2,4	17,6
20 Rakkestad	435	162	76	111	33	6,2	5,3	2,1	3,8	17,5
21 Dovre	1364	184	183	165	174	8,0	1,7	6,7	1,1	17,5
22 Midtre Gauldal	1861	156	72	101	39	13,4	0,6	2,5	0,6	17,1
23 Engerdal	2197	141	138	74	64	5,2	1,1	9,8	0,9	17,1
24 Ringsaker	1281	198	99	124	162	5,7	2,2	8,1	0,8	16,8
25 Vågå	1330	181	181	92	97	5,4	2,9	6,4	1,7	16,4
26 Moss	125	179	96	124	99	5,5	1,5	3,1	6,2	16,3
27 Østre Toten	562	140	83	84	43	1,4	1,7	12,8	0,1	16,0
28 Granvin	229	142	112	121	103	2,0	8,2	4,2	1,5	16,0
29 Rælingen	72	109	64	82	35	0,8	0,5	0,8	13,8	15,8
30 Ski	166	133	136	100	69	1,0	0,5	10,1	3,8	15,4
31 Rana	4588	165	165	165	80	2,4	0,8	7,5	4,5	15,1
32 Frogn	115	179	99	169	135	4,7	2,1	4,5	3,6	15,1
33 Sørums	207	181	137	77	40	0,7	0,1	0,6	13,6	15,0
34 Halden	661	194	129	127	118	5,5	2,6	4,7	2,0	14,9
35 Alta	4558	168	204	165	146	7,1	1,8	3,5	2,4	14,9
36 Ulvik	746	179	179	102	132	2,1	0,6	11,4	0,7	14,7
37 Kragerø	1060	180	89	123	119	10,0	0,9	2,1	1,6	14,5
38 Sunndal	1800	165	138	84	113	4,6	1,0	7,3	1,5	14,4
39 Røros	1956	199	139	127	60	11,5	1,4	1,0	0,2	14,1
40 Rollag	449	74	180	127	43	3,0	0,6	2,7	7,7	14,0
41 Råde	159	132	89	99	45	3,9	1,1	1,0	7,9	13,9
42 Drangedal	1063	95	85	96	50	3,8	1,6	5,6	3,0	13,9
43 Træna	1794	121	2	120	45	0,5	9,0	0,3	4,0	13,8
44 Åfjord	1411	141	55	88	33	8,6	3,7	1,1	0,3	13,7
45 Nøtterøy	203	164	93	151	45	2,2	0,2	3,2	8,0	13,7
46 Porsgrunn	199	182	166	166	174	5,7	0,4	1,8	5,4	13,3
47 Skien	783	180	137	169	160	7,3	1,2	2,4	2,4	13,2
48 Lunner	292	157	101	94	84	1,4	0,8	9,0	1,7	12,9
49 Tvedestrand	610	180	206	126	136	5,5	0,6	2,6	4,1	12,7
50 Lillesand	851	180	158	124	47	6,0	0,3	2,1	4,2	12,5

Vedlegg 2: Innsamlingsinnsats på fylkesnivå

Tabellen viser totalt areal, antall år med innsamlinger og gjennomsnittlig innsamlingsinnsats for planter, lav, sopp og sommerfugler i de 19 norske fylkene på fastlandet sortert etter total gjennomsnittlig innsamlingsinnsats per år for alle artsgrupper. Datakilde: GBIF (<http://gbif.no/>).

Fylke	Areal (km ²)	Tidsserier (år)				Innsamlingsinnsats (observasjoner / år)				Totalt
		Planter	Lav	Sopp	Sommerfugler	Planter	Lav	Sopp	Sommerfugler	
1 Oppland	25190	184	199	183	174	69,0	18,4	63,5	15,1	165,9
2 Sør-Trøndelag	28967	199	188	166	163	92,2	13,4	35,8	5,0	146,4
3 Akershus	5084	185	183	185	186	59,2	9,8	45,1	30,6	144,6
4 Østfold	5077	194	168	170	198	67,0	18,3	19,9	19,9	125,2
5 Vest-Agder	11084	196	186	131	128	67,1	3,6	14,0	34,1	118,8
6 Hordaland	22629	198	179	200	149	34,6	18,1	42,8	22,8	118,4
7 Aust-Agder	11889	180	206	126	168	46,6	3,9	32,8	25,8	109,2
8 Buskerud	15053	231	185	183	172	41,7	11,4	38,4	12,0	103,6
9 Hedmark	27400	198	182	169	162	46,4	8,8	33,1	8,4	96,7
10 Telemark	16159	194	180	169	174	47,7	6,3	20,4	16,2	90,7
11 Nord-Trøndelag	29687	182	192	129	128	35,1	12,5	40,7	2,1	90,5
12 Møre og Romsdal	26296	186	175	170	163	39,4	7,6	28,2	5,4	80,6
13 Vestfold	4119	196	182	167	152	32,2	4,4	28,4	11,2	76,3
14 Oslo	481	194	201	180	177	47,1	8,6	10,4	6,5	72,6
15 Nordland	81002	236	202	188	129	25,0	10,3	20,3	10,2	65,7
16 Rogaland	16532	180	173	173	166	30,0	5,2	12,4	12,2	59,7
17 Sogn og Fjordane	27168	184	184	142	130	27,0	4,8	20,4	6,5	58,8
18 Finnmark	74382	239	204	165	146	25,9	8,4	11,1	7,7	53,2
19 Troms	41133	197	206	165	129	25,4	4,4	8,9	4,5	43,1

Vedlegg 3: Datagrunnlag tilfeldige arter

Tabellen viser gjennomsnittlig tidsserielengde (år med innsamlinger) og gjennomsnittlig antall unike belegg av arten på fylkesnivå, og observerbarhet k (samlbarhet) på nasjonalt nivå, dvs. andel av funn hvor arten belegges. Ti taksa fra hver av artsgruppene karplanter, lav, sopp og sommerfugler er trukket tilfeldig fra listen av unike artsnavn i GBIF-datasettet (<http://gbif.no/>) for hver artsgruppe. Underarter og varieteter er utelatt. For karplanter har vi også utelatt fremmede arter.

	Art	Tidsserie (år)	Unike belegg (antall/fylke)	Observerbarhet
Karplanter	<i>Atriplex littoralis</i>	63,1	22,8	0,42
	<i>Cerastium glomeratum</i>	89,9	13,2	0,90
	<i>Myosotis alpestris</i>	0,6	0,6	1,00
	<i>Coeloglossum viride</i>	119,3	70,3	0,60
	<i>Deschampsia setacea</i>	8,2	1,4	0,64
	<i>Listera cordata</i>	133,7	49,4	0,63
	<i>Pteridium aquilinum</i>	93,4	14,6	0,08
	<i>Arabidopsis petraea</i>	71,0	34,3	0,86
	<i>Juncus ranarius</i>	45,7	16,3	0,48
	<i>Cochlearia anglica</i>	2,0	12,0	0,57
Lav	<i>Collema flaccidum</i>	58,2	33,9	0,45
	<i>Lepraria caesiocalba</i>	2,6	2,1	0,69
	<i>Lecanora umbrosa</i>	2,9	2,9	0,29
	<i>Bacidia igniarii</i>	0,0	0,0	0,00
	<i>Byssoloma marginatum</i>	0,0	0,0	0,00
	<i>Rhizocarpon expallescens</i>	1,0	1,0	0,50
	<i>Biatora flavopunctata</i>	7,6	11,7	0,56
	<i>Lecidea alpestris</i>	78,4	36,4	0,60
	<i>Usnea substerilis</i>	80,7	45,8	0,76
	<i>Verrucaria caesiopsila</i>	94,0	94,0	0,50
Sopp	<i>Lactarius violascens</i>	9,3	9,7	0,72
	<i>Exobasidium vaccinii</i>	60,2	19,2	0,51
	<i>Mycena maculata</i>	3,9	1,7	0,73
	<i>Stropharia alcis</i>	14,3	8,0	0,81
	<i>Flammulina velutipes</i>	40,3	17,8	0,64
	<i>Puccinia moliniaie</i>	10,2	3,2	1,00
	<i>Entoloma griseocyaneum</i>	11,1	11,2	0,95
	<i>Hemimycena ignobilis</i>	3,7	2,2	1,00
	<i>Tremiscus helvelloides</i>	59,1	14,8	0,86
	<i>Micropeziza karstenii</i>	40,0	40,0	1,00
Sommerfugler	<i>Leucoptera lathyriifoliella</i>	5,6	5,6	1,00
	<i>Argyroploce arbutella</i>	49,2	16,4	1,00
	<i>Operophtera brumata</i>	65,9	13,0	1,00
	<i>Psyche casta</i>	15,9	5,6	1,00
	<i>Epinotia tedella</i>	64,1	7,6	1,00
	<i>Catastia marginea</i>	44,5	12,9	1,00
	<i>Cochylidia implicitana</i>	13,8	2,3	1,00
	<i>Endothenia hebesana</i>	4,4	3,3	1,00
	<i>Phalonidia affinitana</i>	13,3	4,6	1,00
	<i>Acleris umbrana</i>	19,9	9,7	1,00

Vedlegg 4: Datagrunnlag naturindeksarter

Tabellen viser gjennomsnittlig tidsserielengde (år med innsamlinger) og gjennomsnittlig antall unike belegg av et gitt takson på fylkesnivå, og observerbarhet k (samlbarhet) på nasjonalt nivå, dvs. andel av funn med belegg, for taksa inkludert i Naturindeksen 2010 (Nybø 2010a). Datakilde: GBIF (<http://gbif.no/>).

	Takson	Tidsserie (år)	Unike belegg (antall/fylke)	Observerbarhet
Karplanter	<i>Papaver radicatum</i>	46,3	9,8	0,92
	<i>Loiseleuria procumbens</i>	91,8	20,6	0,23
	<i>Ranunculus glacialis</i>	69,8	12,8	0,33
	<i>Zostera marina</i>	49,7	14,3	0,17
	<i>Eleocharis parvula</i>	25,9	24,4	0,69
	<i>Thelypteris palustris</i>	46,0	7,3	0,82
	<i>Carex vesicaria</i>	130,8	51,1	0,62
	<i>Carex pauciflora</i>	90,4	19,9	0,13
	<i>ssp. incarnata</i>	34,6	16,5	0,54
	<i>Rhynchospora alba</i>	119,6	37,1	0,53
	<i>Rhynchospora fusca</i>	88,2	36,2	0,78
	<i>Drosera anglica</i>	0,0	0,0	NA
	<i>Drosera intermedia</i>	75,0	26,7	0,53
	<i>Ulmus glabra</i>	43,0	17,3	0,18
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	117,4	16,5	0,04
	<i>Quercus</i>	53,6	24,3	0,21
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	57,8	12,3	0,03
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	57,8	12,3	0,03
	<i>Salix pentandra</i>	118,5	52,4	0,55
	<i>Primula vulgaris</i>	68,0	27,2	0,59
	<i>Moneses uniflora</i>	103,6	37,6	0,62
	<i>Populus tremula</i>	49,7	12,8	0,03
	<i>Avenella flexuosa</i>	64,2	18,1	0,04
	<i>Deschampsia flexuosa</i>	0,0	0,0	NA
	<i>Molinia caerulea</i>	74,3	21,6	0,08
	<i>Juniperus communis</i>	57,5	14,7	0,03
	<i>Pseudorchis albida</i>	57,9	8,5	0,30
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	57,8	10,3	0,07
	<i>Erica cinerea</i>	42,5	17,6	0,79
	<i>Arnica montana</i>	102,8	29,2	0,52
Lav	<i>Hypogymnia physodes</i>	65,0	29,3	0,07
	<i>Lobaria</i>	119,4	101,2	0,44
	<i>Melanohalea olivacea</i>	106,8	20,0	0,40
Sopp	<i>Cortinarius nanceiensis</i>	0,0	0,0	1,00
	<i>Artomyces pyxidatus</i>	25,1	9,3	0,51
	<i>Antrodia albobrunnea</i>	11,2	10,6	0,80
	<i>Gomphus clavatus</i>	15,6	2,9	0,77
	<i>Albatrellus cristatus</i>	6,7	1,0	0,59
	<i>Gastrum</i>	75,1	39,4	0,96
	<i>Cortinarius cupreorufus</i>	8,2	2,6	0,93
	<i>Amylocystis lapponicus</i>	0,0	0,0	NA
	<i>Sarcodon</i>	51,1	21,0	0,60
	<i>Cantharellus melanoxeros</i>	0,0	0,0	NA
	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	40,3	25,1	0,34
	<i>Geoglossum</i>	70,5	46,4	0,97
	<i>Clavaria</i>	69,7	39,9	0,85
	<i>Entoloma bloxami</i>	0,0	0,0	NA
	<i>Hygrocybe</i>	72,7	173,0	0,86
	Sommerfugler	<i>Parnassius mnemosyne</i>	21,5	8,5

NINA Rapport 608

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2185-6



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no