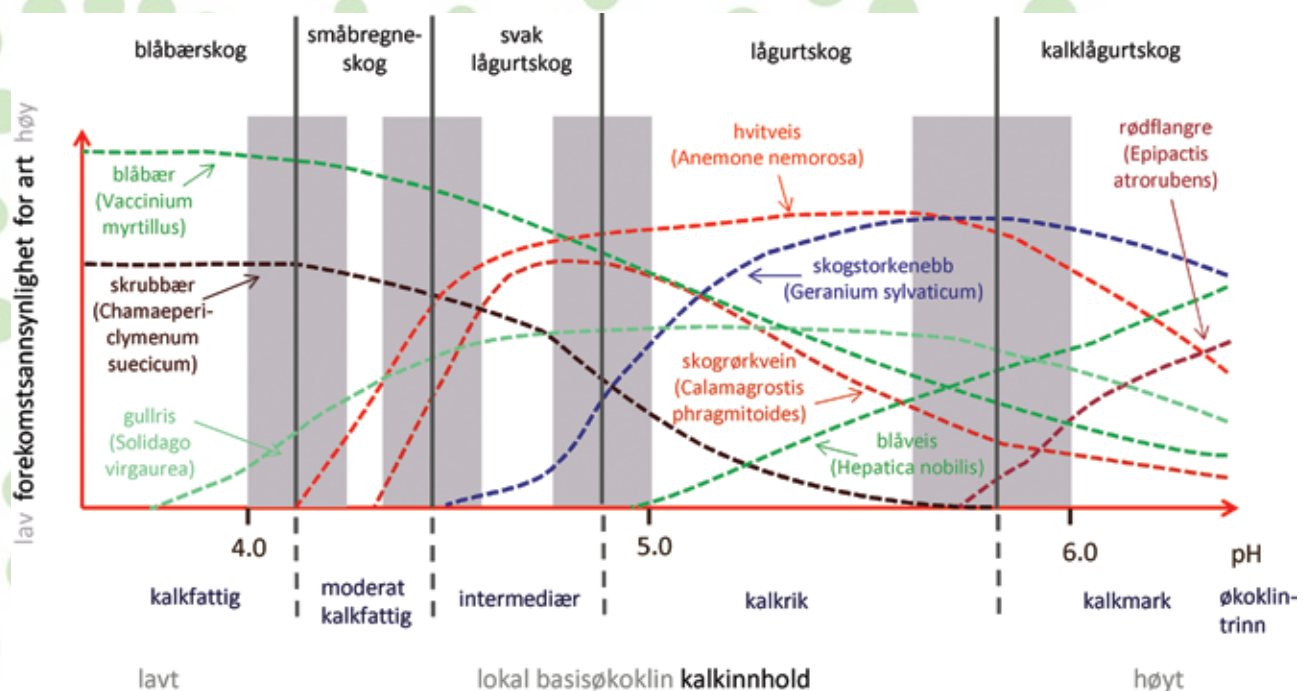


# Faglig grunnlag for naturtype- overvåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy

Rune Halvorsen



**Denne rapportserien utgis av:**

Naturhistorisk museum  
Postboks 1172 Blindern  
0318 Oslo

**[www.nhm.uio.no](http://www.nhm.uio.no)**

**Forfattere:**

Rune Halvorsen

Publiseringsform:

Publiseringsform:

**Sitering:**

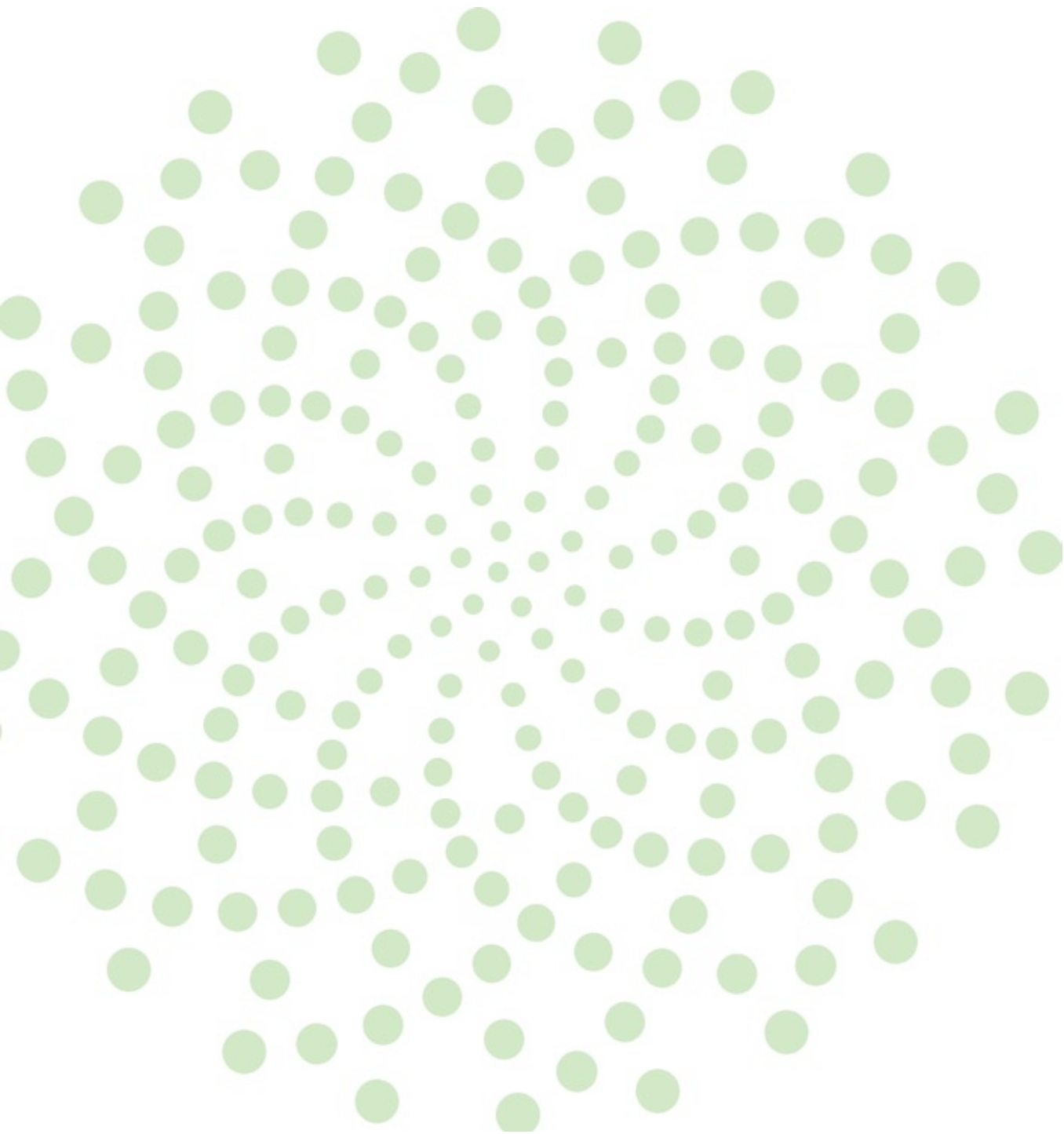
Sitering

ISSN: 1891-8050

ISBN: 978-82-7970 021 0

# Faglig grunnlag for naturtype- overvåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy





Antall sider og bilag: 117+0			
Rapportnummer: 10	Gradering:	Prosjektleder: Rune Halvorsen	Prosjektnummer: 200 672
ISSN 1891-8050	Dato: 26.09.2011	Bidragsfinansiert av: Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold, sekretariat: Direktoratet for naturforvaltning	
ISBN 978-82-7970 021 0			

#### Sammendrag:

NatTOv – prosjektet som her rapporteres – har hatt som målsetting å bidra til utvikling av metodikk for overvåking av naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet (og som det derfor ikke er praktisk og økonomisk mulig å overvåke et arealrepresentativt nettverk av overvåkingsflater. Prosjektet har blitt utført som enkeltundersøkelser. Disse blir rapportert separat. Denne rapporten inneholder en generell gjennomgang av naturtypeovervåking som fagfelt. Først forklares og drøftes grunnbegreper i naturovervåking. En forklaring av variasjonen i naturen ut fra et gradientperspektiv danner bakgrunnen for en kort beskrivelse av hvordan naturvariasjonen blir systematisert i NiN (Naturtyper i Norge) versjon 1.0. Derneft blir de viktigste verktøyene for analyse av naturtypevariasjon – gradientanalyse og utbredelsesmodellering – beskrevet med eksempler. Rapportens hoveddel er en inngående beskrivelse av fem overvåkingsmetoder som er relevante for naturmangfold, med siktemål å sette disse inn i en helhetlig, nasjonal og internasjonal sammenheng. Overvåkingsmetodenes anvendelsesområder og potensiale blir drøftet med utgangspunkt i eksempler. En av konklusjonene i rapporten er at vi nå har tilstrekkelig kunnskap om hvordan natur kan og bør overvåkes til at planlegging av et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge kan starte. Et 'vegkart' for en prosess fram mot et slikt helhetlig program blir skissert.

## Forord

Dette er den generelle rapporten fra prosjektet 'Naturtypeovervåking (NatTOv) – utarbeidelse av et faglig grunnlag for intensiv naturtypeovervåking'. Prosjektet er gjennomført 2009–10 med finansiering fra naturtype-arbeidsgruppa under 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold'. Prosjektet omfatter også sju grunnlagsundersøkelser som blir rapportert separat i 'Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – grunnlagsundersøkelser'. I denne generelle rapporten beskrives bakgrunnen for prosjektet og prosjektets mål, relevante begreper forklares og teori gjennomgås. Rapporten avsluttes med en inngående drøfting av overvåkingsmetodikk som støtter seg på resultatene av de sju grunnlagsundersøkelsene. Rapportens sammendrag inkluderer også de viktigste resultatene av grunnlagsundersøkelsene.

Som forfatterlistene til de enkelte grunnlagsundersøkelsene viser, er det mange som har bidratt til NatTOv-prosjektet med sin kompetanse og sin arbeidsinnsats. Alle disse, og en rekke andre personer som har gitt større eller mindre bidrag av ulike slag, takkes for godt samarbeid. En stor takk også til sekretariatet for 'Nasjonalt program' ved Knut Simensen for å ha fulgt prosjektet med stor interesse, for mange konstruktive samtaler undervegs og, ikke minst, for å ha gitt oss anledning til å gjøre forskning som på samme tid er målrettet mot viktige anvendelser og bidrar til å øke vår grunnleggende forståelse både av naturvariasjonen og av de metodene vi kan bruke til å analysere variasjon i naturen.

## Sammendrag

'Naturtypeovervåking (NatTOv) – utarbeidelse av et faglig grunnlag for intensiv naturtypeovervåking' er et prosjekt under naturtype-arbeidsgruppa i 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold'. Prosjektets målsetting har vært 'å utvikle en metodikk for intensiv stratifisert naturtypeovervåking, tilrettelagt for overvåking av naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet (og som det derfor ikke er praktisk og økonomisk mulig å overvåke ved ekstensiv naturtypeovervåking i et areal(type)representativt nettverk av overvåkingsflater.' Arbeidet i prosjektet har vært organisert i fire temaer hvorav tre omfattes av denne rapporteringen:

1. Utpøving av NiN versjon 1.0 som kartleggingsystem (delmål 1)
2. Forbedre infrastrukturen for naturtypemodellering (delmål 2)
3. Undersøkelser som belyser hvordan romlig prediksjonsmodellering kan brukes i sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking (delmål 4)

Det fjerde temaet (delmål 3), uttesting av fjernmåling som hjelpemiddel for identifisering av naturtyper, vil bli rapportert separat. Rapporteringen fra prosjektet er delt i to; denne generelle rapporten og en egen rapport for de sju grunnlagsundersøkelsene I–VII. Fire (III–VI) av disse er *case studies* med relevans for delmål 4; én (I) inneholder resultatene fra utpøvingen av parallell kartlegging etter NiN versjon 1.0 (delmål 1), én (II) presenterer et nytt landskapstypekart for Norge basert på inndelingen i NiN versjon 1.0 (delmål 2), og én (VII) inneholder en grundig gjennomgang av begrepsapparat for, og analyser som underbygger, metodikken for sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking (delmål 4). I denne generelle rapporten, som inneholder det faglige grunnlaget for naturtypeovervåking, blir resultatene av grunnlagsundersøkelsene I–VII trukket inn og eksplisitt referert til alle steder der det er relevant.

Denne generelle rapporten innledes med bakgrunnen for og formålene med NatTOv-prosjektet. Viktige grunnbegreper for naturovervåking blir forklart i kapittel 2.1. Overvåking av naturmangfold innebærer registrering av indikatorvariabler, tallfestede observasjoner av egenskaper ved indikatorer på naturmangfold som følges over tid. Indikatorene kan deles i to hovedgrupper, direkte indikatorer som beskriver mangfoldet av organismer som sådan, og indirekte indikatorer. Indikatorene kan også grupperes etter hvilket organisasjonsnivå de adresserer [populasjon (art), samfunn, økosystem (naturtype) eller miljøegenskaper]. Tre ulike måter å gruppere indikatorvariabler blir beskrevet; (i) på grunnlag av hvilken type egenskap ved indikatoren de gir uttrykk for; (ii) på grunnlag av hvilke metoder som egner seg for å innhente informasjon om dem; og (iii) på grunnlag av hvilke observasjonsenheter de er relevante for (kapittel 2.6).

I kapittel 2.2 blir kartlegging definert som registrering av indikatorvariabler med standardiserte og veldokumenterte metoder slik at andre observatører på et seinere tidspunkt skal kunne gjenta registreringene på nøyaktig samme måte. Overvåking er systematisk gjentatt kartlegging. Begrepet overvåkingsmetode (kapittel 2.4) blir brukt om ei 'pakke' som inneholder utvalgsmetode (metode for utvelgelse og plassering av observasjonssteder), registreringsmetoder (metode for innsamling av observasjoner) og analysemetoder (metoder for statistisk analyse av det innsamlete datamaterialet). Prinsipper og begreper som er viktig for statistisk analyse av naturovervåkingsdata blir forklart i kapitlene 2.3–6.

I kapittel 3.1–2 introduseres 'gradientperspektivet på naturvariasjonen', som er en oppsummering av hvordan naturegenskaper (arters forekomst og mengde og viktige miljøfaktorer) varierer i rom og tid. Ifølge 'gradientperspektivet' er naturvariasjonen i hovedsak økoklinal, det vil at variasjonen i artssammensetning og miljøfaktorer er gradvis langs komplekse miljøgradienter. Antallet økokliner som er viktige for å forklare variasjonen innenfor et (mindre) område er oftest relativt lavt. I kapittel 3.2 brukes gradientperspektivet til å konseptualisere begrepet 'naturtype' som et avgrenset intervall ('hypervolum') i et mangedimensjonalt rom med økokliner som akser. Kapittel 3.3 inneholder et sammendrag av hvordan naturvariasjonen blir systematisert i NiN (Naturtyper i Norge) versjon 1.0.

De viktigste verktøyene for analyse av naturtypevariasjon – gradientanalyse og utbredelsesmodellering – blir beskrevet med eksempler i kapittel 4. Utbredelsesmodellering blir beskrevet i særlig stor detalj (kapittel 4.2) fordi ett av de tre formålene med utbredelsesmodellering, romlig prediksjonsmodellering, er kjerneelementet i overvåkingsmetoden sannsynlighetsbasert overvåking. Romlig prediksjonsmodellering innebærer å predikere, så godt som mulig, hvor et naturfenomen (en art eller en naturtype) finnes innenfor et område. Grunnlagsundersøkelsene III–VI gir eksempler på romlig prediksjonsmodellering, og gir verdifulle innspill til kapittel 4.2.5 der metodevalg og metodetilpasning i romlig prediksjonsmodellering blir drøftet. En av de viktigste konklusjonene på grunnlagsundersøkelsene III–V er at romlige prediksjonsmodeller må evalueres ved bruk av et datasett som er innsamlet uavhengig av dataene som brukes til å kalibrere modellen. Dette blir drøftet i kapittel 4.2.6, hvor også framgangsmåten blir forklart.

I kapittel 5 blir overvåkingsmetoder som er relevante for naturmangfold beskrevet og satt inn i en helhetlig sammenheng. Kapitlet innledes med et vitenskapsteoretisk og internasjonalt perspektiv på naturovervåking (kapitlene 5.1–2) der det blir framhevet at god naturovervåking forutsetter at tre basale spørsmål er besvart. De to første av disse spørsmålene, 'hvorfor overvåke?' og 'hva skal overvåkes?', er miljøpolitiske spørsmål som må besvares av myndigheter med ansvar for forvaltning av natur. Gode svar på disse spørsmålene forutsetter imidlertid et godt kunnskapsgrunnlag. Det er det tredje spørsmålet, 'hvordan skal overvåkingen gjennomføres?', som er hovedtemaet i NatTOv-prosjektet. Dette er et rent vitenskapelig spørsmål. Kunnskapsbehovene som skal fylles gjennom kartlegging og overvåking blir samlet i fem grupper: (i) behovet for stedfestet naturinformasjon; (ii) behovet for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer for naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til; (iii) behovet for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk; (iv) behovet for uttesting av spesifikke forvaltningstiltak; og (v) behovet for å evaluere måloppnåelse. Det blir argumentert for at et mangfold av tilnæringsmetoder til naturovervåking er nødvendig for å fylle alle disse kunnskapsbehovene. Dette mangfoldet må omfatte basisovervåking som er basert på en induktiv vitenskapelig metode såvel som effektstudier basert på en mer eller mindre eksperimentell, hypotetisk-deduktiv metode. Et sett prinsipper for tilpasset overvåking blir foreslått med utgangspunkt i Lindenmayer & Likens' nylig publiserte *adaptive monitoring paradigm*.

I kapittel 5.3 beskrives fem hovedkategorier av datainnsamlingsmetoder (metoder for utvelgelse av observasjonsenheter og registrering av observasjoner) for naturovervåking: (i) arealdekkende datainnsamling; (ii) areal(type)representativ datainnsamling; (iii) sannsynlighetsbasert datainnsamling; (iv) gradientbasert datainnsamling; og (v) selektiv datainnsamling. Spesialutvalg, som blant annet inkluderer utvalgsmetoder tilrettelagt for eksperimentelle studier, utgjør en sjettede kategori. Sannsynlighetsbasert datainnsamling, som er en ny og hittil utprøvd datainnsamlingsmetode, blir beskrevet i særlig detalj (kapittel 5.3.4). Erfaringene fra *case studies* med romlig prediksjonsmodellering (grunnlagsundersøkelsene III–VI) og resultatene av en simuleringsundersøkelse der indikatorvariabelegenskaper blir estimert i datasett fra ulike sannsynlighetsbaserte utvalg (VII) viser entydig at sannsynlighetsbasert datainnsamling har stor potensiell nytteverdi som metode for å få arealrepresentativ informasjon om sjeldne naturfenomener. I kapittel 5.4 blir valg av datainnsamlingsmetode satt i sammenheng med kunnskapsbehov, ulike måter å oppnå erkjennelse (typer av statistiske slutninger) og egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler. Gradientbasert datainnsamling blir framhevet som en kjernemetode i naturovervåking av hele økosystemer, fordi metoden er spesielt velegnet for å dekke behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk. Tre av datainnsamlingsmetodene (alle unntatt gradientbasert datainnsamling og selektiv datainnsamling) kan fylle behovet for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer for naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til fordi de gir arealrepresentativ informasjon. I kapittel 5.4.4 blir det vist at overvåkingsmetodene kan ordnes i ei rekke fra arealdekkende datainnsamling via arealrepresentativ, arealtyperepresentativ og sannsynlighetsbasert datainnsamling til selektiv datainnsamling. Denne rekkefølgen representerer avtakende egnethet for å trekke pålitelige generelle slutninger, men også reduserte krav til hvor vanlig en indikator må være for å kunne overvåkes uten at arbeids- og driftskostnadene ved bruk av metoden skal bli urealistisk høye. En indikatorprevalens (relative frekvens, sannsynlighet for tilstedeværelse) blir framholdt som den viktigste bestemmende enkeltfaktoren for hvilken metode som egner seg best til overvåking av indikatoren. Dagens kunnskap om hvilke



prevalensintervaller de ulike metodene synes å egne seg best for og hvor gode romlige prediksjonsmodeller som trengs for at sannsynlighetsbasert overvåking skal være en aktuell overvåkingsmetode blir oppsummert i to figurer (Fig. 18–19).

På grunnlag av gjennomgangen av overvåkingsmetodene i kapitlene 5.3–4 blir det konkludert at vi nå har tilstrekkelig kunnskap om hvordan natur kan og bør overvåkes til å kunne planlegge et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge. I kapittel 5.5.1 blir et 'vegkart' (Fig. 20) for en prosess fram mot et slikt helhetlig program skissert, og i kapittel 5.5.2 blir et framlegg til metodeplattform (Fig. 21) for et slikt program beskrevet. En rekke spørsmål med relevans for hvordan natur bør overvåkes blir drøftet på grunnlag av vegkartet og metodeplattformen: hvordan naturtyper med ulike egenskaper bør overvåkes (kapittel 5.5.3); hvordan resultater fra overvåking i mindre definisjonsområder kan settes inn i større sammenhenger (kapittel 5.5.4); hvilket behov som finnes for videreutvikling av NiN som infrastruktur for overvåking (kapitlene 5.5.5–6); og hvordan overvåking av rødlistearter kan innpasses i overvåking av naturtyper (kapittel 5.5.7). Trådene blir trukket sammen i en oversiktstabell (Tabell 10) med eksempler på overvåkingstemaer som kan være aktuelle i et helhetlig nasjonalt program og hvilke metoder som kan være egnet for hvert av disse temaene. Flere eksempler i tabellen tar direkte utgangspunkt i resultatene av grunnlagsundersøkelser (IV, V og VI). Det blir også pekt på avklaringsbehov, behov for bedre prediktorvariabler til utbredelsesmodellering (III–VI) og behov for annen ny kunnskap.

Arbeidet med delmål 1, utprøving av NiN versjon 1.0 som kartleggingsystem (grunnlagsundersøkelse I), har hovedsakelig bestått i å utarbeide en kartleggingsinstruks og å teste denne i felt. To team av erfarne kartleggere kartla sommeren 2010 åtte kartleggingsområder á 1 km<sup>2</sup> uavhengig av hverandre. De 16 naturtypekartene ble digitalisert og gjort gjenstand for en GIS-basert analyse av likheter og ulikheter (I: 3.1) og i tillegg ble en omfattende spørreundersøkelse blant kartleggerne utført (I: 3.2). Resultatene av disse to undersøkelsene stemte godt overens og kan oppsummeres i følgende fem punkter:

- Natursystem- og landskapsdel-inndelingene i NiN versjon 1.0 viste seg godt egnet for naturtypekartlegging i målestokk 1:5 000, og denne målestokken er trolig nær optimal for kartlegging av naturtyper på disse naturtypenivåene. NiN-systemet har potensiale for å kunne videreutvikles til å fylle rollen som infrastruktur for naturovervåking, i tråd med en av hovedintensjonene med å utvikle systemet (se kapittel 5.5.5).
- Parallele naturtypekart er mer like i kartleggingsområder med 'enkler' naturvariasjon enn i områder der naturvariasjonen er mer kompleks (der topografien er mer 'knudrete' og det er sterkt preg av langvarig, tradisjonell hevd).
- Den viktigste årsaken til manglende presisjon i naturtypekartene er mangler i dokumentasjonen for NiN versjon 1.0, og at dokumentasjonen ikke er godt nok tilrettelagt for kartlegging.
- Andre viktige årsaker til redusert presisjon i naturtypekartene, var at opplæringen av, og kalibreringen mellom, kartleggerne ikke var god nok og uklarheter/mangler i kartleggingsinstruksen.
- Gradvis naturvariasjon vil alltid være en viktig kilde til usikkerhet ved grensetrekking, men det er foreløpig uvisst hvor stor del av uoverensstemmelsene mellom parallelle naturtypekart som er resultatet av gradvis variasjon.

På grunnlag av resultatene i I ble tre anbefalinger for videreutvikling av NiN som infrastruktur for kartlegging og overvåking av naturmangfold i Norge gitt:

1. *NiN-dokumentasjonen må utvikles videre og produkter spesielt tilrettelagt for praktisk bruk må utarbeides* (dette er utdypet i kapitlene 5.5.6 og i I: 4.2, som også inneholder lister over konkrete forbedringspunkter). Særlig viktig er det
  - a. at arter i langt større grad enn i NiN versjon 1.0 tas i bruk som indikatorer for naturtyper og økoklintrinn; og
  - b. at presis avgrensninginformasjon (og typebeskrivelser) blir spesielt tilrettelagt for bruk i praktisk kartlegging, i tillegg til at den mer fullstendige dokumentasjonen av NiN i Naturtypebasen bygges videre ut (blant annet med beskrivelser av alle grunntyper og med standardiserte eksempler).

2. *Det må utvikles et differensiert kursopplegg for brukere av NiN (se I: 4.2).*
3. *Instruksen for kartlegging etter NiN må forbedres vesentlig (se I: 4.2 punkt 2).*

Resultatene av grunnlagsundersøkelse I har også implikasjoner utover forbedring av NiN som kartleggingssystem. Resultatene gir et klart signal til brukerne av naturtypekart om at kompleksiteten i naturen gjør kartlegging av natur til en svært vanskelig oppgave, ikke minst fordi det ofte ikke finnes entydige svar på hvilken type et areal skal tilordnes. God naturtypekartlegging stiller store krav til kompetanse hos kartleggeren, forutsetter grundig feltarbeid og er derfor arbeidsintensivt og ressurskrevende. Naturens kompleksitet vil også nødvendigvis stille betydelige krav til kompetanse hos brukerne av naturtypekart og annen naturinformasjon.

Arbeidet med delmål 2, å bedre infrastrukturen for naturtypemodellering, har først og fremst bestått i utarbeidelse av et landskapstypekart for Norge basert på inndelingen i NiN versjon 1.0 (II) og utvikling og uttesting av prediktorvariabler til bruk i romlig prediksjonsmodellering av arter og naturtyper (del av III–VI). Arbeidet med landskapstypekartet viste at landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 lar seg operasjonalisere og, med et par unntak, automatisere. På grunnlag av drøfting av erfaringer med, og resultatet av, landskapstypekartleggingen, ble det konkludert at det er god grunn til å anta at landskapstypeinndelingen vil kunne være velegnet som utgangspunkt for å avlede arealdekkprediktorer for romlig prediksjonsmodellering. Muligheten for å utvikle (detaljere) landskapstypeinndelingen i NiN slik at den kan legges til grunn for nasjonal landskapskartlegging i målestokk 1:50 000 blir drøftet. Arbeidet med delmål 2 resulterte i to anbefalinger:

4. *Landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 bør videreutvikles til en mer detaljert inndeling, tilrettelagt for kartlegging i målestokk 1:50 000.*
5. *Nye prediktorvariabler for naturtypemodellering må utvikles som del av en nasjonal infrastruktur for overvåking av naturmangfold, fordi gode romlige prediksjonsmodeller er en forutsetning for å kunne overvåke mange sjeldne arter og naturtyper ved bruk av sannsynlighetsbasert datainnsamling. Konkrete forslag er*
  - a. utvikling av bedre digitale høydemodeller ved bruk av laserscanningdata (VI),
  - b. utvikling av en prediktor for 'geologisk rikhet' (III, IV, VI),
  - c. utvikling av prediktorer for hevd og annen historisk bruk (III–VI), og
  - d. utvikling av prediktorer for arealdekke på landskapsnivå (II).

De fire *case studies* med romlig prediksjonsmodellering belyser ulike sider ved modelleringsmetoder og hvordan modellering kan integreres i en overvåkingsmetode. I grunnlagsundersøkelse III modelleres tilstedeværelse av plantearten griseblad (*Scorzonera humilis*) i 25 × 25 m gridruter i SØ Østfold. Undersøkelsen illustrerer også hvordan romlige prediksjonsmodeller kan evalueres ved bruk av uavhengige evalueringsdata. I grunnlagsundersøkelse IV modelleres natursystem-hovedtypen kulturmarkseng i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag). I undersøkelsen sammenliknes modeller som er basert på ulike typer treningsdata (naturtypefigurer for 'naturbeitemark' i DN's Naturbase og artsforekomster), gridet til ulike kornstørrelser, ved bruk av uavhengige evalueringsdata. Undersøkelsen viser at bruk av artsforekomstdata som treningsdata kan resultere i prediksjonsmodeller som er minst like gode som modeller basert på naturtyperegistreringer. I grunnlagsundersøkelse V modelleres eik (*Quercus* spp.) i SØ-Norge (25 × 25 m gridruter), og det gis også en oversikt over fordelingsmønstre for mikrohabitater knyttet til eik. Undersøkelsen viser at tilstedeværelse/fraværdata fra Landsskogtakseringen er velegnet som treningsdata for romlige prediksjonsmodeller for viktige treslag. Den illustrerer også hvordan evaluering av prediksjonsmodeller ved bruk av uavhengige evalueringsdata kan gi dyp innsikt både i svakheter ved modellen og i det modellerte naturfenomenets egenskaper. Det poengteres at utbredelsesmodellering bør være en iterasjonsprosess der evalueringsdata for en modellgenerasjon inngår i treningsdata for neste generasjon av modeller. I grunnlagsundersøkelse VI modelleres naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord på grunnlag av registreringer i gridruter på 5 × 5 m. Også i denne undersøkelsen sammenliknes romlige prediksjonsmodeller som er laget på grunnlag av ulike treningsdatasett, og det konkluderes at modeller basert på

tilstedeværelsesdata for naturtypen er omtrentlig like gode som modeller basert på tilstedeværelsesdata for arter med tilhørighet til naturtypen. Undersøkelsen illustrerer et tilfelle der både arealtype-representativ og sannsynlighetsbasert overvåking kan være aktuelle overvåkingsmetoder.

De fire *case studies* III–VI viser at det er mulig å lage gode romlige prediksjonsmodeller for mange landlevende arter og terrestriske naturtyper; modeller som er gode nok til å gjøre at sannsynlighetsbasert overvåking kan brukes for mange indikatorer som ikke kan overvåkes i et areal(type)-representativt utvalg av observasjonsenheter. Resultatene, både av *case studies* III–VI og av simuleringsundersøkelsen i VII, viser at sannsynlighetsbasert overvåking har potensiale for å kunne fylle den tiltenkte rollen som metode for overvåking av sjeldne naturfenomener. Følgende tiltak anbefales:

6. *Mer inngående undersøkelser av statistiske aspekter ved sannsynlighetsbasert datainnsamling må gjennomføres* (vurdering av flere estimatorene, gjennomføring av mer omfattende simuleringsundersøkelser)
7. *Flere case studies, i større definisjonsområder enn hittil, må gjennomføres*. Noen aktuelle temaer for slike case studies (se Tabell 10) er:
  - a. natursystem-enheten slåttemark (eller, mer generelt, kulturmarkseng; se IV)
  - b. natursystem-hovedtypen isinnfrysingsmark (egnet for utprøving av flere alternative overvåkingsmetoder)
  - c. det sammensatte livsmedium-objektet hul eik (se V)
  - d. natursystem-enheten kalklindeskog (se V)
  - e. natursystem-enheten åpen grunnlendt kalkmark (se VI)
  - f. fremmede arter i natursystem-grunntypen vegkant i hovedtypen konstruert fastmark

På bakgrunn av resultatene av NatTOv-prosjektet anbefales at følgende skritt blir tatt for å etablere et helhetlig nasjonalt overvåkingsprogram:

8. *Framlegget til metodeplattform for et helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold legges til grunn for drøftinger med relevante fagmiljøer med sikte på konsensus om overvåkingsmetodikk*
9. *Ansvarlige forvaltningsmyndigheter vurderer skissen til vegkart for prosessen fram mot et helhetlig program for overvåking av naturmangfold slik at skritt kan tas for å etablere et helhetlig nasjonalt program for overvåking av naturmangfold i Norge*

## Innhold

<b>1 Innledning</b>	<b>15</b>
1.1 Historisk bakgrunn: arbeidet med et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge fram til 2006	15
1.2 Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold: status og utfordringer	15
1.3 NatTOv-prosjektets formål	18
1.4 Rapportens oppbygging og innhold	18
<b>2 Grunnbegreper i økologi med relevans for naturovervåking</b>	<b>20</b>
2.1 Indikatorer og indikatorvariabler	20
2.2 Kartlegging og overvåking	23
2.3 Statistiske grunnbegreper: observasjon, utvalg og populasjon	23
2.4 Begreper knyttet til utvalg av observasjoner	24
2.5 Begreper for romlig skala og utbredelse	26
2.6 Gruppering av indikatorer og indikatorvariabler på grunnlag av hvilke observasjonseenheter som er relevante	28
<b>3 Det faglige grunnlaget for naturtypeovervåking: om naturvariasjon og NiN-systemet</b>	<b>29</b>
3.1 Naturtypebegrepet i NiN og gradientperspektivet	29
3.2 Arters respons på komplekse miljøgradienter, og en gradientanalytisk forståelse av hva en naturtype egentlig er	30
3.3 Systematisering av naturvariasjonen i NiN	32
3.3.1 Naturmangfoldnivåene	32
3.3.2 Generaliseringsnivåer	36
3.3.3 Økokliner	37
3.3.4 Andre kilder til variasjon	37
3.3.5 Overblikk over NiN-systemet	38
<b>4 Verktøy for analyse av naturvariasjon</b>	<b>41</b>
4.1 Gradientanalyse	41
4.1.1 Ordinasjon av miljøvariabler	41
4.1.2 Ordinasjon av artsobservasjonsmatriser	42
4.1.3 Bruk av miljøvariabler til tolkning av ordinasjon av artsobservasjonsmatriser	46
4.2 Utbredelsesmodellering	47
4.2.1 Definisjon og bakgrunn	47
4.2.2 Prinsipper for utbredelsesmodellering	47
4.2.3 Tre ulike formål med utbredelsesmodellering	50
4.2.4 Bruk av utbredelsesmodellering i naturovervåking	51
4.2.5 Valg av metode og metodespesifikasjoner i romlig prediksjonsmodellering	51
4.2.6 Evaluering av romlige prediksjonsmodeller ved bruk av uavhengige evalueringsdata	52
<b>5 Naturovervåking – metoder og innspill til et helhetlig program</b>	<b>60</b>
5.1 Overblikk: naturovervåking i internasjonalt og nasjonalt perspektiv	60
5.2 Modell- og designbaserte slutninger i naturovervåking	66
5.3 Datainnsamlingsmetoder i naturovervåking: metoder for utvalg og plassering av observasjonseenheter	67
5.3.1 Oversikt over datainnsamlingsmetoder i naturovervåking	67
5.3.2 Arealdekkende datainnsamling	67

5.3.3 Areal(type)representativ datainnsamling	69
5.3.4 Sannsynlighetsbasert datainnsamling	70
5.3.5 Gradientbasert datainnsamling	77
5.3.6 Selektiv datainnsamling	79
5.3.7 Spesialutvalg	79
5.4 Sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode og kunnskapsbehov, statistiske slutninger og egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler	80
5.4.1 Kunnskapsbehov	80
5.4.2 Statistiske slutninger	81
5.4.3 Egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler	83
5.4.4 Syntese: hvilke datainnsamlingsmetoder egner seg for hvilke indikatorer og indikatorvariabler?	86
5.5 Innspill til helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge	88
5.5.1 Vegkart for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold	88
5.5.2 Metodeplattform for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold	88
5.5.3 Bruk av metodeplattformen til overvåking av naturtyper	91
5.5.4 Tilrettelegging for aggregering av resultater fra naturovervåking	92
5.5.5 NiN som infrastruktur for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold	94
5.5.6 Behov for videreutvikling av NiN som infrastruktur for naturovervåking	97
5.5.7 Naturtypebasert tilnærming til overvåking av rødlistearter	98
5.5.8 Eksempler på hvordan aktuelle overvåkingstemaer kan innpasses i et helhetlig program for overvåking av naturmangfold	106
<b>6 Konklusjon og anbefalinger</b>	<b>107</b>
<b>Referanser</b>	<b>109</b>

## Grunnlagsundersøkelser

Denne rapporten er basert på sju grunnlagsundersøkelser, som blir rapportert separat, i 'Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – grunnlagsundersøkelser':

- I Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bratli, H., Engan, G., Fjeldstad, H., Gaarder, G., Larsen, B.H. & Nordbakken, J.-F. Utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem
- II Erikstad, L. & Blumentrath, S. Landskapstypekart for Norge, en ny infrastruktur for landskapsanalyse og modellering
- III Halvorsen, R., Edvardsen, A. & Bakkestuen, V. Romlig prediksjonsmodellering av griseblad (*Scorzonera humilis*) i Østfold
- IV Mazzoni, S., Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Bratli, H. Romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag)
- V Stokland, J.N. & Halvorsen, R. Romlig prediksjonsmodellering av eik (*Quercus* spp.) i Sørøst-Norge
- VI Wollan, A.K., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. Romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjord-området
- VII Halvorsen, R. & Heegaard, E. Sannsynlighetsbasert datainnsamling – teori, begreper og en simuleringsundersøkelse

De sju grunnlagsundersøkelsene blir referert til med romertall I–VII.

# 1 Innledning

## 1.1 Historisk bakgrunn: arbeidet med et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge fram til 2006

Det offisielle startskuddet for arbeidet med et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold fant sted i 1994 da Miljøverndepartementet ga Direktoratet for naturforvaltning i oppdrag å planlegge et slikt program. Oppdraget var forankret i nasjonale forvaltningsbehov og internasjonale forpliktelser, blant annet Norges ratifisering av konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). Etter et omfattende utredningsarbeid i naturtypevise arbeidsgrupper (Anonym 1997a) la Direktoratet for naturforvaltning i 1998 fram 'Plan for overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 1998) som inneholdt den første samlede oversikt over overvåkingsbehov relatert til biologisk mangfold i Norge. Denne planen inneholdt også en oversikt over viktige påvirkningsfaktorer (trusler) og andre grunner, inkludert internasjonale forpliktelser, for å iverksette en plan for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge. Begrunnelsen for naturovervåking, med særlig vekt på terrestre systemer, er seinere grundig gjennomgått og utdypet av Framstad & Kålås (2001).

'Plan for overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 1998) dannet grunnlaget for St.meld. nr. 42 (2000–01), 'Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning' (Anonym 2001) og Innst. St. nr. 206 (2001–02) (Anonym 2002a). Ett av de ambisiøse målene i St.meld. nr. 42 (2000–01) 'Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning' (Anonym 2001) var etablering av et helhetlig nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge, i stortingsmeldingen uttrykt som følger: 'innen 2005 skal det nasjonale programmet være startet opp på alle områder' (Anonym 2001: Boks 17.4, s. 206). Våren 2002 vedtok Stortinget regjeringens forslag om å etablere et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold, som fra 2003 har hatt øremerket finansiering over statsbudsjettet. For gjennomføring av vedtaket om å etablere et nytt, kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold ble våren 2002 etablert en interdepartemental arbeidsgruppe som i sin tur nedsatte et utvalg med sju arbeidsgrupper som utarbeidet en rapport for prioritering av tiltak innenfor 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 2002b). I St.meld. nr. 25 (2002–03), 'Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand' ga regjeringen uttrykk for at det nye forvaltningssystemet skulle være ferdig etablert i 2007 (Anonym 2003).

Parallelt med forarbeidene til et nasjonalt overvåkingsprogram, forankret i St.meld. 58 (1996–97) 'Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling' (Anonym 1997b), foreslo regjeringen opprettelse av et 5-årig landsomfattende program for kartlegging og verdiklassifisering av biologisk mangfold, basert på kommunevis kartlegging ('Den kommunale kartleggingen'). Dette programmet startet opp i 1999 og viste seg raskt å kreve en langt større arbeidsinnsats enn forutsatt. Programmet var derfor ikke fullført når Inderdep-utvalget startet sitt arbeid i 2003. I sin første funksjonsperiode (2003–06) valgte derfor det interdepartementale utvalget for 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold' (heretter omtale som 'Nasjonalt program') å videreføre 'Den kommunale kartleggingen' som sin hovedsatsing. Ved slutten av første periode med 'Nasjonalt program' konkluderte Riksrevisjonen i sitt Dokument 3: 12 (2005–06), 'Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder' (Anonym 2006a) med at det fortsatt var et godt stykke fram før grunnlaget var lagt for etablering av et nasjonalt kartleggings- og overvåkingsprogram. Den 'kommunale naturtypekartleggingen' var fortsatt ikke fullført.

## 1.2 Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold: status og utfordringer

Arbeidet med oppfølging av Stortingsmelding 42 (2000–01) ble fra 2007 videreført med samme organisering som i perioden 2003–06 idet 'Nasjonalt program' ble forlenget ut 2010. Også i planen for andre periode med 'Nasjonalt program' (Anonym 2007c) har videreføring av kartleggingsaktivitetene vært en sentral oppgave, men i planen pekes også på at det skal utarbeides et metodegrunnlag for overvåking og at overvåkingsaktiviteter deretter gradvis skal fases inn. Arbeidet under 'Nasjonalt program' er i perioden 2007–10 organisert i fire temaer (arbeidsgrupper), hvorav én er 'Naturtyper på land'. Innenfor dette temaet ble følgende mål identifisert:

1. Innen 2010 skal det foreligge en landsdekkende, kartfestet oversikt av jevn og høy kvalitet over alle steder der de viktigste naturtyper for biologisk mangfold finnes.

2. Innen 2010 skal kartlegging i jordbrukets kulturlandskap være gjennomført i samsvar med NNN [nå Naturtyper i Norge, NiN].
3. Innen 2010 gjennomføre kartlegging av viktige ferskvannsfremkomster etter DN håndbok 15, etter en prioritert plan.
4. Innen 2010 gjennomføre harmonisering mellom ulike kartleggingsmetoder for naturtyper og harmonisering mellom disse og NNN [nå NiN].
5. Innen 2010 skal et system for overvåking av naturtyper være utprøvd og klart til å implementeres. Inndelingen i Ny Norsk Naturtypeinndeling [nå NiN] skal ligge til grunn for dette systemet.

På grunnlag av erfaringene fra første periode med 'Nasjonalt program' burde det ikke overraske at heller ikke disse målene kunne nås med de ressursrammene som ble stilt til disposisjon for perioden 2007–10. Utfordringenes omfang illustreres av konklusjonen i den grundige gjennomgangen av 'Den kommunale naturtypekartleggingen' (jf. målene 1–3 om kartlegging av verdifulle naturtyper) som ble foretatt våren 2007 (Gaarder et al. 2007), om at de ca. 35 000 naturtyperlokalitetene som inntil da var kartlagt utgjør anslagsvis 20 % av det reelle antallet verdifulle naturtyperlokaliteter i Norge, og at rundt 70 % av kartlagte lokaliteter (ca. 25 000) vil måtte oppsøkes på nytt i felt på grunn av mangelfulle lokalitetsbeskrivelser. Kostnadene ved en fullstendig, faglig tilfredsstillende kartlegging av verdifulle naturtyperlokaliteter i Norge ble anslått til mer enn 500 millioner kroner (Gaarder et al. 2007). En av hovedgrunnene til at kartlegging av verdifulle naturtyper i Norge er en svært omfattende oppgave, er at landet vårt på grunn av stor klimavariasjon, brutt topografi, stort geologisk mangfold og en tradisjon for små-skala jordbruk har et svært stort naturtypemangfold, arealet tatt i betraktning.

Arbeidet med kartlegging av verdifulle naturtyper avdekket et stort behov for et enhetlig, veldokumentert system for typeinndeling av norsk natur. Behovet for en ny naturtypeinndeling som dekker hele Norge ble akutt med framlegget til 'Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven)' i 2004 (Anonym 2004) fordi lovframlegget inneholder en paragraf om utvelgelse av naturtyper som bygger ny definisjon av begrepet 'naturtype' og derfor ikke kunne iverksettes uten at en ny naturtypeinndeling ble laget. Artsdatabanken, som ble opprettet i 2005 som et ledd i gjennomføringen av Stortingsmelding 42 (2000–01), tok derfor allerede høsten 2005 initiativet til utarbeidelse av et nytt inndelingssystem for naturtyper, 'Naturtyper i Norge' – NiN (fra starten av 'Ny norsk naturtypeinndeling' – NNN). Arbeidet med NiN har hatt til hensikt å lage en naturtypeinndeling som tjener flere formål. Den skal legge grunnlag for iverksettelse av Naturmangfoldloven (som ble trådte i kraft i 2009) samt tilfredsstillende flest mulig andre behov for å beskrive og navnesette natur, for eksempel kartlegging og overvåking av naturtyper. NiN sin rolle i en helhetlig plan for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge er drøftet i en egen utredning (Halvorsen 2008).

Arbeidsplanen for 'Nasjonalt program' for 2007–10 tok utgangspunkt i at NiN-prosjektet hadde en tidsramme på to år, med planlagt lansering av NiN versjon 1.0 ved utgangen av 2007. Arbeidet med NiN viste seg imidlertid langt mer krevende og omfattende enn forutsatt, og NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009a) ble først klar mot slutten av 2009. Fordi mange sentrale elementer i et helhetlig kartleggings- og overvåkingsprogram vil måtte tilpasses naturtypesystemet, med utgangspunkt i prinsippene dette systemet bygger på (Halvorsen 2008), ble dermed hele arbeidet med den nasjonale planen for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold forsinket. Erfaringene fra naturtypekartleggingen i Norge fram til i dag (Gaarder et al. 2007) tilsa også at store ressurser kan spares ved å prøve ut systemer og metodikk før praktisk kartlegging og overvåking iverksettes.

Målene for arbeidet under 'Nasjonalt program' for perioden 2007–10 og konklusjonene i utredningen om NiN sin rolle i en helhetlig nasjonal kartleggings- og overvåkingsplan (Halvorsen 2008), peker på at følgende kunnskaps- og kompetansebehov bør være tilfredsstillende før en slik nasjonal plan iverksettes:

1. **Infrastrukturen for et kartleggings- og overvåkingsprogram, NiN, må være grundig utprøvd.** Et hovedfokus i evalueringsrapporten om naturtypekartlegging i Norge (Gaarder et al. 2007) er betydningen av kvalitet. Dette gjenspeiles i planen til arbeidsgruppa for naturtyper under 'Nasjonalt program', i formuleringene 'oversikt ... over viktigste naturtyper ... av jevn og høy kvalitet' (mål 1) og kravet til at 'et system for overvåking av naturtyper [basert på NiN skal] være utprøvd' (mål 5). Forventning om bedre kvalitet på naturtypeinformasjonen som blir samlet inn, i form av økt presisjon i identifisering, avgrensning og tilstandsbeskrivelse av arealenheter av ulike naturtyper, har vært viktig for valget av NiN som typesystem i det videre arbeidet med naturtypekartlegging og -overvåking. Det er imidlertid bare gjennom grundig uttesting at man får vite om det nye type systemet innfrir disse forventningene. Feltvalidering av NiN vil (a) tallfeste usikkerheten ved bruk av NiN versjon 1.0 til å identifisere og avgrense naturtyper, og (b) identifisere forbedringspunkter i NiN, som kan utbedres før NiN-systemet tas i bruk som grunnlag for kartlegging og overvåking i stort omfang.



2. **Harmonisering mellom eksisterende kartleggingsmetoder for naturtyper og NiN.** Et første skritt i retning av harmonisering mellom eksisterende kartleggingssystemer og NiN (mål 4 i planen til arbeidsgruppa for naturtyper under 'Nasjonalt program') ble tatt våren 2010 i og med Artsdatabankens publisering av en oversettelsesnøkkel (Halvorsen 2010) mellom Direktoratet for Naturforvaltning sine håndbøker 13 og 19 for naturtypekartlegging (Anonym 2007a, 2007b) og NiN versjon 1.0. Et stort arbeid med harmonisering (og videreutvikling) av kartleggings- og overvåkingsmetoder mer generelt gjenstår imidlertid fortsatt.
3. **Utvikling og utprøving av metodikk for overvåking av naturtyper.** Mål 5 i planen til arbeidsgruppa for naturtyper under 'Nasjonalt program' tilsier at et *system* for overvåking av naturtyper, som er basert på NiN, skal utvikles og at dette systemet skal utprøves. Utredningen av NiNs rolle i en helhetlig nasjonal plan for overvåking av naturmangfold i Norge (Halvorsen 2008) inneholder et framlegg til sju 'strategier for kartlegging og overvåking', som kan ses på som et innspill til en slik 'overvåkingssystemutvikling'. Arbeidet med prinsipper, begrepsapparat og metoder for kartlegging og overvåking av naturtyper ble i 2008–09 tatt et skritt videre som ledd i Direktoratet for naturforvaltning sitt prosjekt 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking' (B.Ø. Solberg et al., upubl. notat). Ytterligere arbeid med utvikling av overvåkingssystem, samt utprøving av dette, gjenstår imidlertid før et system for overvåking av naturtyper er ferdig utviklet. Deretter må et slikt system utprøves før det er klart til å implementeres.

I tidligere utredninger om naturtypeovervåking (Anonym 1998, Halvorsen 2008) skilles mellom tre 'hovedstrategier' for overvåking av naturtyper; (i) 'ekstensiv' overvåking som innebærer innsamling av areal(type)representativ informasjon, (ii) 'intensiv' overvåking i observasjonsområder som er typiske for, eller inneholder, gitte naturtyper og (iii) 'spesialobjektovervåking' som innebærer at (alle eller et utvalg av) kjente arealenheter av en gitt naturtype følges over tid. Fra et statistisk synspunkt er 'ekstensiv' naturtypeovervåking uovertruffent beste 'strategi' fordi den gir grunnlag for mye mer pålitelige konklusjoner om status for den naturtypen som overvåkes enn noen annen 'strategi'. Den største utfordringen i naturtypeovervåking er imidlertid at denne 'strategien' i praksis ikke lar seg bruke for overvåking av naturtyper som totalt dekker et lite areal. Slike naturtyper er blant de sterkeste kandidatene til å komme på rødlista for naturtyper som Artsdatabanken slutfører arbeidet med i løpet av våren 2011, og til å bli utvalgte naturtyper etter Naturmangfoldloven. Sterkest overvåkingsbehov er dermed knyttet til naturtyper som ikke lar seg overvåke i observasjonsenheter i ekstensive nettverk som gir arealrepresentativ informasjon. Dette paradokset gjør utvikling av et system for naturtypeovervåking til en mer utfordrende oppgave enn mange nok har trodd.

Utbredelsesmodellering, som har utviklet seg til en stor grein innenfor økologisk og biogeografisk forskning de siste årene, både internasjonalt (Guisan & Zimmermann 2000, Araújo & Guisan 2006, Franklin 2009, Lobo et al. 2010) og i Norge (Rinde et al. 2004, 2006, Stokland et al. 2008, Wollan et al. 2008, Thorsnes et al. 2009), har vært lansert som en mulig løsning på naturtypeovervåkings hovedutfordring (Halvorsen 2008). Gode modeller for en naturtypes tilstedeværelse gjør det mulig (i) å predikere sannsynligheten for å finne naturtypen på ethvert sted, og (ii) å estimere det totale arealet av naturtypen, det vil si det totale arealet av alle polygoner som kan avgrenses med naturtypen. Naturtypemodellering åpner dermed også for en ny tilnærming til naturtypeovervåking, som har blitt betegnet sannsynlighetsbasert datainnsamling (B.Ø. Solberg et al., upubl. notat). Sannsynlighetsbasert datainnsamling innebærer utvelgelse av overvåkingsenheter ved kontrollert overrepresentasjon av steder der naturtypen forventes å forekomme. Dermed kan naturtypen fanges opp i mange nok overvåkingsenheter til at det er mulig å si noe arealrepresentativt om den.

En kunnskapsstatus for utbredelsesmodellering i Norge (Stokland et al. 2008) konkluderte med at utbredelsesmodellering har betydelig anvendelsespotensiale i norsk naturforvaltning, ikke bare som grunnlag for sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking, men også for tilsvarende artsovervåking og andre formål. Interessen for utbredelsesmodellering i Norge har ført til at det de siste årene er nedlagt et betydelig arbeid i utvikling og tilrettelegging av gode prediktorvariabler, for eksempel digitale terrengmodeller og generaliserte klimavariabler (for eksempel trinnløse sone- og seksjonsvariabler i PCA-Norge-prosjektet; Bakkestuen et al. 2008). Fortsatt er det imidlertid et *meget* stort potensiale for forbedringer innenfor utbredelsesmodellering – av alt fra hva utbredelsesmodellering egentlig innebærer, det vil si det teoretiske grunnlaget for utbredelsesmodellering (Austin 2007, R. Halvorsen, upubl. manuskript), via prediksjonsmodelleringsverktøyene (testing av metoder og valgmuligheter innenfor hver enkelt metode, og av hvilke metoder som egner seg til modellering av data med ulike egenskaper) til datagrunnlaget (utvikling og tilrettelegging av nye prediktorvariabler). Et eksempel på det siste (bedre datagrunnlag) er fjernmålingsinformasjon (*remote sensing data*), som ofte blir nevnt som en viktig kilde til prediktorvariabler for utbredelsesmodellering, på linje med terrengvariabler, klimavariabler etc. (Franklin 2009). For å kunne brukes i utbredelsesmodellering må fjernmålingsinformasjonen kunne gjøres om til

prediktorvariabler som skiller én naturtype fra en annen, på samme vis som målinger av en miljøfaktor skiller naturtyper fra hverandre. Hvilke *signature* (ulike kombinasjoner av sensorvariabelverdier, fra én eller flere ulike typer av sensorer) er det egentlig som karakteriserer og skiller naturtyper? Det veit vi lite om fordi fjernmålingsinformasjon vanligvis blir brukt på det omvendte viset – direkte til å produsere en arealtypeinndeling ('satelittbasert vegetasjonskart'). Ulempen ved en slik angrepvinkel er at 'naturtyper' som er definert på grunnlag av fjernmåledata ('jernmåledatabaserte arealtyper') oftest er vanskelig å forstå – deres biologiske eller økologiske egenskaper (artssammensetning, miljøforhold) er ikke klart definert. Piksler kan være klassifisert til samme arealtype fordi de hører til samme naturtype (definert ut fra artssammensetning og miljøforhold), eller de kan komme fra ulike naturtyper som av en eller annen grunn har liknende signature, eller de kan være resultatet av en mosaikk av flere naturtyper på en finere skala enn pikselstørrelsen. For mange typer sensordata varierer dessuten signaturegenskapene med værforhold, lysforhold, årstid eller liknende, slik at ett og samme sted vil ha forskjellig signatur til ulike tider. Dette fører til feil og stor usikkerhet i klassifikasjon til 'jernmåledatabaserte arealtyper'. Bradley & Fleischman (2008) konkluderte derfor at prediktorer avledet fra fjernmåledata knapt forbedret romlige prediksjonsmodeller. Erikstad et al. (2009) fant vesentlige feil ved et satelittbasert vegetasjonskart for Norge, og konkluderte med at mange arealtyper var vanskelig å tolke. Likevel finnes sannsynligvis typer av fjernmålingsinformasjon med et betydelig og hittil uutnyttet potensiale for utvikling av arealdekkende prediktorer til naturtypemodellering. Laserscanning (LiDAR) synes særlig interessant i denne sammenhengen fordi LiDAR-data kan brukes til å lage kraftig forbedrede digitale høydemodeller til en overkommelig kostnad (Næsset & Økland 2002, Holmgren & Persson 2004, Hill & Broughton 2009). Digitale høydemodeller er svært viktige som kilde til prediktorvariabler for utbredelsesmodellering (van Neil et al. 2004). Kvaliteten på datagrunnlaget er ofte avgjørende for hvor godt prediktorvariabler som er avledet fra høydemodeller bidrar til å forklare utbredelse (Lassueur et al. 2006, van Neil & Austin 2007). Utprøving av fjernmålingsbaserte prediktorvariabler i naturtypemodellering er derfor et viktig ledd i metodeutviklingsarbeidet for overvåking av naturtyper.

### 1.3 NatTOv-prosjektets formål

Ved utgangen av 'Nasjonalt program' sin andre periode mangler fortsatt viktige brikker i det puslespillet av et kunnskapsgrunnlag som må komme på plass før et helhetlig system for overvåking av naturtyper i Norge skal kunne implementeres. Denne rapporten oppsummerer resultater av NatTOv-prosjektet, et prosjekt for arbeidsgruppa for naturtyper under 'Nasjonalt program' – 'Naturtypeovervåking (NatTOv) – utarbeidelse av et faglig grunnlag for intensiv naturtypeovervåking' – som ble startet opp i 2009 med utgangspunktet i de utfordringene som er skissert i kapittel 2. Formålet med NatTOv-prosjektet, slik det er uttrykt i planen for prosjektet, har vært å *utvikle en metodikk for intensiv stratifisert naturtypeovervåking, tilrettelagt for overvåking av naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet (og som det derfor ikke er praktisk og økonomisk mulig å overvåke ved ekstensiv naturtypeovervåking i et areal(type)representativt nettverk av overvåkingsflater)*. Prosjektet har hatt følgende uttrykte delmål: *(i) Forbedre presisjon og funksjonalitet i NiN gjennom uttesting i felt; (ii) etablere en infrastruktur for videre arbeid med modellering og overvåking av naturtyper; (iii) teste ut fjernmåling som hjelpemiddel for å identifisere sjeldne naturtyper; og (iv) gi anbefalinger om metodikk for stratifisert intensiv naturtypeovervåking basert på prediksjonsmodellering.*

Arbeidet i NatTOv-prosjektet er gjennomført etter en detaljert plan med følgende temaer:

1. Utprøving av NiN versjon 1.0 som kartleggingssystem (delmål 1).
2. Bedre infrastrukturen for naturtypemodellering (delmål 2).
3. Uttesting av fjernmåling som hjelpemiddel for identifisering av naturtyper, blant annet ved avledning av nye prediktorvariabler for naturtypemodellering (delmål 3).
4. Undersøkelser som belyser hvordan romlig prediksjonsmodellering kan brukes i sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking (delmål 4).

### 1.4 Rapportens oppbygging og innhold

Hensikten med NatTOv-prosjektet har altså ikke vært å utarbeide en helhetlig plan for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge *sådan*, men å bidra til det faglige grunnlaget for en slik plan. Prinsippet om kunnskapsbasert forvaltning forutsetter da også at forvaltning (og overvåking) av natur bygger på et solid faglig grunnlag. Mine egne erfaringer fra større utviklingsprosjekter jeg har deltatt i

gjennom de siste årene (NiN, 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking', oppbyggingen av utbredelsesmodellering som nytt forskningsfelt ved Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, arbeidet med Rødliste for naturtyper basert på NiN) tilsier at dette faglige grunnlaget må inneholde økologisk teori (hvordan varierer naturen, og hvorfor) som utgangspunkt for å definere et presist begrepsapparat.

Denne rapporten fra NatTOv-prosjektet er derfor delt i to hoveddeler. Første hoveddel, som består av denne rapporten, inneholder det faglige grunnlaget for naturtypeovervåking. Annen hoveddel består av de sju grunnlagsundersøkelsene I–VII, som blir rapportert separat. Grunnlagsundersøkelsene I og II adresserer temaene 1 og 2, III–VI er *case studies* med relevans for tema 4, og VII inneholder begrepsapparat og analyser som underbygger metodikken for sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking (tema 4). Tema 3 vil bli rapportert separat fra I–VII.

Gjennomgangen av det faglige grunnlaget for naturtypeovervåking i denne rapporten begynner med å forklare en del økologiske grunnbegreper med betydning for naturovervåking (kapittel 2) og fortsetter med gjennomgang av naturbeskrivelsessystemet NiN (kapittel 3) og de viktigste verktøyene for analyse av naturtypevariasjon; gradientanalyse og utbredelsesmodellering (kapittel 4). Kapittel 5, som er kjernen i rapporten, starter med å sette natur(type)overvåking i et internasjonalt perspektiv og fortsetter med en gjennomgang av overvåkingsmetoder. Prinsippene for sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder blir særlig grundig gjennomgått. Det blir konkludert at vi nå har tilstrekkelig kunnskap om hvordan natur kan og bør overvåkes til å kunne planlegge et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge. Et 'vegkart' for prosessen fram mot et slikt helhetlig program og en metodeplattform for programmet blir framlagt. En rekke spørsmål med relevans for hvordan natur bør overvåkes blir drøftet på grunnlag av vegkartet og metodeplattformen. Den nye kunnskapen som har framkommet gjennom grunnlagsundersøkelsene i NatTOv-prosjektet (I–VII) blir trukket fram, og kunnskapshull blir påpekt. I kapittel 6 trekkes trådene sammen i anbefalinger for det videre arbeidet med naturovervåking i Norge.

Innholdet i kapittel 3 er i stor grad bygget på NiN Artikkel 1 (Halvorsen et al. 2009b), som i det følgende blir referert til som 'NiN Artikkel 1' etterfulgt av kapitlangivelse. NiN Artikkel 1 inneholder det teoretiske grunnlaget for NiN, forklart i mye større detalj enn i kapittel 3. Forklaringen av utbredelsesmodellering i kapittel 4.2 bygger på et ennå upublisert manuskript (R. Halvorsen, unpubl. manuskript). Begrepene som blir benyttet i denne rapporten er norske oversettelser av de engelske begrepene som brukes i dette manuskriptet. Begrepsapparatet for naturovervåking (i kapittel 5, som bygger på kapittel 2) er resultatet av et utviklingsarbeid som nå har vart mer enn ti år. Viktige milepæler i denne prosessen har vært DN-rapporten 'Plan for overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 1998), rapporten fra arbeidet med 'TOV 2000' (Framstad & Kålås 2001), NIJOS-rapporten 'Samordning av intensiv overvåking i skog med sikte på mer effektiv virkemiddelbruk og forbedret rapportering' (R. Økland et al. 2004), NiN-dokumentet 'Faglig grunnlag for en helhetlig nasjonal plan for overvåking av naturmangfold og rollen til Naturtyper i Norge' (Halvorsen 2008) og et upublisert notat utarbeidet av 'metodegruppa' i DN sitt prosjekt 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking' (B.Ø. Solberg et al., unpubl. notat). Så langt det har vært mulig innenfor rammene av et konsistent begrepsapparat, har begreper som er innarbeidet i Norge gjennom denne utviklingsperioden blitt videreført i kapitlene 2 og 5.

## 2 Grunnbegreper i økologi med relevans for naturovervåking

### 2.1 Indikatorer og indikatorvariabler

Overvåking av naturmangfold innebærer registrering av **indikatorvariabler**; tallfestede observasjoner av **indikatorer** på naturmangfold som følges over tid. Indikatorvariabelen er altså en målbar egenskap ved indikatoren. Eksempler på naturmangfoldindikatorer er arter (indikatorarter) eller (egenskaper ved) økosystemer, landskaper og geologiske forekomster. Eksempler på indikatorvariabler er henholdsvis antall blomstrende skudd av solblom (*Arnica montana*) innenfor én slåtte-eng, nitrogenkonsentrasjonen i humuslaget i skogsmark, graden av fragmentering av jordbruksmark innenfor en kommune tallfestet ved hjelp av en landskapsstruktur-indeks, og antallet jordpyramider innenfor et skredområde.

Indikatorer på naturmangfold deles ofte i to hovedgrupper på grunnlag av *om de adresser biologisk mangfold direkte eller indirekte*:

- En **direkte indikator** på biologisk mangfold beskriver mangfoldet av organismer (den levende komponenten) eller hele naturen på et gitt organisasjonsnivå (Noss 1990) fra gen til landskap (se kapittel 3.3.1), *som sådan*. Eksempler på direkte indikatorer på biologisk mangfold på ulike organisasjonsnivåer er totalarealet av nedbørsmyr i Norge (landskapsdel-nivået), artssammensetningen på bergvegger (natursystem-nivået), artsantall av moser i ei 1-m<sup>2</sup> vegetasjonsrute i skogbunnen i frisk barskog på basefattig grunn (natursystem-nivået), estimert antall hekkende individer av vandrefalk i Norge (art/populasjonsnivået).
- En **indirekte indikator** på biologisk mangfold beskriver en viktig egenskap ved et landskap, en landskapsdel, et natursystem eller en natursystemdel, men uten å beskrive det biologiske mangfoldet (organismemangfoldet) *som sådan*.

En annen måte å gruppere naturmangfoldindikatorer er etter *organisasjonsnivå* (Noss 1990) (se kapittel 3.3.1 for utfyllende forklaring av begrepet 'organisasjonsnivå'. Organisasjonsnivåer som er relevante for kartlegging og overvåking av naturmangfold er:

- **Populasjon (art)**; alle individer av samme art innenfor et avgrenset geografisk område på et gitt tidspunkt; relevante indikatorvariabler for populasjonsnivået er genfrekvenser, demografiske egenskaper som antall, individtetthet, individstørrelse, reproduksjon, rekruttering, vekst og dødelighet, og utstrekning (areal av polygon som avgrenser en ± sammenhengende populasjon).
- **Samfunn**; organismer (av samme eller ulike arter) som forekommer sammen i tid innenfor et avgrenset område, uten hensyn til eventuelle relasjoner (positive, nøytrale eller negative) mellom disse organismene; et eksempel er undervegetasjonen i skog og en særlig relevant indikatorvariabel er artssammensetningen (hvilke arter som finnes innenfor et avgrenset område og eventuelt også hvor stor mengde det er av hver art).
- **Økosystem** (et ofte brukt synonym er **naturtype**, som egentlig er snevrere definert; se kapittel 3.1); et mer eller mindre avgrenset og ensartet natursystem der samfunn av planter, dyr, sopp og mikroorganismer fungerer i samspill innbyrdes og med det ikke-levende miljøet, dvs. et selvorganiserende system bestående av alle organismer innen et mer eller mindre vel avgrenset område, det totale miljøet de lever i og er tilpasset til, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet); eksempler er hovedtyper på natursystem- og landskapsdel-nivåene i NiN-systemet; også 'hot-spot-habitater' for rødlistete arter er økosystemer; relevante indikatorvariabler er antall sammenhengende arealenheter og samlet areal av en gitt natursystem-hovedtype innenfor et gitt område, naturtypetilstand og total artsrikdom for utvalgte artsgrupper innenfor en arealenheter av naturtypen.
- **Landskap**; et større geografisk område med enhetlig visuelt preg skapt av enhetlig dominans av store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landformer, landskapsdeler (og natursystemer); en relevant indikatorvariabel er tilstedeværelse/fravær av en gitt type på landskapsnivået i NiN-systemet.
- **Miljøegenskaper**, oppfattes i vid forstand og inkluderer også menneskepåvirkning, historisk bruk etc.; eksempler på relevante indikatorvariabler er målbare kjemiske faktorer som i direkte forurensningsovervåking.

Både for populasjoner og naturtyper på økosystem-nivået (i prinsippet også samfunn, men samfunn blir i denne rapporten og i NiN-systemet adressert sammen med miljøforholdene; se kapittel 3.1) er sammenhengende arealenheter, avgrenset på grunnlag av at en spesiell art forekommer eller på grunnlag av tilhørighet til en spesifikk naturtype, viktig som observasjonsenhet i overvåkingssammenheng. For å skille mellom disse to kategoriene av arealenheter blir begrepet **artsforekomst** eller bare **forekomst** brukt om et polygon som omskriver individer av samme art som hører til én og samme populasjon og som er mer eller mindre tydelig adskilt fra andre populasjoner. Begrepet **naturtypefigur** eller **figur** blir brukt om et polygon som avgrenser et sammenhengende område typifisert som én og samme naturtype og som er fysisk adskilt fra andre arealer med samme naturtype. Fordi begrepet 'forekomst' brukes om en arealenheter, blir begrepet **tilstedeværelse** brukt for å angi at en art eller naturtype finnes på et gitt sted (det vil si i betydningen *presence*; se nedenfor).

Indikatorvariabler kan grupperes på mange måter. I denne rapporten vil tre ulike måter å gruppere indikatorvariabler bli brukt:

1. På grunnlag av type egenskap (ved indikatoren) de gir uttrykk for
2. På grunnlag av hvilke metoder som egner seg for å samle inn informasjon om dem
3. På grunnlag av hvilke observasjonsenheter de er relevante for (se kapittel 2.6)

Indikatorvariabler kan samles i tre kategorier med underkategorier på grunnlag av *type egenskap (ved indikatoren) de gir uttrykk for* (Anonym 1998, Halvorsen 2008):

- **Strukturvariabler** er variabler som beskriver viktige egenskaper ved en art/populasjon eller en naturtype (type på et gitt naturtypenivå i NiN-systemet; se kapittel 3.3). Strukturvariabler kan beskrive hele naturen på et gitt organisasjonsnivå (Noss 1990; se forklaring på organisasjonsnivåer i kapittel 3.3.1), det vil si den levende komponenten i økosystemet (art/populasjon og samfunn) og miljøforholdene (livsmediet), eller de kan beskrive én av disse komponentene. Eksempler på strukturvariabler er nitrogeninnholdet i humuslaget i skogsmark, totalarealet av myr i Norge, andelen av det totale myrarealet som er upåvirket av grøfting, og graden av fragmentering innenfor et større område, tallfestet ved hjelp av en landskapsstruktur-indeks (for eksempel Fjellstad et al. 2001). Strukturvariabler som beskriver populasjoner av arter er gjennomsnittlig individstørrelse og Gini-koeffisienten som mål på størrelsesulikheter innen en populasjon (Weiner 1985). Viktige strukturvariabler for naturtypefigurer er **faktisk figurareal**, det vil si flateinnholdet av én **naturtypefigur** (arealenheter) av en spesifikk naturtype. Faktisk figurareal for alle arealenheter innenfor et større område summerer seg til **totalt faktisk figurareal**. De tilsvarende begrepene for utstrekning (flateinnhold) for artsforekomster er **faktisk forekomstareal** og **totalt faktisk forekomstareal**. Grunnen til at det tilsynelatende overfløydige 'faktisk' er tatt med i disse begrepene er at figurareal og forekomstareal kan defineres (og også blir definert) på andre måter. I kriteriene for rødlisting av arter (Kålås et al. 2010a) og naturtyper (Lindgaard et al. in prep.) brukes for eksempel begrepet forekomstareal om det totale flateinnholdet av alle ruter med standard størrelse (4 km<sup>2</sup>) som trengs for å omskrive en gitt artsforekomst eller naturtypefigur. Denne definisjonen gjør at enhver artsforekomst eller naturtypefigur som ligger mer enn ca. 2,8 km (diagonalen i ei 2 × 2 km rute) fra nærmeste arealenheter av samme type vil få et beregnet areal på 4 km<sup>2</sup>, uansett om den bare omfatter en kilde med diameter 1 m. Om det er få eller mange artsforekomster eller naturtypefigurer innenfor en avstand på ca. 2,8 km påvirker ikke figurarealet eller forekomstarealet, det vil fortsatt være 4 km<sup>2</sup>. Denne måten å beregne figurareal og forekomstareal er motivert av at rødlistevurdering skal være en vurdering av utdøingsrisiko på grunn av uforutsette (tilfeldige) negative hendelser (forurensning, skogbrann, utbygging etc.), og tar utgangspunkt i at slike tilfeldige enkelthendelser sjelden påvirker områder med større utstrekning enn 2–3 km. Figurareal og forekomstareal som er beregnet på grunnlag av tilstedeværelse (eller fravær) av naturtypen eller arten i et rutenett med fast rutestørrelse, plassert over et større undersøkelsesområde, betegnes henholdsvis **griddet figurareal** og **griddet forekomstareal**.
- **Funksjonsvariabler** er variabler som beskriver funksjonelle sammenhenger, for eksempel mellom organismer eller organismegrupper innen et avgrenset område, eller mellom tilstedeværelse av naturtyper og/eller arter og spesifikke miljøforhold. Typiske funksjonsvariabler er predasjonsrate (hvor stor andel av fjelltypeindividene innenfor et område som dør pr. år som følge av predasjon) og etableringssuksess (for eksempel hvor stor andel av granas frøproduksjon i et gitt år som resulterer i etablering av nye granplanter).
- **Komposisjonsvariabler** er variabler som beskriver mangfoldet av organismer (eller naturtyper) innenfor et avgrenset område, stort eller lite. Komposisjonsvariabler kan deles i enkle (som adresserer

én art om gangen) og sammensatte (som adresserer flere arter på samme tid). Typiske enkle komposisjonsvariabler er:

- **Populasjonsstørrelse**; som er estimert eller registrert totalt antall individer [*genet*, avkom fra samme zygote, eller *ramet*, fysiologisk mer eller mindre uavhengig plantedel; Harper (1977)] av en gitt art innenfor et gitt område (f.eks. en artsforekomst) til et gitt tidspunkt (*abundance*; van der Maarel 2005). Eksempler på populasjonsstørrelse som indikatorvariabler er antall skoglemenindivider i et bestemt naturreservat i begynnelsen av oktober 2004 estimert på grunnlag av fellefangst, totalt antall stengler av rød skogfrue talt opp på alle kjente lokaliteter i Norge i 2005, og totalarealet av trønderlavthalli på kjente norske lokaliteter i 2006. Begrepet **populasjonstetthet** brukes om populasjonsstørrelse pr. flatemålenhet, f.eks. antall skoglemenindivider pr. km<sup>2</sup>.
- **Forekomsttall**; som er estimert eller registrert antall artsforekomster innenfor et område.
- **Figurantall**; som er estimert eller registrert antall naturtypefigurer innenfor et område (parallell for naturtyper til forekomsttall).
- **Artsmengde**; som er mengden (kvantiteten) av en gitt art innenfor et område, angitt ved en kollektiv egenskap som ikke forutsetter identifisering av enkeltindividene i en populasjon. Eksempler på mye brukte artsmengdemål er **dekning** (vertikalprojeksjonen av biomasse; Du Rietz 1921) og **smårutefrekvens** [andelen av småruter (av totalt mulig antall småruter) innenfor ei vegetasjonsrute som en planteart er registrert i; et typisk eksempel er fra vegetasjonsovervåkingen i TOV der hver 1-m<sup>2</sup> rute deles i 16 småruter á 1/16 m<sup>2</sup> (Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Bakkestuen et al. 2009).
- **Artstilstedeværelse**; som er hvorvidt en art er observert eller ikke innenfor et gitt område (registrering av tilstedeværelse eller fravær av arter er artsmengderegistrering på en skala med bare to trinn, 0 og 1).
- **Naturtypetilstedeværelse**; som er hvorvidt en naturtype er observert eller ikke innenfor et gitt område.
- **Aggregert artsmengde**; som er artsmengde (inkludert artstilstedeværelse) beregnet for en gruppe observasjoner (som har felles egenskaper eller er plassert i samme område). Eksempler er andelen av naturtypefigurer (*patches*) av gitt type i en 1-km<sup>2</sup> observasjonsflate i et jordbruksområde (Bratli et al. 2006) der en gitt art forekommer og frekvensen av en art i alle vegetasjonsruter som plasserer seg innenfor et intervall med bredde 1 S.D.-enhet langs en DCA-ordinasjonsakse (se kapittel 4.1.2 for nærmere forklaring).
- **Vitalitet**; som er tilstanden til individer av en gitt art i et gitt område, for eksempel gjennomsnittlig kronetetthet for gran i Norge basert på registreringer i 1998.

Typiske sammensatte komposisjonsvariabler er:

- **Artssammensetning**; som omfatter alle arter registrert innenfor et område, for eksempel ei liste over alle arter karplanter, moser og lav innenfor en naturtypefigur av slåtteeeng i tidlig gjengroingsfase i et jordbruksområde.
- **Artsantall**; som er antallet arter (som tilhører en gitt organismegruppe) innenfor et område, for eksempel antall karplantearter i ei permanent merket 1-m<sup>2</sup> vegetasjonsrute i granskog.

Artssammensetningen skiller seg fra alle andre indikatorvariabler ved å være en *kompleks* (flervariabel, multivariat) indikatorvariabel som består av mange enkeltvariabler (registreringer av artsmengde eller artstilstedeværelse for hver enkelt art). Artsantallet regnes som en sammensatt komposisjonsvariabel fordi den forutsetter registrering av hele artssammensetningen.

Funksjons- og komposisjonsvariablene beskriver typiske direkte indikatorer på biologisk mangfold, men strukturvariabler kan også beskrive direkte indikatorer på biologisk mangfold.

Indikatorvariabler i naturmangfoldovervåking kan også deles inn etter en *kombinasjon av egenskap (se over) og hvilke(n) metode(r) som egner seg for å samle informasjon om dem*. Følgende inndeling i fem kategorier vil bli mye brukt i denne rapporten:

- **Enkle komposisjonsvariabler** (populasjonsstørrelse, artsmengde)
- **Sammensatte komposisjonsvariabler** (artssammensetning og artsantall)
- **Arealdekkevariabler** (figurareal og forekomstareal)
- **Arealstrukturvariabler** (fordelingen av ulike naturtyper eller andre 'elementer' innenfor et område, for eksempel gjennomsnittlig faktisk figurareal for en gitt naturtype innenfor et område)
- **Tilstandsvariabler** [standardisert angivelse av en tidsavgrenset utforming av en type natur; kan for eksempel for en arealenhet av en gitt naturtype (*naturtypetilstand*) være graden av eutrofiering, omfanget av fremmedartsinnslag eller fase i gjengroingsforløpet etter opphør av bruk, og for en populasjon (*vitalitet*) være andel reproduserende individer, gjennomsnittlig individstørrelse og omfanget av naturlig foryngelse;

begrepet **miljøtilstand** brukes om registrering av miljøvariabler som ikke (primært) har som formål å være indirekte indikatorer på biologisk mangfold]

Begrepet komposisjonsvariabler brukes i samme mening i de to inndelingene, bortsett fra at vitalitet ikke regnes som en komposisjonsvariabel i denne siste inndelingen. Funksjons- og strukturvariabler i den første inndelingen blir i denne siste inndelingen fordelt på flere kategorier.

## 2.2 Kartlegging og overvåking

Med **kartlegging** menes registrering av indikatorvariabler med standardiserte og veldokumenterte metoder slik at andre observatører på et seinere tidspunkt skal kunne gjenta registreringene på nøyaktig samme måte. Gjentatt kartlegging resulterer i en **tidsserie** for indikatorvariabelen. **Overvåking** er systematisk gjentatt kartlegging. Fordi all overvåking starter med første gangs kartlegging, er det i mange sammenhenger hensiktsmessig å operere med begrepet 'kartlegging og overvåking'.

Med **kartleggings- og overvåkingstema** menes grupper av indikatorvariabler som tematisk hører sammen. Eksempler på overvåkingstemaer i skog er trevitalitet og markvegetasjon (R. Økland et al. 2004).

## 2.3 Statistiske grunnbegreper: observasjon, utvalg og populasjon

En indikatorvariabel inneholder et antall observasjoner av en egenskap ved en naturmangfoldindikator. Indikatorene kan være arter med egenskaper som gjør dem spesielt velegnet for overvåking, for eksempel dokumentert følsomhet overfor en spesiell påvirkning (**indikatorarter**), grupper av arter (for eksempel lav som indikatorer på luftforurensning; Bruteig 2008), eller naturtyper eller en grupper av naturtyper (for eksempel 'blåbærdominert granskog' som representant for 'allmennaturen' i skog; overvåkingstema i vegetasjonsovervåkingen i TOV; Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Bakkestuen et al. 2009).

I statistikkfaget brukes begrepet **populasjon** om totalmengden av *enkeltenheter* av det fenomenet (her: naturmangfoldindikatoren) man ønsker å undersøke. Dersom indikatoren er en art og denne skal undersøkes innenfor et mindre, velavgrenset område, kan den statistiske populasjonen og den biologiske populasjonen (totalt antall individer av en gitt art innenfor et gitt område til et gitt tidspunkt; se kapittel 2.1) være lik. I noen slike tilfeller kan det være overkommelig å undersøke alle enkeltenhetene som populasjonen består av. Men innenfor et større område, for eksempel Norge, er de aller fleste naturegenskaper som kan være aktuelle som naturmangfoldindikatorer representert med et utall *enkeltenheter*. Og fordi landet er så stort, uoversiktlig og til dels også utilgjengelig, er det neppe for noen potensiell indikator mulig å totalregistrere en indikatorvariabel (det vil si gjøre registreringer for alle enkeltenhetene som den statistiske populasjonen består av). Uansett hvor stor leiteinnsats som blir lagt ned vil man aldri kunne garantere at det ikke finnes uoppdagete enkeltenheter. Innenfor et mindre, avgrenset område vil det i noen tilfeller være mulig å få oversikt over hele populasjonen av naturtypefigurer, forekomster av landformenheter eller arter. Men dette vil være unntak. For de aller fleste indikatorvariabler vil det være opplagt at ikke hele den statistiske populasjonen kan kartlegges og overvåkes. Dermed blir vi henvist til å **estimere**, det vil si anslå, indikatorvariablenes egenskaper på grunnlag av et **utvalg** av **observasjoner**. Et slikt utvalg består av et antall observasjoner; hver observasjon er én registerert verdi for indikatorvariabelen) som er gjort for enkeltenheter av indikatoren valgt ut blant alle enkeltenhetene den statistiske populasjonen består av. Oftest innebærer estimering at det gjøres anslag for egenskaper ved indikatorvariabelen, på grunnlag av antakelser om dens statistiske fordelingssegenskaper. I tillegg kan vi ønske å bruke utvalget av observasjoner til å teste hypoteser om indikatorvariabelen eller til å **modellere** sammenhenger mellom indikatorvariabelen (den betegnes **responsvariabel**; egenskapen vi ønsker å si noe om) og **prediktorvariabler** (forklaringsvariabler i modellen).

I naturmangfoldovervåking brukes begrepet **observasjonsbegivenhet** om en observasjon som inngår i en **tidsserie** av observasjoner av en indikatorvariabel. En slik tidsserie består ofte av gjentatte registreringer på ett og samme faste sted (**observasjonsstedet**) til ulike tidspunkter (**observasjonstidspunktene**), men observasjonsstedene behøver ikke nødvendigvis være faste. Indikatorer som flytter seg (f.eks. dyr, kortlevete planteindivider) lar seg ikke overvåke på faste observasjonssteder. Begrepet **observasjonsenhet** brukes derfor om enhver avgrensbar enhet der det blir foretatt observasjoner av en indikatorvariabel i kartleggings- eller overvåkingsøyemed. Observasjonsenheten er oftest et observasjonssted, men kan også være et dyreindivid, et planteindivid eller en artsforekomst.

Dersom det er mulig, bør observasjoner i naturovervåking gjøres på faste observasjonssteder, og

disse faste stedene bør være best mulig **georeferert** (stedfestet; det vil si angitt med presise geografiske koordinater). Georefererte observasjonssteder betegnes **observasjonspunkter** (1-D objekter), **observasjonsarealer** (2-D objekter; polygoner) eller **observasjonsvolum** (3-D objekter; legemer). Et eksempel på et observasjonspunkt er et fast punkt for landskapsfotografering (Puschmann et al. 2006). Observasjonsarealer kan være hele naturtypefigurer, artsforekomster eller deler av slike, f.eks. fast oppmerkete 1-m<sup>2</sup> vegetasjonsruter i skogbunnen i et TOV-overvåkingsområde der smårutefrekvens blir registrert for alle plantearter (relevante indikatorvariabler er artssammensetning og artsmengde) med fem års mellomrom. Registreringer i vegetasjonsrutene i TOV-området i Solhomfjell (Gjerstad, Aust-Agder) startet opp i 1988, og etter siste omdrev i 2008 består denne tidsserien av fem observasjonsbegivenheter for hvert av de 100 observasjonsstedene (Halvorsen et al. 2009c). En typisk volumenhet er en avgrenset marin vannmasse, for eksempel en avgrenset masse atlantisk vann på dyp under ca. 150 m i Sognefjorden (atlantisk vann er et trinn langs den regionale økoklinen marine vannmasser i NiN; se kapittel 3.3.3). Det er ikke mulig å trekke et skarpt skille mellom et observasjonspunkt og et observasjonsareal; de aller fleste observasjoner gjøres på et observasjonssted med en viss geografisk utstrekning (for eksempel har enkeltindivider av planter både en horisontal og vertikal utstrekning). Begrepet observasjonspunkt blir ofte brukt om små observasjonssteder med standard utstrekning, for eksempel insektfeller eller faste 1-m<sup>2</sup> vegetasjonsruter i skogbunnen. For å unngå begrepsforvirring, vil i denne rapporten begrepet **observasjonssted** bli brukt som samlebegrep for observasjonspunkt, observasjonsareal og observasjonsvolum, og begrepet observasjon blir brukt om én enkelt registrert verdi for en indikatorvariabel.

## 2.4 Begreper knyttet til utvalg av observasjoner

Begrepet **overvåkingsmetode** blir brukt om ei 'pakke' med tre samlinger av metodeverktøy og prosedyrer: **utvalgsmetode** (metode for utvalgelse og plassering av observasjonssteder; = *sampling design*), **registreringsmetode** (metode for innsamling av observasjoner på observasjonsstedene), og **analysemetode** (metoder for statistisk analyse av det innsamlete datamaterialet). Begrepene **datafangst** og **datainnsamling** brukes som synonyme fellesbetegnelser for valg av utvalgsmetode og registreringsmetode.

Uavhengig av hvilken utvalgsmetode som blir valgt (et overblikk over utvalgsmetoder som er aktuelle for naturovervåking er gitt i kapittel 5.3), innebærer det å foreta et utvalg en *filtrering* av mulig informasjon om naturfenomenet som skal undersøkes. Denne filtreringen begrenser spekteret av egenskaper ved dette naturfenomenet som det er mulig å studere ved analyse av innsamlete data (R. Økland 2007). Dette kan illustreres med et eksempel. Dersom vi registrerer karplanteartsantallet i vegetasjonsruter som hver er 1 m<sup>2</sup>, vil vi ikke kunne si noe direkte om karplanteartsantallet i ruter som er 0,25 m<sup>2</sup> med mindre vi også har registrert artsforekomst i småruter som til sammen utgjør 0,25 m<sup>2</sup>. Å foreta et utvalg innebærer dessuten at det introduseres *tilfeldig variasjon (stokastisitet)* i indikatorvariabelen; vi kan ikke forvente at det gjennomsnittlige karplanteartsantallet i et utvalg på 50 vegetasjonsruter á 1 m<sup>2</sup> fra et skogområde med utstrekning 1 km<sup>2</sup> skal være eksakt lik middelveiden for antallet karplantearter i hele populasjonen av 1 000 000 mulige 1-m<sup>2</sup> ruter som kunne vært plassert ut i denne skogen. Om så var, ville det være et heldig slumpetreff. Men mest sannsynlig er utvalget vårt ikke stort nok til å representere variasjonen i observasjonsområdet helt perfekt. Det er derfor avgjørende viktig å skille mellom egenskaper ved det studerte naturfenomenet *som sådan* (utbredelsen av en art, miljøforholdene som betinger denne utbredelsen og de mekanismene og prosessene miljøforholdene virker på naturfenomenet gjennom) og de slutningene om egenskaper som kan trekkes på grunnlag av resultater av analyser av utvalgsdata (Dungan et al. 2002).

De viktigste egenskaper ved utvalg av observasjoner er **kornstørrelsen** (*grain*), det vil si utstrekningen av hvert enkelt observasjonssted, og **omfanget** (*extent*) eller **definisjonsområdet**, det vil si utstrekningen av hele området utvalget skal representere, det vil si det totale området som man ønsker å kunne trekke slutninger om (Wiens 1989, Dungan et al. 2002). I vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell-området er for eksempel kornstørrelsen 1 m (vegetasjonsruter á 1 m<sup>2</sup>) og omfanget er 2,6 km (R. Økland & Eilertsen 1993). Men Solhomfjell-området inngår som ett av 17 områder i et nasjonalt nettverk av overvåkingsområder i blåbærdominert barskog i Norge (T. Økland et al. 2004). Når vegetasjonsrutene skal representere variasjon i Norge, er omfanget hele Norge. Med begrepet kornstørrelse menes utstrekningen av hvert enkelt observasjonssted. Kornstørrelsen angis ofte som største lineære utstrekning av ett enkelt observasjonssted sjøl om de fleste observasjonssteder har utstrekning i to (eller tre) dimensjoner. Kornstørrelsen kan også ha en tidsdimensjon, for eksempel antall felledøgn det er drevet fellefangst av smågnagere på hvert observasjonssted (Framstad 2010b) og antall år fruktlegemer av storsopper er blitt registrert i permanente 16-m<sup>2</sup> prøveflater (Bendiksen et al. 2004).

Spesifikasjonene for utvalget av observasjonsheter (kornstørrelsen, definisjonsområdet, antallet og plasseringen av observasjonssteder) bestemmer hvor pålitelige og representative estimatene



for indikatorvariabelegenskapene vil bli. En generell regel er imidlertid at bare variasjon mellom observasjonsenheter, det vil si variasjon på romlige skalaer grovere enn kornstørrelsen, kan 'forklares' ved analyse av data (Wiens 1989). En annen generell regel er at standardavviket for et estimat for middelveidien (standardfeilen) er omvendt proporsjonal med kvadratroten av antallet observasjoner, det vil si at en firedobling av antallet observasjoner halverer standardavviket til middelveidiestimatet (Crawley 2007).

Mange utvalg består av hierarkisk nøstete observasjonssteder, det vil si observasjonssteder som er samlet i grupper, **observasjonsområder**, som igjen kan være samlet i større grupper etc., innenfor undersøkelsens definisjonsområde. Et slikt **nøstet utvalg** (*nested sampling design*; Austin 1981) kan derfor inneholde ett eller flere **nøstingsnivåer**. Vegetasjonsovervåkingen i TOV er eksempel på et nøstet utvalg med to nøstingsnivåer. De enkelte observasjonsstedene, vegetasjonsrutene á 1 m<sup>2</sup>, er tilfeldig plassert innenfor storruiter á 50 m<sup>2</sup> (eller langs transekter av varierende lengde; R. Økland & Eilertsen 1993), fem vegetasjonsflater i hver storroute (T. Økland 1996, Bakkestuen et al. 2009). Storrutene utgjør laveste **nøstingsnivå** (nøstingsnivå 2) i dette utvalget, mens nøstingsnivå 1 utgjøres av de geografisk adskilte overvåkingsområdene (referanseområdene), seks i bjørkeskog og elleve i granskog (R. Økland et al. 2004, T. Økland et al. 2004; Halvorsen 2008). Begrepet **referanseområde** blir i denne rapporten brukt om observasjonsområder som er subjektivt valgt ut på grunn av spesielle egenskaper (urørthet, tilstedeværelse av spesielle naturtyper, el.l.) og som utgjør øverste nøstingsnivå i et nøstet utvalg. Ofte er begrepet referanseområde

knyttet til begrepet integrert overvåking (se kapittel 5.1). Et annet eksempel på observasjonsområde i nøstet datafangst er 1 km<sup>2</sup>-flatene i 3Q-programmet (Dramstad et al. 2002). Innenfor hver 3Q-flate avgrensnes arealenheter etter et fastlagt typesystem. Hver arealenheter utgjør ett observasjonssted for indikatorvariabelen arealtype. Observasjonssteder for én indikatorvariabel kan fungere som nøstingsnivå i et nøstet utvalg for en annen indikatorvariabel. I den populasjonsbiologiske overvåkingen av etasjemose som er knyttet til vegetasjonsovervåkingen i granskog i TOV (R. Økland 1995c, Halvorsen 2010b) er observasjonsenheterne enkeltskudd av etasjemose, som er nøstet inni observasjonssteder ('demografiruter') som utgjør en del av en 1-m<sup>2</sup> vegetasjonsrute. Fordi det alltid bare er én demografirute i en vegetasjonsrute, utgjør ikke demografirutene og vegetasjonsrutene separate nøstingsnivåer. Utvalgsmetoden for etasjemosepopulasjonsdynamikk inneholder derfor tre nøstingsnivåer: enkeltskudd (observasjonsenheter, der observasjonene av indikatorvariabler som størrelse, forgreineringsrate, skade etc. blir gjort) i demografiruter (nøstingsnivå 3), demografiruter i vegetasjonsruter i storruiter (nøstingsnivå 2) og referanseområder (nøstingsnivå 1).

Definisjonsområdet (omfanget) for en overvåkingsundersøkelse kan være hele Norge eller en liten del av Norge, for eksempel et enkelt verneområde (slik som i DN-prosjektet 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking'; B.Ø. Solberg et al., unpubl. notat). Framstad & Kålås (2001) bruker begrepet 'ekstensiv overvåking' om overvåking som er basert på arealrepresentativ datainnsamling og som har til hensikt å si noe om utviklingen innenfor et stort definisjonsområde (for eksempel Norge) og 'intensiv overvåking' om overvåking som innebærer detaljerte studier i referanseområder. I 'Plan for overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 1998) brukes begrepet 'ekstensiv overvåking' i en litt annen betydning, om overvåking som tar utgangspunkt i arealrepresentativ datainnsamling og som har til hensikt å framskaffe estimater med gyldighet for hele definisjonsområdet, uavhengig av om definisjonsområdet er stort eller lite. Tilsvarende brukes begrepet 'intensiv overvåking' om overvåking med referanseområder eller deler av referanseområder som observasjonsenheter, fortrinnsvis med gradientbasert datainnsamling. Begrepet 'ekstensiv' brukes i andre sammenhenger som motsats til begrepet 'intensiv', for eksempel for skille å metoder som krever liten arbeidsinnsats pr. observasjon ('ekstensive metoder') fra metoder som krever stor arbeidsinnsats ('intensive metoder'). I forbindelse med driftsformer i jordbruket brukes begrepsparet om 'lite dyptgripende' og 'dyptgripende' kultiveringsmetoder (Halvorsen et al. 2009a). Fordi begrepene 'ekstensiv' og 'intensiv' brukes i så mange betydninger at de er mer egnet til å forvirre enn å skape klarhet, blir de ikke brukt i denne rapporten. I stedet brukes separate sett av begreper for å beskrive utvalgsmetodikk og for å beskrive overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde. To begreper er særlig nyttige for å beskrive definisjonsområdet for overvåkingsundersøkelser:

- **Nasjonal overvåking**; overvåking som har til hensikt å si noe om status og utvikling for en indikatorvariabel med gyldighet for hele Norge eller en større del av Norge, eventuelt for en bestemt naturtype i hele (eller en større del av) Norge.
- **Områdefokusert overvåking**; overvåking som har til hensikt å si noe om status og utvikling for en indikatorvariabel innenfor et avgrenset område, for eksempel et verneområde.

Det er ingen skarp grense mellom nasjonal overvåking og områdefokusert overvåking, og de to begrepene vil bare bli benyttet i sammenhenger hvor de ikke kan misforstås.

## 2.5 Begreper for romlig skala og utbredelse

Begrepet 'skala' er helt essensielt i økologien, blant annet for å beskrive egenskaper ved utvalg av observasjonssteder (som kornstørrelse og omfang). Skalabegrepet blir imidlertid brukt i en lang rekke ulike betydninger, som hver og en trenger et presist definert begrep (Dungan et al. 2002). Dette kapitlet inneholder alle begreper som blir benyttet i denne rapporten for å beskrive romlige skalaer. Begrepene og definisjonene følger Halvorsen (upubl. manuskript). Begrepet **romlig skalaområde** (*spatial domain*) brukes om intervallet (på en lineær meterskala) mellom kornstørrelsen og omfanget, det vil si det største intervallet et utvalg av observasjoner i teorien skal kunne brukes til å si noe om variasjonen innenfor. For mange praktiske formål vil imidlertid bare variasjonsmønstre i nedre del av dette skalaområdet kunne avdekkes gjennom analyse; for eksempel anbefaler Rossi et al. (1992) at analyse av romlig statistiske mønstre begrenses til nedre 1/5 – 1/3 av undersøkelsesområdets utstrekning (omfanget). Forholdstallet mellom omfang og kornstørrelse (*extent-grain ratio*), som i eksemplet fra overvåkingsområdet i Solhomfjell er  $2,6 \text{ km}/1 \text{ m} = 2\,600$ , kan brukes som mål på den maksimale relative størrelsen på det romlige skalaområdet som kan adresseres ved analyse av et gitt datasett.

Begrepspar som 'fin romlig skala' og 'grov romlig skala', og 'lokal skala' og 'regional skala', brukes både for å beskrive utvalgsmetoder og for å beskrive egenskaper ved et naturfenomens fordelingsmønstre. Hvilke romlige skalaområder som egentlig menes når disse begrepene blir brukt, er imidlertid ofte uklart fordi disse begrepene brukes ulikt av ulike forfattere. En hovedgrunn til uklarhet er at 'romlig skala' egentlig har to 'dimensjoner', kornstørrelsen og omfanget, og at begrepene som er nevnt ovenfor brukes med referanse til bare én av disse. Oftest adresseres omfanget (for eksempel Willis & Whittaker 2002, Pearson & Dawson 2003), men i NiN er det kornstørrelsen som blir lagt til grunn for hvordan disse begrepene blir brukt (f.eks. er begrepene lokal basisøkoklin og regional økoklin definert på grunnlag av kornstørrelsen; NiN Artikkel 1: D2d, se også kapittel 2.3.3).

Oftest brukes begreper som 'regional skala' og 'lokal skala' til å beskrive hvilke 'skalaer' det 'finnes mønstre' eller 'er særlig stor variasjon'. Gitt at vi skal bruke en bestemt metode for å tallfeste variasjon (se nedenfor), trengs altså informasjon både om kornstørrelsen i og omfanget av et utvalg for å kunne angi 'romlig skala' presist. For å forenkle beskrivelsen av 'romlig skala med særlig stor variasjon' foreslår Halvorsen (upubl. manuskript) at sammenlikning av variasjon mellom ulike romlige skalaområder bør gjøres med referanse til standardiserte utvalgsmetoder, det vil si utvalgsmetoder med fast forholdstall [for eksempel 16 ( $2^4$ )] mellom omfang og kornstørrelse. Da kan **standardisert romlig skala med særlig stor variasjon** (*standardised spatial scale of high variability*) beskrives på én lineær skala (Tabell 1), for eksempel definert av ved utstrekningen på ett observasjonssted (kornstørrelsen), fordi områdeutstrekningen er gitt når kornstørrelsen er gitt.

Et eksempel på en utvalgsmetode som gjør det mulig å beregne standardisert romlig skala med særlig stor variasjon er et **rutenett-basert utvalg** (*grid sampling design*) med utgangspunkt i en gridding ('oppruting') av Norge (undersøkelsesens definisjonsområde) i ca. 320 milliarder potensielle observasjonssteder (ruter) á  $1 \text{ m}^2$ . Et rutenett med standard rutestørrelse gjør det mulig å slå sammen ruter (*grid cells*) til større observasjonsområder i flere omganger og på en standardisert måte slik at hver gruppe av ruter alternativt kan utgjøre et eget utvalg eller en enkelt observasjon i et utvalg på et høyere nøstingsnivå i et nøstet utvalg. I eksemplet med det opprutete Norge kan et nøstet utvalg ha observasjonssteder á  $1 \text{ m}^2$  på laveste nivå. Ei gruppe med  $16 \times 16$   $1\text{-m}^2$  ruter fra et  $256\text{-m}^2$  stort observasjonsområde utgjør et datasett

Tabell 1. Standardisert begrepsapparat for romlige skalaer som blir adressert av en gitt utvalgsmetode med referanse til utvalg med et fast forholdstall, 16, mellom områdeutstrekning og kornstørrelse.

Betegnelse	Kornstørrelse (m)	Områdeutstrekning (m)
mikroskala	< 1	< 16
fin lokal skala	1–10	16–160
middels fin lokal skala	10–100	160–1 600
grov lokal skala	100–1 000	1 600–16 000
fin regional skala	1 000–30 000	16 000–480 000
grov regional skala	30 000–1 000 000	480 000–16 000 000
global skala	> 1 000 000	> 16 000 000

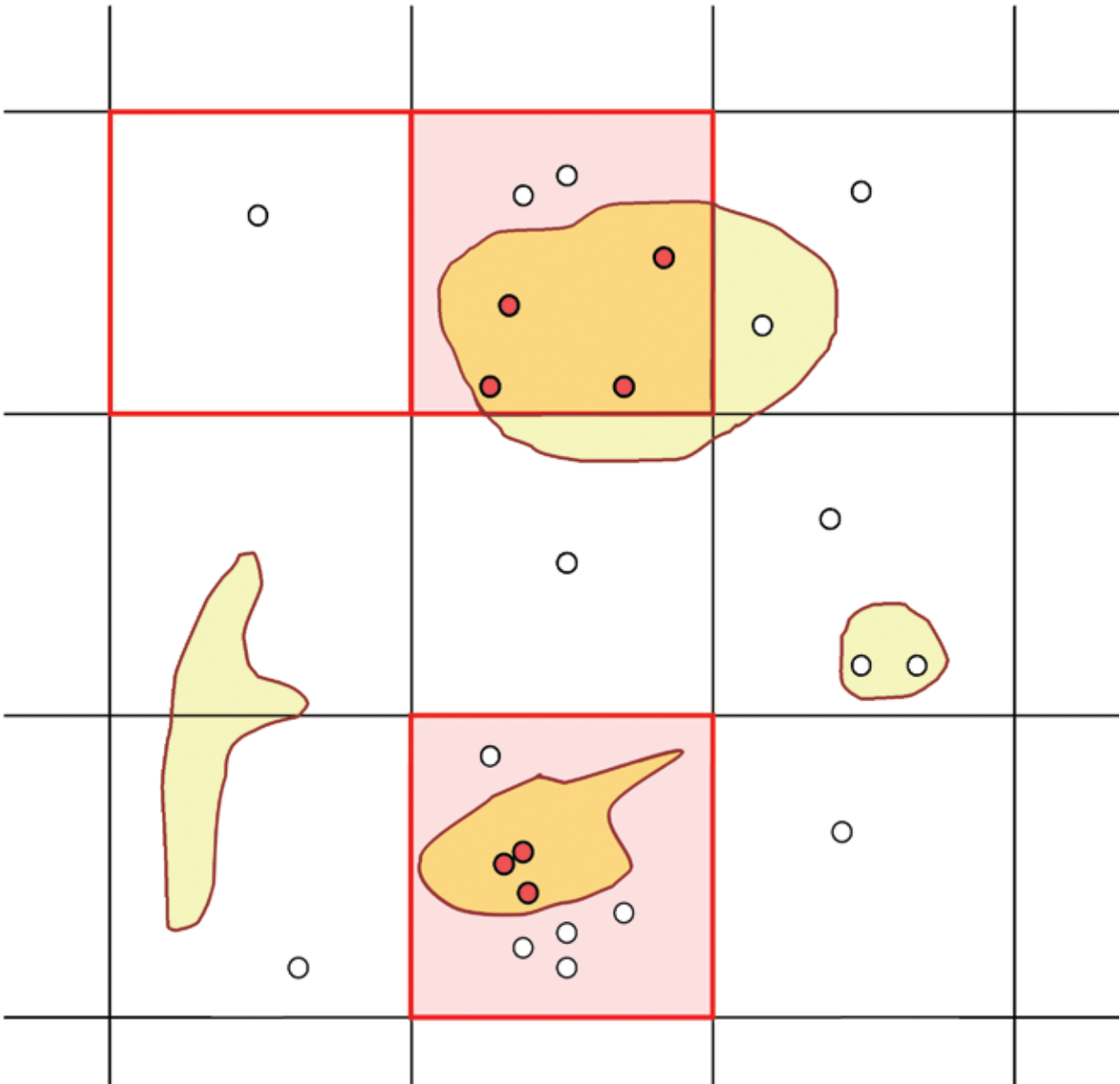


Fig. 1. Gruppering av indikatorer og indikatorvariabler på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante. Figuren viser ni gridruter innenfor et stort definisjonsområde for en overvåkingsundersøkelse. Tre av gridrutene (avgrenset av ei tjukk, rød linje) inngår i et utvalg av observasjonssteder for overvåking av tilstedeværelse av naturtypen. Indikatorvariabler som kan registreres der naturtypen er til stede kan registreres i tre underkategorier av observasjonsenheter: i gridruter (markert med lys rød bakgrunnsfarge) som inneholder naturtypen (avgrenset av brunrød linje), i naturtypefigurer som ligger innenfor gridruter (markert med mørkere brungul bakgrunnsfarge) eller i naturtypefigurer uten referanse til et grid over definisjonsområdet (omfatter alle naturtypefigurer, avgrenset av brunrød linje og markert med gulbrun bakgrunnsfarge). Observasjonsenheter for indikatorvariabler som bare kan registreres på en art der denne er til stede i den aktuelle naturtypen er markert som ringer med rød bakgrunnsfarge. Andre forekomster for denne arten er markert som åpne, ufylte ringer.

med kornstørrelse 1 m og omfang  $2^4 = 16$  m.  $16 \times 16$  ruter á  $256 \text{ m}^2$  (samlet areal  $256^2 \text{ m}^2 = 65\,536 \text{ m}^2$ ) utgjør et datasett med kornstørrelse 16 m og omfang  $256 \text{ m}$  ( $2^4 \cdot 2^4 \text{ m} = 2^8 \text{ m}$ );  $16 \times 16$  av disse rutene kan samles til ruter på  $256^3 \text{ m}^2$  (hver slik enhet har kornstørrelse  $256 \text{ m}$  og omfang  $2^8 \cdot 2^4 \text{ m} = 2^{12} \text{ m} = 4\,096 \text{ m}$ ), og videre kan  $16 \times 16$  av disse rutene igjen samles til ruter på  $256^4 \text{ m}^2$  (hver slik enhet har kornstørrelse  $4\,096 \text{ m}$  og omfang  $2^{12} \cdot 2^4 \text{ m} = 2^{16} \text{ m} = 65\,536 \text{ m}$ ). På øverste nøstingsnivå kan  $65,5 \times 65,5 \text{ m}$ -rutene brukes som

observasjonssteder på den groveste romlige skalaen, med Norge som omfang (definisjonsområdet vil i dette tilfellet ha en uregelmessig form).

Det er mange måter å tallfeste totalvariasjonen i en variabel (se R. Halvorsen, upubl. manuskript); den mest brukte er kvadratsummen (*sum of squares*), det vil si summen, over alle observasjoner, av observasjonenes kvadrerte avvik fra gjennomsnittsverdien. Kvadratsummen kan beregnes for ethvert utvalg, uavhengig av kornstørrelse og omfang. I nøstete utvalg kan totalvariasjonen for en variabel (for eksempel variasjonen i en arts tilstedeværelse eller mengde, en naturtypes tilstedeværelse eller målte verdier for en miljøvariabel) fordeles additivt mellom nøstingsnivåene (det vil si at totalvariasjonen på ett nivå er summen av variasjonen innen og variasjonen mellom grupper på hvert lavere nivå). Kvadratsummens additivitet gjør det mulig å identifisere den standardiserte romlige skalaen der variasjonen i en gitt indikatorvariabel er størst.

**Totalt griddet figurareal** for en naturtype og **totalt griddet forekomstareal** for en art, det vil si flateinnholdet av alle ruter i et rutenett med fast rutenestørrelse der naturtypen eller arten er registrert som til stede, er lik figurantallet respektivt forekomsttallet multiplisert med gridrutas flateinnhold. I motsetning til faktisk figurareal og faktisk forekomstareal er griddet figurareal og griddet forekomstareal avhengig av rutenestørrelsen i rutenettet. Det samme gjelder beregninger av et **utbredelsesområdes totalutstrekning** (flateinnholdet av området innenfor et naturfenomens ytterste utbredelsesgrenser; Gaston 1991). En annen viktig egenskap ved naturfenomener som er avhengig av kornstørrelse og omfang i et utvalg, eventuelt også andre forhold (Dungan et al. 2002, Gaston & Fuller 2009), er arter og naturtypers **prevalens** (Hirzel et al. 2006), det vil si andelen av gridruter der naturfenomenet er registrert som til stede (relativ frekvens).

## 2.6 Gruppering av indikatorer og indikatorvariabler på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante

I kapittel 2.3 blir begrepet observasjonsenhet definert som 'enhver avgrensbar enhet der det blir foretatt observasjoner av en indikatorvariabel i kartleggings- eller overvåkingsøyemed', mens begrepet observasjonssted blir definert som et fast sted som fungerer som observasjonsenhet. En tredje måte å gruppere indikatorer og indikatorvariabler (jf. kapittel 2.1) er på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante. Tre kategorier kan identifiseres (se VII: 2.1 for utfyllende forklaring og Fig. 1 for illustrasjon):

1. Tilstedeværelse av en naturtype (eller en art), som registreres på observasjonssteder med standardisert utstrekning (det vil si i gridruter).
2. Indikatorvariabler som kan registreres på observasjonssteder der naturtypen er til stede, det vil si
  - a. i gridruter som inneholder naturtypen eller arten,
  - b. i naturtypefigurer (eller artsforekomster for den aktuelle arten) som ligger innenfor gridruter med den aktuelle naturtypen, eller
  - c. eller i naturtypefigurer (eller artsforekomster for den aktuelle arten) uten referanse til et grid over definisjonsområdet.

Eksempler på indikatorvariabler som inngår i denne kategorien er

- egenskaper som karakteriserer naturtypens tilstand (f.eks. totalt nitrogeninnhold i humuslaget i en skogsmarkstype; oftest kontinuerte variabler),
  - tilstedeværelse eller fravær av en art eller et annet 'objekt' innenfor en naturtype, og
  - antall av en art eller et annet 'objekt' innenfor en naturtype.
3. Indikatorvariabler som bare kan registreres der en art eller et annet 'objekt' er til stede i en spesifikk naturtype, det vil si indikatorvariabler som karakteriserer arten eller 'objektet' (målbare egenskaper ved arten eller 'objektet'). Typiske eksempler er demografiske egenskaper som for eksempel frøsetting, spiring, gjennomsnittlig individstørrelse og klonal forgreiningsrate, eller lengden på et steingjerde i en kulturmarkseng.

## 3 Det faglige grunnlaget for naturtypeovervåking: om naturvariasjon og hvordan naturvariasjon analyseres

### 3.1 Naturtypebegrepet i NiN og gradientperspektivet

Naturtyper i Norge (NiN) tar utgangspunkt i definisjonen av **naturtype** i 'Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven)' (Anonym 2009: §3j, s. 4):

*'Naturtype: ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer, geologiske forekomster eller lignende' (min kursivering)*

Denne naturtypedefinisjonen omfatter i prinsippet enhver type natur som kan oppfattes som ensartet (begrepet 'ensartet' er heller ikke entydig, men vil ikke bli problematisert her; se NiN Artikkel 1: C1 for drøfting), og siste ledd ('eller .. eller lignende') gjør at et vidt spekter av 'typer av natur' kan ses på som 'naturtyper'. For å operasjonalisere og konkretisere denne naturtypedefinisjonen, ble i NiN-sammenheng framhevet at naturtypedefinisjonen omfatter 'planteliv og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der', det vil si at *naturtypeinndelingen så presist som mulig skal fange opp variasjonen i artssammensetning for flest mulig organismegrupper, og de miljøfaktorene som bestemmer denne variasjonen* (NiN Artikkel 1: C2). En annen måte å uttrykke dette på, er at naturtypeinndelingen skal gi en best mulig prediksjon av det biologiske mangfoldet (hvilke arter av ulike organismegrupper, det vil si hvilken artssammensetning, som finnes på et gitt sted). En tredje måte å uttrykke dette på, er at når det er kjent hvilken naturtype et område tilhører, så skal naturtypeinndelingen gi en mest mulig presis kunnskap om artssammensetningen og miljøforholdene innenfor naturtypefiguren. En fjerde måte å formulere dette målet er at naturtypeinndelingen skal ha som langsiktig målsetting at *naturtypenes tilstedeværelse skal kunne modelleres med høy prediksjonspresisjon på grunnlag av enklest mulig målbare (miljø)egenskaper*.

Fordi denne naturtypedefinisjonen betrakter naturtyper med utgangspunkt i *variasjon* i miljøegenskaper og *variasjon* i artenes forekomst og mengde, blir gradientbegreper viktige. Med **gradient** menes den mer eller mindre gradvise variasjonen i en eller annen 'faktor' som påvirker artenes forekomst, mengde og utbredelse. Disse 'faktorene' kan være 'miljøfaktorer' i snever forstand, som for eksempel pH i jordas humuslag eller vanninnhold i en jordprøve, men de kan også gi uttrykk for historisk bruk (tradisjonell slått, uten pløying, gjødsling eller bruk av sprøytemidler), forstyrrelsesintensitet (for eksempel hyppighet av snøras) eller liknende. Begrepet **miljøgradient** brukes som et samlebegrep for alle disse kategoriene av 'faktorer'. Begrepet **artssammensetningsgradient** (*coenoklin*; Whittaker 1967) brukes om gradvis variasjon i artenes forekomst og mengde.

Begrepet **gradientanalyse** (ter Braak & Prentice 1988) brukes om metoder som hjelper oss å beskrive og å forstå variasjon i artssammensetning med utgangspunkt i arters respons på miljøgradienter (prinsippene for gradientanalyse er kort redegjort for i kapittel 4.1). En rekke ulike statistiske (og andre) metoder faller inn under denne definisjonen (se R. Økland 1990, Legendre & Legendre 1998, McCune & Grace 2002). Det er vanlig å dele disse metodene inn i envariabelmetoder (univariate metoder) som kan brukes til å analysere sammenhengen mellom én enkelt responsvariabel (for eksempel en arts forekomst eller mengde) og én eller flere prediktorvariabler (for eksempel miljøvariabler), og flervariabelmetoder (multivariate metoder), som kan brukes til å analysere sammenhenger mellom mange responsvariabler (mange arter, eller mange miljøvariabler) i seg sjøl, eller mellom mange responsvariabler og én eller flere prediktorvariabler. Envariabelmetodene er først og fremst ulike regresjonsmetoder. Flervariabelmetodene deler seg igjen i to grupper; ordinasjonsmetoder for analyse av sammenhenger i ett gitt datasett (for eksempel artssammensetningen; se kapittel 4.1.2) og betingete ordinasjonsmetoder for å relatere strukturen i ett gitt datasett til et annet datasett i én og samme analyse.

Gradientanalyse har vært en sentral del av beskrivende økologisk forskning i snart hundre år, og har gitt betydelig innsikt i hvilke miljøgradienter som er viktige i ulike økosystemer og hvordan artssammensetningen varierer langs disse miljøgradientene, en kunnskap som kan oppsummeres i **gradientperspektivet** på naturvariasjonen (Whittaker 1967, Austin & Smith 1989, R. Økland 1990, Austin 2005):

1. I natur som er lite påvirket av mennesket er variasjonen i miljøfaktorer i hovedsak mer eller mindre gradvis (kontinuerlig), men trinnvis (diskret) variasjon finnes også. Den menneskeskapte naturen karakteriseres oftest av klart skilte enheter.
2. Miljøfaktorene virker ikke på organismene én og én, men organismene responderer på det totale miljøet som omgir dem. I naturen samvarierer oftest mange ulike miljøgradienter og danner **komplekse miljøgradienter**, grupper av miljøgradienter som ofte samvarierer og hvor det oftest er uråd å si hvilke(n) av enkeltgradientene som er viktigste grunn til observerbar variasjon i arters forekomst og mengde.
3. Artenes respons på (det vil si variasjon i forekomst og mengde langs) viktige komplekse miljøgradienter er i stor grad individualistisk, det vil si at hver art responderer i henhold til sin spesielle kombinasjon av egenskaper.
4. I de fleste økosystemer forklares størstedelen av den variasjonen i artssammensetning som lar seg forklare av miljøfaktorer av et fåtall (ofte 2–4) **hovedkompleksgradienter**. Kjennskap til hvilke hovedkompleksgradienter som er viktige og hvordan artenes forekomst og mengde varierer langs dem, er det fundamentale kunnskapsgrunnlaget for å forstå og å beskrive naturvariasjon.
5. Gjennom evolusjonen har artene 'tilpasset seg' miljøet gjennom avveininger (*trade-offs*) mellom egenskaper som hver for seg er gunstige, men som ikke er mulig å forene. Drivkraften bak denne tilpasningsprosessen er at populasjoner som skal kunne utveksle gener (og som skal høre til en og samme biologisk art) ikke kan ha ubegrenset genetisk variasjon. Således produserer noen arter mange små avkom mens andre produserer få og store avkom; noen planter (ettårige arter) overlever vinteren som frø mens andre (flerårige, vintergrønne dvergbusker) overlever fordi de har vedaktig stengel og læraktige blader som ikke tar skade av frost. Hver og en av artene er tilpasset et liv innenfor begrensede intervaller langs hver hovedkompleksgradient som er viktig for arten. Den bygningsmessige og fysiologiske differensieringen mellom arter medfører at hver art bare kan opprettholde levedyktige populasjoner innenfor et begrenset **toleranseområde** langs hver hovedkompleksgradient. En art kan, men behøver ikke, forekomme på alle steder innenfor sitt toleranseområde, og den kan, i hvert fall for kortere tidsrom, forekomme også utenfor toleranseområdet. Forekomstområdet, den delen av en hovedkompleksgradient der en art forekommer, er altså oftest videre enn toleranseområdet. Utenfor forekomstområdet mangler arten.

En konsekvens av at artene responderer på et relativt lavt antall av hovedkompleksgradienter, er at naturvariasjonen kan beskrives som et relativt lavt antall økokliner. En **økoklin** (*ecocline*; Whittaker 1967) defineres som den parallelle, mer eller mindre gradvise variasjonen i artssammensetning og miljøfaktorer langs komplekse miljøgradienter. Økoklinbegrepet har en helt sentral plass i NiN, formulert i NiN Artikkel 1: D1c som følger:

*'Variasjonen langs økokliner er det naturlige grunnlaget for forståelse, beskrivelse og inndeling av variasjon i naturen.'*

### 3.2 Arters respons på komplekse miljøgradienter, og en gradientanalytisk forståelse av hva en naturtype egentlig er

Gradientperspektivet på naturvariasjon er en teori som beskriver hvordan enkeltarter, og hele artssammensetningen, varierer langs komplekse miljøgradienter. Punkt 5 overfor inneholder en begrunnelse for hvorfor hver art finnes innenfor et begrenset toleranseområde og mangler utenfor dette området. Fordi leveforholdene for en art gradvis blir bedre jo lengre inn i toleranseområdet (vekk fra toleransegrensene) man kommer, kan artenes respons på viktige komplekse miljøgradienter [det vil si deres gjennomsnittlige forekomstfrekvens, mengde eller liknende), som funksjon av plassering langs den (komplekse) miljøgradienten] best beskrives av en klokkeformet kurve (Fig. 2). Et eller annet sted langs miljøgradienten har arten sitt optimum, stedet der det er størst sannsynlighet for å finne arten og/eller den forekommer i størst mengde og/eller hvert individ av arten gir opphav til flest nye individer i neste generasjon.

Artene er individualistisk fordelt langs de viktige komplekse miljøgradientene (punkt 2 over). At en kompleks miljøgradient er viktig, betyr at mange arter responderer på denne gradienten. Det gjenspeiles i at det er stor variasjon i artssammensetning langs gradienten, det vil si at artssammensetningen nær en ende av gradienten er helt eller nesten helt forskjellig fra artssammensetningen nær den andre enden av gradienten. Da sier vi at artssammensetningsgradienten er lang, og at økoklinen (samvariasjonen mellom artssammensetning og miljøfaktorene) er viktig for å beskrive naturvariasjonen. Fig. 3 illustrerer

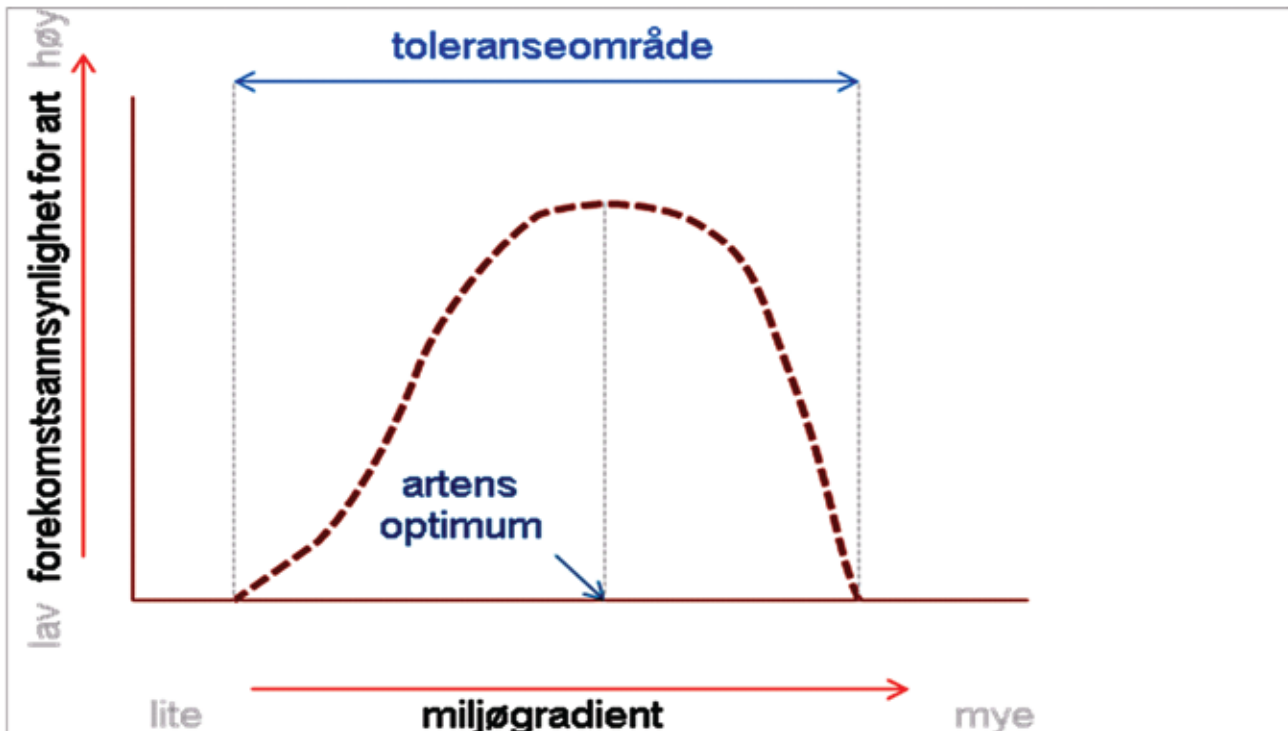


Fig. 2. Arters respons på viktige komplekse miljøgradienter følger vanligvis i store trekk en klokkeformet kurve (den unimodale artsresponskurven).

en relativt lang økoklin i norsk natursammenheng; økoklinen kalkinnhold i natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark (se kapittel 3.6 om NiN-systemet). Figuren viser hvordan hver av de åtte artene har sin spesielle responskurve, og at hastigheten på endringen i artssammensetning slett ikke behøver være lineær på den skalaen vi måler enkeltmiljøgradientene (i figuren: pH).

En rekke statistiske metoder (regresjonsmetoder) kan brukes til å studere arters respons på miljøgradienter (se Austin et al. 1994, Oksanen & Minchin 2002).

Fig. 4 illustrerer hvordan naturtyper blir avgrenset ut fra et gradientperspektiv (slik som for eksempel i NiN). Kalkinnholdsøkoklinen deles i NiN opp i seks trinn hvorav fem er relevant for fastmarksskogsmark. Disse trinnene blir betegnet henholdsvis kalkfattig, moderat kalkfattig, intermedier, kalkrik og kalkmark. Fordi hver naturtype skal være så ensartet som mulig, skal økoklinen deles i enheter som er mest mulig 'like store' ('spenner over et like stort intervall') på en skala som uttrykker gradvis forandring i artssammensetning. Som vist i figuren, er det større variasjon i artssammensetning pr. pH-enhet mellom pH 4 og 5 enn i andre deler av pH-skalaen. Det forklarer at naturtypene som svarer til trinnene moderat kalkfattig og intermedier (henholdsvis moderat kalkfattig og intermedier) spenner over smalere pH-intervaller enn de andre typene. Økoklinen består av den parallelle variasjonen i mange enkeltmiljøgradienter og den tilhørende artssammensetningsgradienten, og alle disse egenskapene samvarierer ikke på samme måte på ulike steder og på ulike tidspunkter (se NiN Artikkel 1: D3a, D3b, der økoklinbegrepet er utførlig drøftet). Derfor er det vanligvis heller ikke mulig å angi helt presise kriterier for grensa mellom naturtyper, med hensyn til miljøvariabler (f.eks. pH = 4,1 som skillekriterium mellom blåbærskog og småbregneskog; se Fig. 3) og artssammensetning (f.eks. hvitveis som skilleart for småbregneskog mot blåbærskog). Noen ganger forekommer hvitveis i skog med pH 3,0 og noen ganger finnes skog med pH 4,3 uten hvitveis. Naturtyper definert på grunnlag av økokliner kan derfor ikke skarpt skilles ved bruk av ett kriterium. Denne gradvise overgangen mellom naturtyper i frisk, veldrenert fastmarksskogsmark er vist i Fig. 4 ved å la grå søyler skille naturtypene. I et gradientanalyseperspektiv kan en naturtype betraktes som et avgrenset intervall i et mangedimensjonalt økologisk rom. Fig. 4 viser hvordan fem av grunntypene i fastmarksskogsmark plasserer seg langs en slik dimensjon, gitt av den lokale basisøkoklinen kalkinnhold, gitt at variasjonen langs økoklinen 'uttøringsfare' ligger innenfor trinnet 'frisk' og at variasjonen langs økoklinen 'vannmetning av marka' ligger innenfor trinnet 'veldrenert mark'.

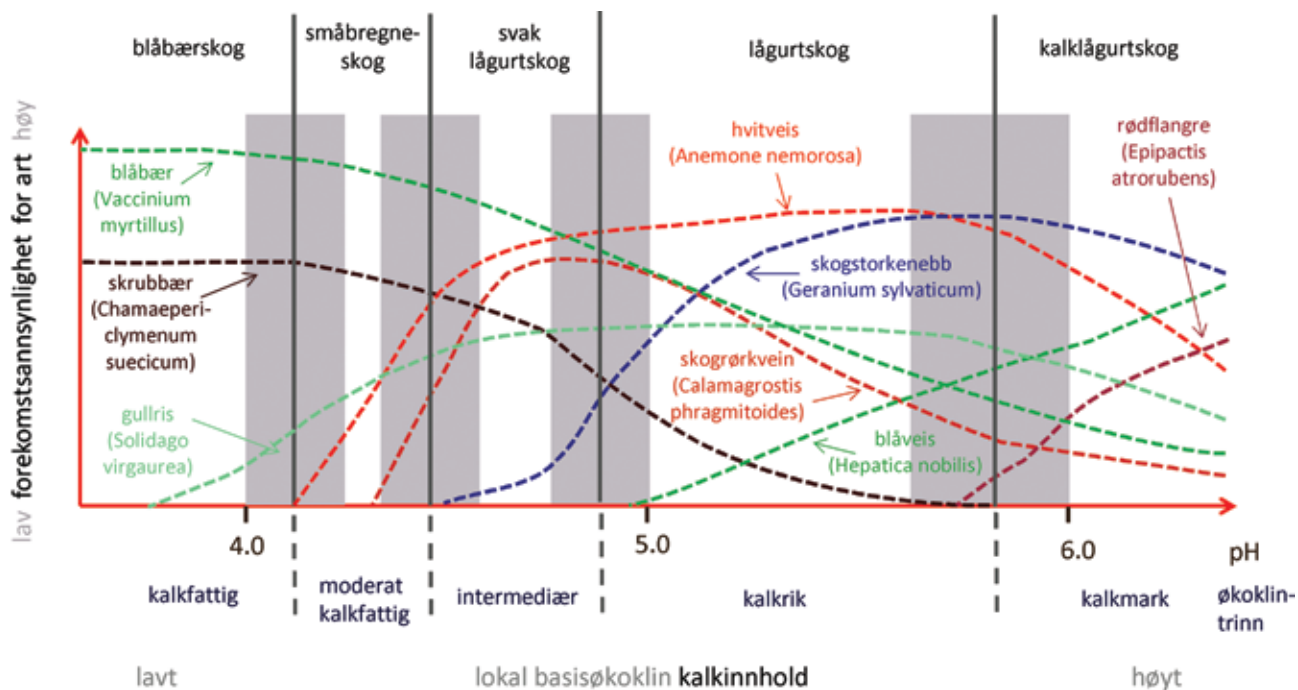


Fig. 3. Eksempel som illustrerer arters respons på komplekse miljøgradienter, økoklinbegrepet og den gradientanalytiske forståelsen av hva en naturtype er. Den horisontale aksene viser variasjon i miljøforhold relatert til den komplekse miljøgradienten med pH og mineralnæringsinnhold i jorda som viktige enkeltgradienter. Skalaen på aksene er lineær for pH. Den vertikale aksene viser åtte utvalgte arters respons på denne kompleksgradienten, basert på et tenkt datasett fra frisk, veldrenert fastmarksskogsmark. Vi ser at artenes responskurver har avkuttet klokkeform. Artenes optima fordeler seg langs kompleksgradienten; blåbær og skrubbebær har optimum for pH under eller nær 4, gullris og skogrørkvein for pH mellom 4 og 5, hvitveis og skogstorkenebb for pH mellom 5 og 6, og blåveis og rødflangre for pH høyere enn 6. Figuren viser at artsresponskurvene er brattere for pH mellom 4 og 5 enn for pH større enn 5, noe som betyr at endringen i artssammensetning pr. pH-enhet er større fra pH 4 til pH 5 enn fra pH 5 til pH 6. Inndelingen av økoklinen kalkinnhold i fem trinn som hver omfatter omtrent like stor variasjon i artssammensetning, er vist under den horisontale aksene. De fem grunntypene som skiller ut langs økoklinen kalkinnhold i frisk, veldrenert fastmarksskogsmark er vist over diagrammet. Disse er ikke skarpt adskilt, men glir gradvis over i hverandre, som vist ved å la grå søyler skille naturtypene. I et gradientanalyseperspektiv kan en naturtype betraktes som et avgrenset intervall i et mangedimensjonalt økologisk rom.

### 3.3 Systematisering av naturvariasjonen i NiN

NiN tar utgangspunkt i at naturvariasjon kan systematiseres i tre fundamentalt forskjellige 'dimensjoner': naturtypenivåer, generaliseringsnivåer og kilder til variasjon. I NiN versjon 1.0 opereres med seks kvalitativt forskjellige kategorier innenfor kilder til variasjon, fordelt på to hovedkategorier, variasjon langs økokliner (mest gradvis variasjon i miljøfaktorer og artssammensetning) og annen variasjon.

#### 3.3.1 Naturmangfoldnivåer

I naturen finnes variasjon på ulike nivåer av kompleksitet og på ulike skalaer [se Halvorsen et al. (2009b) for grundig drøfting]. Variasjonen på de ulike nivåene er **hierarkisk nøstet** i den forstand at enheter på ett nivå utgjør byggesteiner i hver enhet på neste, høyere, nivå (Fig. 5). Men samtidig som naturen har en slik hierarkisk struktur (Allen & Starr 1982), er det slik at naturens egenskaper på hvert av disse nivåene ikke, eller bare delvis, kan beskrives ved hjelp av de samme naturegenskapene eller indikatorene (Noss 1990). I Naturtyper i Norge (NiN) brukes begrepet **organisasjonsnivå** for de 10 nivåene av naturvariasjon med gitt kompleksitet og på gitt romlig skala (Fig. 5) som omfattes av begrepet biologisk mangfold [*biodiversity* i Noss (1990) sin terminologi], det vil si spekteret av naturvariasjon fra gen til region. I NiN-sammenheng brukes begrepet **naturmangfold** når vi i tillegg til de 10 nivåene for biologisk mangfold ønsker å inkludere det



**livsmedium** som organismene forholder seg til (det miljøet de lever på eller i). I NiN brukes begrepet **naturtypenivå** for naturmangfoldnivåene fra samfunn til region, samt livsmedium. Det er disse nivåene som er relevante for typeinndeling slik naturtype blir definert i Naturtyper i Norge (se kapittel 3.1).

Det går et fundamentalt skille mellom lavere organisasjonsnivåer der man *enten* adresserer de levende organismene (levende komponent; biotisk komponent) *eller* det **livsmedium** som omgir organismene (det miljøet de lever på eller i), og høyere organisasjonsnivåer (øko-nivåene) der man på samme tid adresserer de levende organismene, deres livsmedium, og alle prosesser som regulerer funksjon og dynamikk [mellom levende organismer, det vil si mellom faktorer i livsmediet (viktige miljøfaktorer), og mellom de levende organismene og miljøfaktorene]. Organisasjonsnivå-boksene i Fig. 5 er plassert i kolonner for å framheve det fundamentale skillet mellom lavere nivåer og øko-nivåer.

Naturmangfold på øko-nivåene er mer enn summen av de levende komponentene og deres livsmedier – disse nivåene skiller seg fra de lavere nivåene ved også å omfatte prosessene som regulerer funksjon og dynamikk (herunder også menneskelig aktivitet, hevd).

Artsnivået er plassert på siden av nivårekka for levende komponent for å indikere at art ikke er direkte hierarkisk nøstet mellom samfunn og populasjon. En **art** består av alle populasjoner som har visse, spesifiserte, felles egenskaper, uten noen *a priori* geografisk avgrensning. Artsnivået representerer derfor en typifisering av en levende komponent, ikke en konkret komponent av biologisk mangfold som kan defineres innenfor et avgrenset område. Samfunnet utgjøres derimot av alle de organismer som finnes sammen innenfor et avgrenset område. Arten hører hjemme mellom populasjon og samfunn i et hierarki av organisasjonsnivåer når man ser på 'omfanget av biologisk variasjon', samtidig som art altså ikke er hierarkisk nøstet under samfunn i den forstand at alle populasjoner av et gitt utvalg av arter utgjør et samfunn. Art er likevel beholdt i hierarkiet av organisasjonsnivåer for å vise at samfunnet består av populasjoner av ulike arter.

For å fange opp naturvariasjon over hele spennet av romlige skalaer og naturkompleksitet, består NiN av naturtypeinndelinger for fem naturtypenivåer – fra lavere til høyere naturtypenivå: livsmedium (I), natursystem (II), landskapsdel (III), landskap (IV) og region (V).

I NiN opereres bare med ett organisasjonsnivå for livsmedium. **Livsmedium** omfatter dermed all variasjon i det miljøet som omgir organismene. Livsmediet omfatter betydelig mindre variasjon i kompleksitet og skala enn den levende komponenten. I NiN blir livsmediet til individer og populasjoner, samt livsmedium-komponenten som sammen med samfunn utgjør et natursystem, beskrevet ved hjelp av



Fig. 4. De fem grunntypene av frisk, veldrenert fastmarksskogs-mark. Fra toppen; a: blåbærskog, b: småbregneskog, c: svak lågurtskog, d: lågurtskog og e: kalklågurtskog.

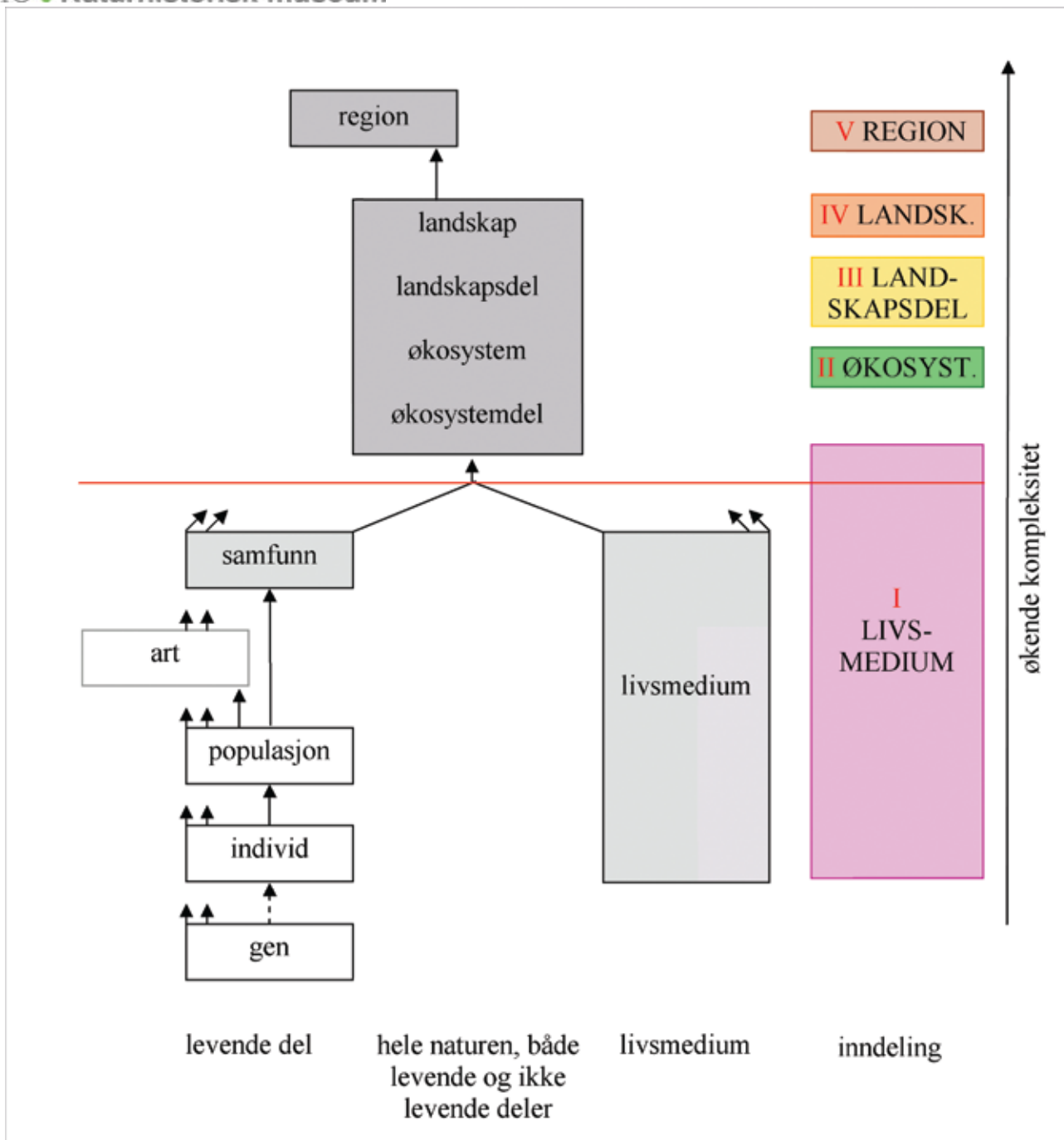


Fig. 5. Naturmangfoldhierarkiet (venstre og midtre del av figuren) og de fem naturtypenivåene det blir laget inndeling for i NiN (I–V; høyre kolonne). Nivåene der artssammensetningen og miljøfaktorene sees samlet (øko-nivåene) er over den røde streken. Nivåene økosystem og landskap er vist som én grå boks fordi det trengs flere nivåer enn to for å beskrive all variasjonen. Nivåene samfunn og livsmedium, som sammen med øko-nivåene betegnes naturtypenivåer, er markert med lys grå farge. Den brutte streken i pila mellom gen og individ markerer at det kan skiller ut flere mellomnivåer.

en og samme livsmedium-inndeling, som fanger opp variasjon over et spenn av romlige skalaer. Et individ av en steinboende lavart som vokser i en liten bergsprekk inngår i lavdominert vegetasjon på et berg. Berget representerer et nytt skalanivå over bergsprekk, bergflate etc., men all denne livsmedium-variasjonen blir altså beskrevet som livsmiljøer i en og samme inndeling.

**Natursystem** er definert på grunnlag av definisjonen av økosystem i §3t i Naturmangfoldloven (Anonym 2009) som 'et mer eller mindre avgrenset og ensartet natursystem der samfunn av planter, dyr, sopp og mikroorganismer fungerer i samspill innbyrdes og med det ikke-levende miljøet', men med presisering av romlig skala slik at kartleggbarhet i målestokk 1: 5 000 (som benyttes i økonomisk kartverk, N5), skal være

en rettesnor. Denne skalapresiseringen innebærer at en type natur på øko-organisasjonsnivået normalt skal forekomme i flekker som er 100 m<sup>2</sup> eller større for å komme i betraktning som natursystem-type (gitt at normal minstestørrelse på arealenhet som er utfigurerbar på kart er 4 mm<sup>2</sup>). Natursystemdefinisjonen er også presisert med hensyn til tidsskala. Rettesnoren er at naturegenskaper må antas å være stabile over, eller representative for, minst en seksårsperiode, for å være relevante. Med denne skalapresiseringen av natursystembegrepet, vil det sannsynligvis for en del brukerformål bli behov for typeinndeling på øko-organisasjonsnivåer 'under' og 'over' natursystem. Økosystemet (begrepet økosystem blir brukt som et generelt begrep, uavhengig av skala, mens begrepet natursystem blir brukt om det spesifikke organisasjonsnivået som er gjenstand for typeinndeling i NiN) 'blåbærdominert granskog' består for eksempel i tillegg til 'jorddekt bakke' av en lang rekke andre elementer som hver for seg tilfredsstillende definisjonen av et økosystem; små bergvegger, steiner, liggende død ved (læger), stående død ved (gadder) og levende trær. Disse elementene kan betegnes **natursystemdel**, definert som det laveste nivået der det gir mening å se økosystemets levende komponent, livsmediet og prosessene som en helhet. Med natursystemdel forstår vi del av natursystem, med planter, dyr, sopp og mikroorganismer, det ikke-levende miljøet som omgir dem, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet, hevd); definert på grunnlag av miljøvariasjon og variasjon i artssammensetning på finere skala enn den som ligger til grunn for avgrensningen av natursystemet. NiN versjon 1.0 inneholder ingen inndeling av natursystemdeler, men åpner for at variasjon på natursystemdel-nivået ved behov beskrives ved å knytte forekomster av arter til livsmedier innenfor arealenheter på natursystem-nivået.

På naturtypenivåer over natursystemet adresseres i NiN to hierarkisk næstete naturtype-nivåer, landskapsdel og landskap. Nivået **landskapsdel** kjennetegnes ved å bestå av kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk, eventuelt også geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område. Typiske eksempler er ulike hydromorfologiske myrtyper [synelementer (Moen 1973), synsegmenter (R. Økland 1989b)], vannforekomster (elveløp eller innsjøer) og bergvegg-rasmark-systemer. Rettesnoren for inndeling på landskapsdel-nivået er 250 meters lineær oppløsning og kartleggbarhet i målestokken 1:50 000. Dette vil innebære at en type natur på landskapsdel-naturtypenivået i *utgangspunktet* må dekke 10 000 m<sup>2</sup> (1 ha) for å kunne betraktes som landskapsdel (gitt en minstestørrelse på utfigurerbar arealenhet på 4 mm<sup>2</sup>).

Slik landskapsdel er definert i NiN versjon 1.0, er det bare en mindre del av naturen som vil inngå i en landskapsdel-enhet. Karakteristiske landskapsdeler som myrer og innsjøer forekommer for eksempel oftest i en matrix av natursystem(er) som dominerer over store områder, for eksempel ulike typer skogssystemer som dominerer under skoggrensa og mosaikken av fjellheier og snøleier over skoggrensa, hvori myrområder og innsjøer (landskapsdeler) forekommer som øyer. Hele mosaikken av landskapsdeler og matrix utgjør et **landskap**, et større geografisk område med enhetlig visuelt preg, skapt av spesifikke store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landskapsdeler (og natursystemer). Landskapsdelene vil stort sett være klart hierarkisk næstet innenfor naturtypenivået landskap, men samme hovedtype av landskapsdel kan forekomme i mange ulike typer landskap. Rettesnoren for inndeling på landskapsdel-nivået er 2,5 km lineær oppløsning og kartleggbarhet i målestokken 1:500 000. Dette vil innebære at en type natur på naturtypenivået landskap i *utgangspunktet* må dekke 1 km<sup>2</sup> for å kunne betraktes som landskap (gitt en minstestørrelse på utfigurerbar arealenhet på 4 mm<sup>2</sup>).

En **region** utgjøres av alle geografiske områder med gitte bioklimatiske egenskaper, det vil si som faller innenfor et avgrenset intervall langs alle regionale økokliner som er definert som viktige for den aktuelle typen natur, og/eller annen variasjon som er definert som regional variasjon. Landskap kan, men behøver ikke, være næstet innen regioner [se NiN Artikkel 1: E2e) for eksempler]. Et vestlandsk dal-landskap (for eksempel i indre Hardanger) vil for eksempel kunne omfatte mange regioner mellom dalbunn og fjell. Den viktigste hensikten med region-nivået i NiN er å få på plass et begrepsapparat for å beskrive regional variasjon, det vil si variasjon langs de viktigste klimagradiene. I tillegg vil regional variasjon også omfatte **asonal regional variasjon**, det vil si distinkt variasjon i artssammensetning på grov romlig skala (omtrent samme skala som variasjonen langs regionale økokliner, for eksempel forårsaket av vandringshistoriske eller andre historiske forhold), som ikke kan forklares av variasjon langs regionale (klimatiske) gradienter. Et typisk eksempel på asonal regional variasjon er forskjellen i dyreartssammensetning i ferskvann mellom områder som har hatt innvandring av arter fra *Ancylus*-sjøen og områder som ikke har hatt det (se J. Økland & K.A. Økland 1999).

Begrepene landskap og region forstås i NiN som henholdsvis øko-landskap og øko-region, det vil si naturvariasjon på nivåer av kompleksitet der såvel levende komponenter, omgivelsesfaktorer, menneskets aktiviteter og samspelet mellom alle disse elementene blir adressert samtidig.

### 3.3.2 Generaliseringsnivåer

Også innenfor hvert naturtypenivå finnes variasjon fra finere til grovere kategorier, som kan systematiseres i et **generaliseringshierarki**, det vil si et hierarki der hvert nivå, **generaliseringsnivå**, inneholder enheter på samme naturtypenivå (organisasjonsnivå) med en gitt grad av likhet eller slektskap. Øverst i et generaliseringshierarki (på nivå 1) finnes breie, generelle, enheter, som blir delt i mer og mer snervert definerte enheter mot lavere generaliseringsnivåer. Det taksonomiske hierarkiet er et klassisk eksempel på et generaliseringshierarki med mange generaliseringsnivåer (art, familie, orden, klasse, rekke etc.). Et annet eksempel på et hierarki med mange generaliseringsnivåer er inndelingen av plantesamfunn i et plantesosiologisk hierarki etter Braun-Blanquet-skolens prinsipper (Braun-Blanquet 1964, Westhoff & van der Maarel 1978), der enhetene er assosiasjon, forbund, orden og klasse etter mønster av det taksonomiske hierarkiet, med enhetene subassosiasjon og variant på nivåer under assosiasjon.

I arbeidet med NiN har det vært en klar målsetting at antallet nivåer i generaliseringshierarkiet i naturtypeinndelingen skal være så lavt som mulig, fordi et hierarki med mange generaliseringsnivåer lett blir uoversiktlig og upedagogisk fordi det skjuler faktiske relasjoner mellom typene i det mangedimensjonale økologiske rommet (det økologiske rommet er en abstraksjon der hver hovedkompleksgradient utgjør en akse) (R. Økland & Bendiksen 1985, R. Økland 1990). Dette er i tråd med tradisjonen i nordisk plantesosiologi (se Trass & Malmer 1978, R. Økland 1990) som kan følges fram til Fremstad (1997), som opererer med tre hierarkiske nivåer i sin vegetasjonstypeinndeling for Norge (24 vegetasjonsgrupper, 137 vegetasjonstyper og 403 vegetasjonsutforminger). Til sammenlikning er det seks hierarkiske nivåer i den europeiske naturtypeinndelingen EUNIS (Davies et al. 2004), med 10 enheter på nivå 1, 57 enheter på nivå 2, 321 enheter på nivå 3 og hele 3645 enheter på nivå 6).

På samme måte som artene er ordnet i slekter (nivået over art), som igjen er ordnet i familier (nivået over slekt), kan et generaliseringshierarki for naturtyper eksemplifiseres ved 'blåbærskog' og 'høgstaudeskog' som begge tilhører 'skogsmark'. Enheter på samme nivå i et generaliseringsnivå behøver ikke forekomme sammen i naturen, men hører likevel sammen fordi de har mange viktige felles egenskaper.

I NiN brukes et generaliseringshierarki med tre nivåer som i *utgangspunktet* er de samme i inndelingene på hvert naturtypenivå. Hovedenheten på hvert naturtypenivå kalles **hovedtype**. Hovedtypene skal være lette å kjenne igjen og skal:

- ha utseendemessig særpreg [eksempler på natursystem-hovedtyper er åpen ur og snørasmark, strandberg, driftvoll (= tangvoll), tareskogsbunn og snøleie];
- bindes sammen av fellesskap i artssammensetning (for eksempel ved at samme livsform dominerer gjennom hele hovedtypen, slik trær gjør i natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark som omfatter all skogsmark som ikke er våtmark eller ligger i flomsone langs elver og innsjøer); og
- være så klart som mulig skilt fra andre hovedtyper på samme naturtypenivå.

Ingen av disse kriteriene er entydige. Hver og en kan legge ulike betydninger i ord som 'særpreg', 'fellesskap' og 'klart skilt'. For inndelingene på naturtypenivåene livsmedium, natursystem og landskapsdel brukes i NiN i tillegg et helt spesielt kriterium som i de aller fleste tilfeller entydig avgjør hva som er en hovedtype (og hva som ikke er det):

- De samme økoklinene skal være viktige gjennom hele hovedtypen, slik at natur som hører til samme hovedtype kan deles videre opp ved hjelp av det samme settet av viktigste økokliner.

Hvorfor er ikke 'fuglefjell' en natursystem-hovedtype? Jo, fordi det finnes to distinkte typer natur innenfor fuglefjellet, med ulike sett av viktige økokliner; fugleberg og fuglefjell-eng.

Hovedtypene utgjør nivå 2 i generaliseringshierarkiet. Nivå 1, hovedtypegruppe, er innført som et praktisk generaliseringsnivå over hovedtypen i inndelingene på livsmedium- og natursystem-nivåene i NiN fordi antallet hovedtyper er høyt.

Uansett hvor mange nivåer et generaliseringshierarki for naturvariasjon består av, og uansett hvor mange typer som blir beskrevet, vil utrolig mye av naturvariasjonen ikke fanges opp i et hierarkisk typesystem fordi hver flekk i naturen har unike egenskaper. Generaliseringshierarkier med mange nivåer gjør dessuten at det er lett å miste oversikten over relasjoner (likheter og forskjeller) mellom enhetene. Særlig er dette et problem når det finnes mange og usammenliknbare årsaker til at enhetene er forskjellige, slik tilfellet er med naturtypevariasjon! Mens livstreet illustrerer hvordan evolusjonen har skapt et mangfold av arter langs én gradient – tidsaksen – finnes et stort mangfold av årsaker til naturtypevariasjon. Fordi tidsaksen er tilstrekkelig til å forstå systematiske sammenhenger mellom organismene, skaper livstreet oversikt og fremmer innsikt. Med naturtypevariasjon er det motsatt. Fordi det i naturen finnes så utrolig mange ulike og

usammenliknbare **kilder til variasjon**, vil et stort hierarki av typer under hovedtypene *ikke* vise årsakene til naturtypevariasjonen og derfor heller ikke fremme oversikt og innsikt. Konsekvensen av dette er at variasjon innenfor hovedtypene blir beskrevet på en helt ny måte i NiN, ved bruk av et **beskrivelsessystem** som tredje nivå i generaliseringshierarkiet (innenfor hovedtypene på hvert naturtypenivå; se kapittel 3.3.5).

### 3.3.3 Økokliner

Ulike miljøvariabler forklarer variasjon i artssammensetning på ulike skalanivåer (begreper for romlig skala er drøftet i kapittel 4.2.2). En av de viktigste generaliseringene som kan gjøres med hensyn til romlig skala og tidsskala er at det særlig er to skalaintervaller hvor det ofte er mulig å forklare mye variasjon (R. Økland et al. 2006):

- området for variasjon langs *lokale miljøgradienter* [observasjonsheter ('ruter') 0,01–1 000 m<sup>2</sup> store, det vil si kvadrater med sidekant 0,1–30 m]
- området for variasjon langs *regionale (klimatiske) miljøgradienter* [1–100(–2 500) km<sup>2</sup> store 'ruter', det vil si med sidekant 1–10(–50) km]

Ofte forklares relativt lite variasjon i artssammensetning i skalaintervallet mellom ca. 30 m og 1 km av grunnleggende miljøforhold, det vil si av miljøfaktorer som vedvarer over relativt lang tid (århundrer eller årtusener). Menneskers naturbruk gir seg imidlertid ofte utslag i variasjon i dette skalaintervallet. Typiske eksempler er sammenhengende flekker av jordbruksarealer som kultiveres med én og samme metode og sammenhengende hogstflater i skogsmark.

I NiN skiller mellom tre kategorier av økokliner, definert som følger:

- **Lokal basisøkoklin**; parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og økologiske faktorer (kompleksgradienter) som kommer til uttrykk på en relativt fin romlig skala (for eksempel jordfuktighet, jordas syre-basestatus og solinnstråling) og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid
- **Tilstandøkoklin**; parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning som resultat av variasjon i tilstand [tilstand defineres som tidsavgrenset utforming av en type natur (typiske eksempler på tilstander er suksesjonstrinn etter naturlig eller menneskeskapt forstyrrelse)]
- **Regional økoklin**; parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og makroklimafaktorer (bioklimatisk variasjon), på en grov romlig skala, og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid

De viktigste **lokale basisøkoklinene** står i en særstilling blant de seks kildene til variasjon, og har derfor en spesiell rolle i beskrivelse av variasjonen innenfor hovedtypene i NiN. Lokale basisøkokliner brukes til å dele inn hovedtypene i **grunntyper**. Grunntypene kan ses på som firkantete 'bokser' i et skjema der trinnene langs hver av de viktigste økoklinene er 'krysset' med hverandre.

Alle økokliner er delt inn i trinn på en standardisert måte, uavhengig av naturtypenivå og hovedtype. For eksempel blir den viktige lokale basisøkoklinen kalkinnhold delt i 6 trinn, fra 1 (ombrogen) og 2 (kalkfattig) til 6 (kalkmark); se Fig. 3. Grunntypene (som kalles **bunntyper** i vannsystemer og **marktyper** i landsystemer), kan ses på som firkantete 'bokser' i et skjema der trinn langs hver av de viktigste økoklinene 'krysses' med hverandre.

En fullstendig beskrivelse av en arealenhet av en gitt naturtype, for eksempel på natursystemnivået, innebærer altså en inndeling i grunntyper på grunnlag av plassering langs de viktigste lokale basisøkoklinene, samt en karakterisering ved hjelp av andre lokale basisøkokliner, tilstandøkokliner og regionale økokliner. Dette er hensiktsmessig fordi det gjør det mulig å kombinere kvalitativt ulike egenskaper i en fleksibel beskrivelse av arealenhetene. Tilstandsvariasjon som egen kilde til variasjon gjør for eksempel NiN-systemet velegnet til å beskrive gjengroing på en standardisert måte. Dermed kan systemet brukes til å overvåke de store endringene som finner sted i norsk natur når inn- og utmark tas ut av aktiv bruk.

### 3.3.4 Andre kilder til variasjon

NiN systematiserer 'annen variasjon', det vil si naturvariasjon som ikke lar seg beskrive som økoklinar variasjon, i tre kategorier av 'andre kilder til variasjon':

- **Dominansutforming**; naturvariasjon relatert til dominans av enkeltarter eller grupper av arter (for

- eksempel gran- og furuskog, eller geitrams- og mjørdurtdominans i en for lengst brakklagt åker)
- **Landformvariasjon**; variasjon mellom mer eller mindre distinkte terrengformer (overflateformer på land eller utforminger av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) med felles egenskaper som ofte er forårsaket av én eller flere distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser
- **Objektinnhold**; naturvariasjon relatert til forekomst av spesifikke naturobjekter som er beskrevet på et lavere naturtype-nivå, for eksempel kategorier av død ved i en blåbærdominert skogsmark

Dominans som kilde til variasjon åpner for å karakterisere natur på grunnlag av forskjeller i artssammensetning, sjøl om disse forskjellene ikke kan forklares av forskjeller i miljøforhold (det vil si som økoklinal variasjon). I NiN versjon 1.0 er et standardisert skjema for dominans bare utviklet for dominerende treslag i skog.

Objektinnhold-kategorien åpner for at alle typer objekter som en bruker har interesse av å knytte til en arealenhet ved kartlegging i felt, kan registreres. Eksempler på aktuelle 'objekter' er kulturminner, spesielle artsforekomster og spesielle geologiske forekomster (for eksempel fossilforekomster). I NiN versjon 1.0 er bare noen utvalgte objekter, **sammensatte livsmedium-objekter**, systematisert som objektenheter, gruppert i objektgrupper. Dette er enheter for spesielt tilstandsrelevant objektinnhold [for eksempel store hule trær eller store, nedbrutte læger (stokker)] som er satt sammen av mange livsmedium-typer. NiN versjon 1.0 åpner dessuten for at enheter i en inndeling på et lavere naturtypenivå kan brukes som objektinnhold til å karakterisere enheter på et høyere naturtypenivå, men dette er ikke utviklet til et operasjonalisert system i NiN versjon 1.0.

Landformvariasjon omfatter **terrengformvariasjon (geomorfometrisk variasjon)**, det vil si landformvariasjon som beskrives ved hjelp av kontinuerlige variabler. Nøkkelvariabelen for beskrivelse av terrengform, blant annet i inndelingen på landskapsnivået i NiN, er terrengets relative relieff. Landformvariasjon omfatter også mer eller mindre distinkte terrengformer (overflateformer på land eller utforming av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) som kan gis en felles karakteristikkk på grunnlag av egenskaper som ofte er forårsaket av én enkelt eller en kombinasjon av distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser. Slike terrengformer blir beskrevet i NiN som **landformenheter**. Landformenhetene blir gruppert i landformgrupper på grunnlag av utseendemessig likhet eller fellestrekk med hensyn til opprinnelse.

### 3.3.5 Overblikk over NiN-systemet

NiN versjon 1.0 består av parallelle inndelinger på de fem naturtypenivåene livsmedium, natursystem, landskapsdel, landskap og region (Fig. 6). Disse inndelingene er parallelle i den forstand at samme generaliseringshierarki er brukt ved inndeling på alle naturtypenivåer (og forenklet ved behov). Hovedtypedefinisjonen er den samme på alle nivåer bortsett fra landskapsnivået der fokus er flyttet fra artssammensetning til fellesskap i geomorfologiske egenskaper (NiN Artikkel 1: E5a). Regioninndelingen skiller seg fra inndelingene på alle andre naturtypenivåer ved at regionene, typene, er definert direkte som kombinasjoner av trinn langs regionale økokliner. De tilsvarer derfor grunntyper i de andre inndelingene mens hovedtypenivået ikke er relevant på dette naturtypenivået. Beskrivelsessystemene på de ulike naturtypenivåene skiller seg med hensyn til hvilke kilder til variasjon som er relevante (Fig. 6).

Grunntypefigurer som viser oppdeling av hovedtypen i grunntyper inngår i beskrivelsene av alle hovedtyper som består av bare én grunntype (ett eksempel er vist i Fig. 7). En fullstendig beskrivelse av naturen innenfor et område etter NiN-systemet består derfor av hovedtype- og grunntypeangivelse *samt* en beskrivelse av området (begrepet 'arealenhet' brukes om et område som hører til én naturtype) med hensyn til alle kilder til variasjon som er relevant på det aktuelle naturtypenivået (se NiN Artikkel 1: G4 for et konkret eksempel). På den måten gir NiN-systemet mulighet til å karakterisere naturområder i svært stor detalj uten å bli uoversiktlig.

I naturtypeovervåkingssammenheng er inndelingene på naturtypenivåene natursystem og landskapsdel av størst interesse. Det er på disse nivåene at 'økosystemer' blir typedelt, og det er inndelingene på disse nivåene som nå blir lagt til grunn for rødlistevurdering av naturtyper og, følgelig, for utvelgelse av naturtyper etter Naturmangfoldloven.

Natursystem-inndelingen har på det øverste generaliseringsnivået fem hovedtypegrupper; saltvannssystemer, fjæresonesystemer, ferskvannssystemer, våtmarkssystemer og fastmarkssystemer. Disse deles i henholdsvis 15, 7, 7, 9 og 30, til sammen 68, natursystem-hovedtyper som igjen deles i til sammen 385 grunntyper. En fullstendig oversikt over inndelingen av natursystemer i hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper finnes i NiN Artikkel 1: Vedlegg 2: Tabell 1.

Fordi menneskets ulike virksomheter er én av faktorene som i sterkeste grad bidrar til å gjøre

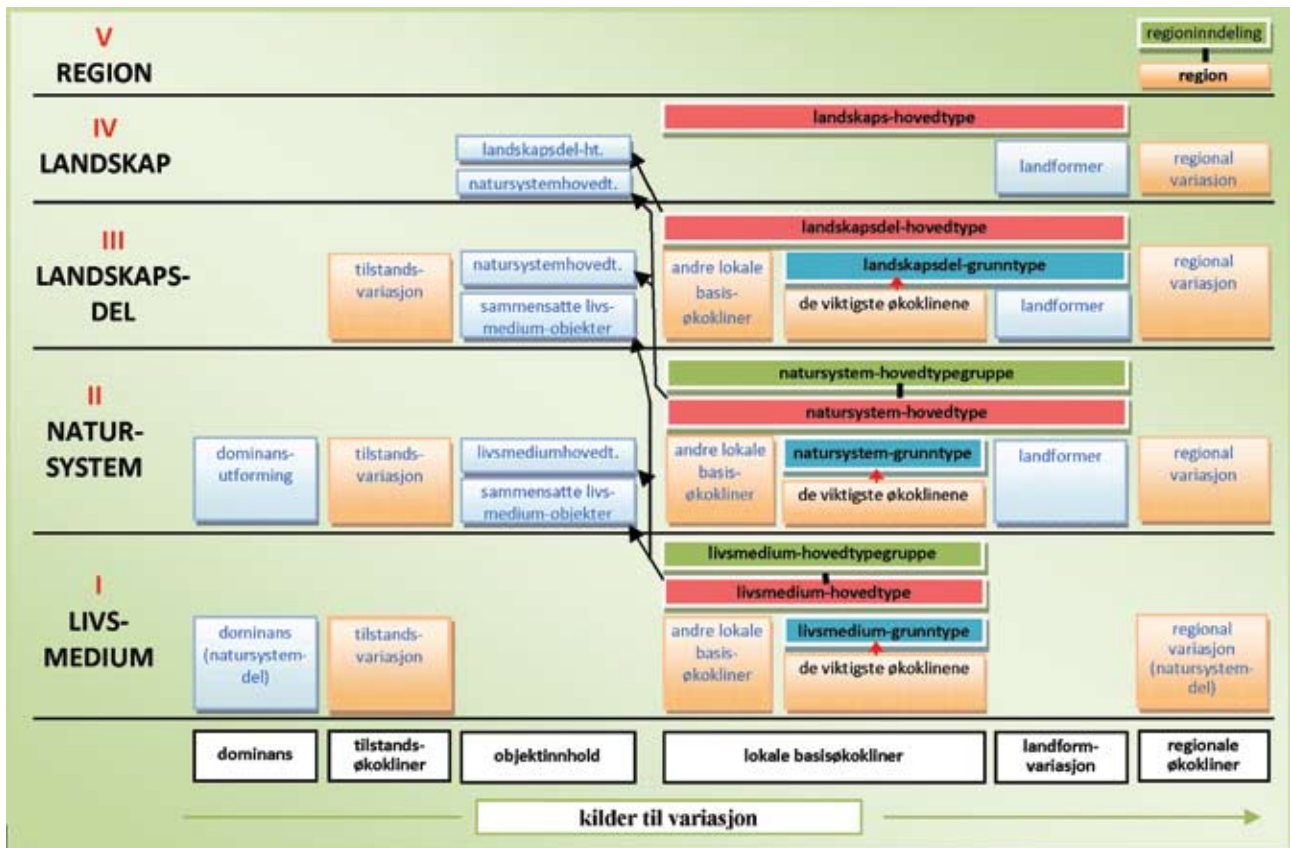


Fig. 6. 'Naturtypefiguren', som gir et overblikk over NiN-systemets naturtypeinndeling på fem nivåer, hvert med inntil tre generaliseringsnivåer (over hverandre i figuren). Hovedtype-nivået er vist som grønne bokser. Variasjon på generaliseringsnivået under hovedtype fanges opp av et beskrivelsessystem (bokser med blå skrift) som består av elementer fra inntil tre kategorier av komponenter: (1) inndeling i grunntyper (blå bokser) basert på trinnstilling av de viktigste lokale basisøkolinene (oransje bokser med svart skrift); (2) variasjon langs andre økolinene (oransje bokser); og (3) andre kilder til variasjon (blå bokser). Typer fra lavere naturtypenivåer som brukes i beskrivelsessystemet på høyere nivåer er vist med svarte piler.

naturtypeinndeling vanskelig, brukes i NiN versjon 1.0 graden av menneskepåvirkning som et første kriterium ved inndeling innenfor hver natursystem-hovedtypegruppe. Spesialkriteriet for hovedtype, at de samme økolinene skal være viktige gjennom hele hovedtypen, gir hjelp til å svare på et grunnleggende spørsmål som ble reist under arbeidet med hovedtypeinndelingen for natursystem-nivået: 'Hvor stor må menneskeinnflytelsen være for at ikke lenger de samme økolinene beskriver variasjonen tilfredsstillende?' Som svar på dette spørsmålet, og for at menneskeinnflytelse skal bli håndtert på en mest mulig konsekvent måte i NiN-systemet, er tre kategorier av mark og bunn definert på grunnlag av type og intensitet av menneskeinnflytelse [se NiN Artikkel 1: D3d] for utdypende drøfting]:

- **Naturmark/bunn** omfatter helhetlige (øko)systemer med mer eller mindre tydelige spor etter, eller preg av, menneskeinnflytelse, men hvor menneskets aktiviteter ikke har endret systemets struktur og/eller funksjon i en slik grad at nye eller andre lokale basisøkolinene [begrepet lokal basisøkolin er definert nedenfor] er nødvendig for å beskrive variasjonen.
- **Kulturmark** omfatter helhetlige (øko)systemer som gjennom kontinuerlig, moderat intensiv bruk (kultur, hevd) gjennom lang tid (men uten fysisk endring av markstrukturen, for eksempel ved pløying) har fått særpregete markegenskaper og struktur og/eller funksjon; kulturmarka er *vesentlig forskjellig* fra naturmark i den forstand at et annet sett av lokale basisøkolinene er nødvendig for å beskrive variasjonen.
- **Kunstmark/bunn** omfatter arealer som gjennom menneskepåvirkning har fått markstruktur og/eller markegenskaper vesentlig fysisk endret, slik at et annet sett av lokale basisøkolinene er nødvendig for å beskrive variasjonen; kunstmarka/bunnen er oftest initiert gjennom direkte fysisk endring av substratet

		økoklin 2 vannmetning: vannmetning av marka (VM-A)	
		A1 veldrenert mark	A2 fuktmark
økoklin 1 vannforårsaket forstyrrelse: forstyrrelsesintensitet i driftvoll (VF-B)	B3 flere ganger årlig	[5] driftvoll som blir forstyrret flere ganger årlig <b>ettårs-driftvoll</b>	
	B2 årvisst	[3] veldrenert driftvoll som forstyrres årvisst <b>lågurt-driftvoll</b>	[4] fuktmarksdriftvoll som forstyrres årvisst <b>lågurt-fuktdriftvoll</b>
	B1 ikke årvisst	[1] veldrenert driftvoll som ikke forstyrres årvisst <b>høgurt-driftvoll</b>	[2] fuktmarksdriftvoll som ikke forstyrres årvisst <b>høgurt-fuktdriftvoll</b>

Fig. 7. Eksempel på grunntypefigur: Inndelingen av natursystem-hovedtypen driftvoll i fem grunntyper ved hjelp av to trinndelte lokale basisøkokliner. Mørk grått felt angir en kombinasjon av trinn langs lokale basisøkokliner som normalt ikke er realisert. Grunntypene har et beskrivende navn (svart skrift) og et praktisk navn (rød skrift).

og derfor (i motsetning til kulturmark) vanligvis ikke helhetlige økosystemer (med næringskjede, diasporbank og relasjoner som mykorrhiza etc.).

En spesiell kategori innenfor kunstmark/bunn er **konstruert mark/bunn**; arealer framkommet ved fjerning eller vesentlig endring av den opprinnelige marka/bunnen, eventuelt også erstatning av denne med ny mark/bunn med nye, konstruerte livsmedier. Åker og kunstmarkseng er kunstmark, men ikke konstruert mark. Veier, hager, industriområder, steinbrudd, havner og elveforbygninger er eksempler på konstruert mark, som er samlet i natursystem-hovedtypen konstruert fastmark. Av de 68 natursystem-hovedtypene er 59 naturmark, 2 er kulturmark (kulturmarkseng og kystlynghei) og 7 er kunstmark.

Landskapsdel-inndelingen i NiN versjon 1.0 omfatter 12 hovedtyper som alle tilfredsstillende kravet om å inneholde et kompleks av flere natursystem-hovedtyper. Velavgrensede vannforekomster (i tre dimensjoner, inkludert både bunnen og vannmassene) utgjør typiske landskapsdel-hovedtyper. Fem av landskapsdel-hovedtypene er vannforekomster [elveløp, innsjø, fjæresone-sjø (med grunntypene [1] poll og [2] littoralbasseng), fjord og kil], fem er terrestrisk natur (fuglefjell, ras- og skredområder, ravinedal, skogsbekkekløft og myrmasiv), mens de øvrige to landskapsdel-hovedtypene er korallrev og aktivt delta. De 12 landskapsdel-hovedtypene deles i 54 grunntyper. En fullstendig oversikt over inndelingen i hovedtyper og grunntyper er gitt i NiN Artikkel 1: Vedlegg 2: Tabell 3.



## 4 Verktøy for analyse av naturvariasjon

### 4.1 Gradientanalyse

Begrepet **gradientanalyse** går tilbake i hvert fall til 1960-tallet (Whittaker 1967), og blir ofte definert som 'tolkning av variasjon i artssammensetning i lys av artenes respons på miljøgradienter i videste betydning' (*'the interpretation of community composition in terms of species' responses to environmental gradients in the broadest sense'*; ter Braak & Prentice 1988). Gradientanalysemetoder omfatter regresjonsmetoder som modellerer enkeltarters respons på miljøgradienter (eksempler på artsresponskurver er vist i Fig. 2–3), men de viktigste metodene for gradientanalyse er multivariate metoder, det vil si (statistiske) metoder som oppsummerer samvariasjonsmønstre (se også kapittel 3.1). Ordinasjonsmetoder oppsummerer samvariasjonsmønstre mellom variabler og/eller observasjonsenheter, det vil si mønstre i ei matrise der matriseelementene er observerte verdier for et antall variabler i et antall observasjonsenheter. Det finnes mange ulike ordinasjonsmetoder, som bygger på ulike forutsetninger. Fordi ordinasjonsanalyse er et helt sentralt verktøy for å identifisere økokliner, og dermed for å framskaffe den kunnskapen NiN-systemet bygger på, er det i dette kapitlet gitt en kortfattet og forenklet framstilling av hvordan ordinasjonsanalyse foregår (se NiN Artikkel 1: Bokser 2–4).

#### 4.1.1 Ordinasjon av miljøvariabler

Ordinasjonsanalyse av samvariasjonsmønstre mellom miljøvariabler kan brukes til å identifisere mulige komplekse miljøgradienter, og derfor også for å bestemme hvor mange viktige kompleksgradienter som finnes i et undersøkelsesområde. Som eksempel bruker vi en undersøkelse av artsmangfold og artssammensetning i dammer i jordbrukslandskapet i Sørøst-Norge (Edvardsen & R. Økland 2006). Miljødataene i denne undersøkelsen besto av en matrise med observasjoner av 56 variabler, registrert i eller i tilknytning til hver av de 64 dammene som undersøkelsen omfattet [56 rader (én for hver miljøvariabel) × 64 kolonner (en for hver dam)]. Matematisk sett utgjør denne matrisa et 56-dimensjonalt rom med miljøvariablene som akser, der hver av de 64 dammene plasserer seg som et punkt hvis posisjon langs hver akse er bestemt av den observerte verdien for den aktuelle miljøvariablen.

Etttersom variablene er målt på til dels helt forskjellige skalaer må hver variabel standardiseres til middelerverdi = 0 og standardavvik = varians = 1 før analyse. Standardiseringen gjør at variasjonen langs alle aksene i det 56-dimensjonale miljøvariabelrommet blir like stor og uavhengig av den opprinnelige måleskalaen. Det er fornuftig når det er *variasjonen* innen hver variabel vi er interessert i å studere.

Dersom miljøvariablene var fullstendig uavhengige av hverandre ville vi behøvd opp mot 56 dimensjoner for å beskrive *hovedtrekkene* i miljøvariasjonen. I virkeligheten er ikke det nødvendig. Fordi det er stor grad av samvariasjon mellom miljøvariablene (kapittel 3.1, punkt 2) ligger ikke de 64 dammene tilfeldig spredt i det 56-dimensjonale rommet. Tvert imot, det finnes retninger i det 56-dimensjonale rommet ('under-rom') som fanger opp en stor del av variasjonen i miljøforhold mellom dammene. For eksempel har dammer med høy pH vanligvis også høye konsentrasjoner av en rekke viktige plantenæringsstoffer (som nitrogen og fosfor).

Prinsipal komponentanalyse [PCA (Pearson 1901), se for eksempel R. Økland (1990)] er en statistisk ordinasjonsmetode som plasserer et nytt koordinatsystem i det 56-dimensjonale rommet som er definert av miljøvariablene, på en slik måte at retningen på første akse følger lengdeaksen for hele punktsvermen i miljøvariabelrommet, retningen på andreaksen fanger opp største utstrekning for punktsvermen i en retning som er uavhengig av (loddrett på) første akse etc. Første PCA-akse fanger altså opp hovedvariasjonen i miljøvariabeldatasettet, akse 2 fanger opp så mye av restvariasjonen etter at hovedgradienten er funnet, etc. PCA sorterer altså miljøvariasjonen slik at mest mulig av variasjonen fanges opp på akse 1, mest mulig av restvariasjonen fanges opp på akse 2 etc. PCA-aksene sier imidlertid ikke noe om hvor viktige hver av disse hovedgradientene i miljøforhold er for variasjonen i artssammensetning; for å analysere det må vi først finne ut av hvordan gradienter i artssammensetning er relatert til variasjon i miljøvariabler (se kapittel 4.1.3).

PCA-analysen forandrer ikke på 'utseendet' på punktsvermen i rommet som er definert av miljøvariablene; den gir oss bare ett nytt perspektiv på variasjonen. PCA-aksene sorterer variasjonen på nye akser og ordner disse etter avtakende andel variasjon forklart (vi bruker begrepet 'forklarer' i en reint statistisk betydning, det vil si hvor mye av variasjonen som kommer til uttrykk på hver akse). Dette kalles *varimax-rotasjon*. Med 56 variabler er det mulig å finne 56 PCA-akser, sortert fra 1 til 56 etter hvor mye variasjon hver akse forklarer. Fordi PCA finner nye akser i det opprinnelige rommet som utspennes av miljøvariablene ved rotasjon, sier vi at PCA forutsetter en lineær sammenheng mellom de målte (og

standardiserte) miljøvariablene og de hovedgradientene i miljøvariasjon som kommer til uttrykk langs aksene.

For å vite hvor 'sterk' eller 'viktig' en PCA-ordinasjonsakse er, trenger vi et mål på hvor stor del av den totale variasjonen i miljøvariabelmatrisa som forklares av hver akse. I PCA-ordinasjon er det enkelt å beregne andel forklart variasjon. Som mål på variasjon i PCA brukes variansen (eller kvadratsummen), som først beregnes for hver standardisert variabel og deretter summeres over alle variablene. En enkeltvariabels varians er lik observasjonenes gjennomsnittlige kvadrerte avvik fra middelverdien. Siden standardiseringen gjør at alle variabler får middelverdi = 0 og varians = 1, er totalvariasjonen i datamatisa lik antallet miljøvariabler. Mengden variasjon som en akse fanger opp kommer til uttrykk i aksens egenverdi. Aksens andel av totalvariasjonen er lik aksens egenverdi delt på summen av egenverdiene for alle de 56 aksene som det teoretisk er mulig å finne (og som er 56). I tillegg til egenverdier og andel av totalvariasjonen som forklares av hver enkelt akse, gir også PCA-ordinasjonen informasjon om hvor stor del av variasjonen i hver enkelt miljøvariabel som forklares av hver enkelt PCA-akse. PCA-ordinasjonsresultatene kan visualiseres i et PCA-ordinasjonsdiagram med de enkelte miljøvariablene som piler og/eller de enkelte observasjonsethetene som punkter. Vanligvis vises to og to PCA-akser i ett og samme diagram. Pilene for miljøvariabler i ordinasjonsdiagrammet peker i den retningen der den største økningen i den aktuelle variabelen finner sted, og pil-lengden sier noe om hvor sterkt variabelen øker i denne retningen. For variabler som er representert ved en lang pil nesten parallell med en ordinasjonsakse, 'forklares' mer eller mindre hele variasjonen av aksens.

Fig. 8 viser et PCA-ordinasjonsdiagram for de 56 miljøvariablene fra damundersøkelsen, fordelt på sju grupper. Pilene spriker i alle retninger og grupperer seg ikke klart. Likevel fanger første akse opp 15,2 % av variasjonen og andre akse 13,2 %. Siden alle de 56 variablene etter standardisering bidrar like mye til den totale variasjonen,  $100/56 \% = 1,79 \%$ , fanger første akse derfor opp like mye variasjon som det er i 8,5 enkeltvariabler ( $15,2 \% / 1,79 \% = 8,5$ ), og PCA-ordinasjonen viser at langt færre enn 56 dimensjoner er nødvendig for å beskrive hovedtrekk i miljøvariasjon i dammer i jordbrukslandskapet i Sørøst-Norge.

I mange andre undersøkelser er andelen av totalvariasjonen i miljøvariabelmatrisa som forklares av de første PCA-aksene høyere, og iblant grupperer miljøvariablene tydeligere. Uansett om PCA-aksene forklarer mye eller lite variasjon, gir PCA-ordinasjonen et viktig bidrag til å 'se' komplekse relasjoner blant de mange parene av miljøvariabler (i eksemplet er det 1 540 miljøvariabelpar).

#### 4.1.2 Ordinasjon av artsobservasjonsmatriser

PCA-aksene gir uttrykk for samvariasjonsmønstre mellom miljøvariabler, og PCA-aksene er derfor komplekse miljøgradienter i følge definisjonen i kapittel 3.1 punkt 2. Men PCA-analysen sier ikke noe om hvor viktige de komplekse miljøgradientene som kommer til uttrykk langs PCA-aksene er for å forklare variasjonen i artssammensetning, og forteller oss for eksempel ikke hvilke komplekse miljøgradienter som er hovedkompleksgradienter (se kapittel 3.1 punkt 4). For å finne ut det, må vi starte med å identifisere de viktige artssammensetningsgradientene. Det gjøres ved ordinasjonsanalyse av matriser av artsobservasjoner [det vil si matriser med observert forekomst eller mengde for hver art i hver observasjonsethet (prøveflate, insektfelle eller liknende)].

Ordinasjon av artsobservasjonsmatriser for å identifisere artssammensetningsgradienter er et mye vanskeligere statistisk problem enn ordinasjon av miljøvariabelmatriser for å finne komplekse miljøgradienter. Årsaken til dette er at artene responderer på en kompleks miljøgradient med entoppete (klokkeformet) kurver (se kapittel 3.2) mens det er en lineær sammenheng mellom miljøvariablene og de komplekse miljøgradientene. Et enkelt eksempel illustrerer hvorfor en lineær modell er urealistisk for artenes respons. La oss tenke oss en regional kompleks miljøgradient fra de varmeste til de kaldeste områdene på jordkloden. Den lineære modellen forutsetter at alle arter avtar eller øker jevnt i mengde med økende eller avtakende temperatur. Det er naturligvis ikke tilfellet. Bare ytterst få arter kan klare seg under de mest ekstreme miljøforholdene (klodens varmeste ørkener og på Sydpolen); de aller fleste trives best (har sitt optimum), et eller annet sted imellom disse ekstremene. Artenes mengdefordeling følger altså en entoppet kurve. Det samme gjelder artenes respons på lokale miljøgradienter. Få arter klarer seg i de varmeste varme kildene, på tungmetallforgiftet mark eller på de største havdypene. Bruk av PCA til ordinasjon av artsobservasjonsmatriser vil derfor oftest gi meningsløse resultater, slik tilfellet oftest er når data presses inn i en feilaktig statistisk modell.

Ordinasjonsmetoder har vært brukt til å finne struktur i artsobservasjonsmatriser i over 50 år, men til tross for at en stor innsats er nedlagt i metodeutvikling, finnes fortsatt ingen metode som alltid løser denne vanskelige oppgaven på en god måte. Årsaken til dette er at det er så stor spennvidde i artenes (og dermed artsobservasjonsmatrisenes) egenskaper at én enkelt statistisk modell aldri kan passe for alle arter og matriser. Dette kommer til uttrykk i punkt 3 i kapittel 3.1 om artenes individualistiske fordeling. Noen

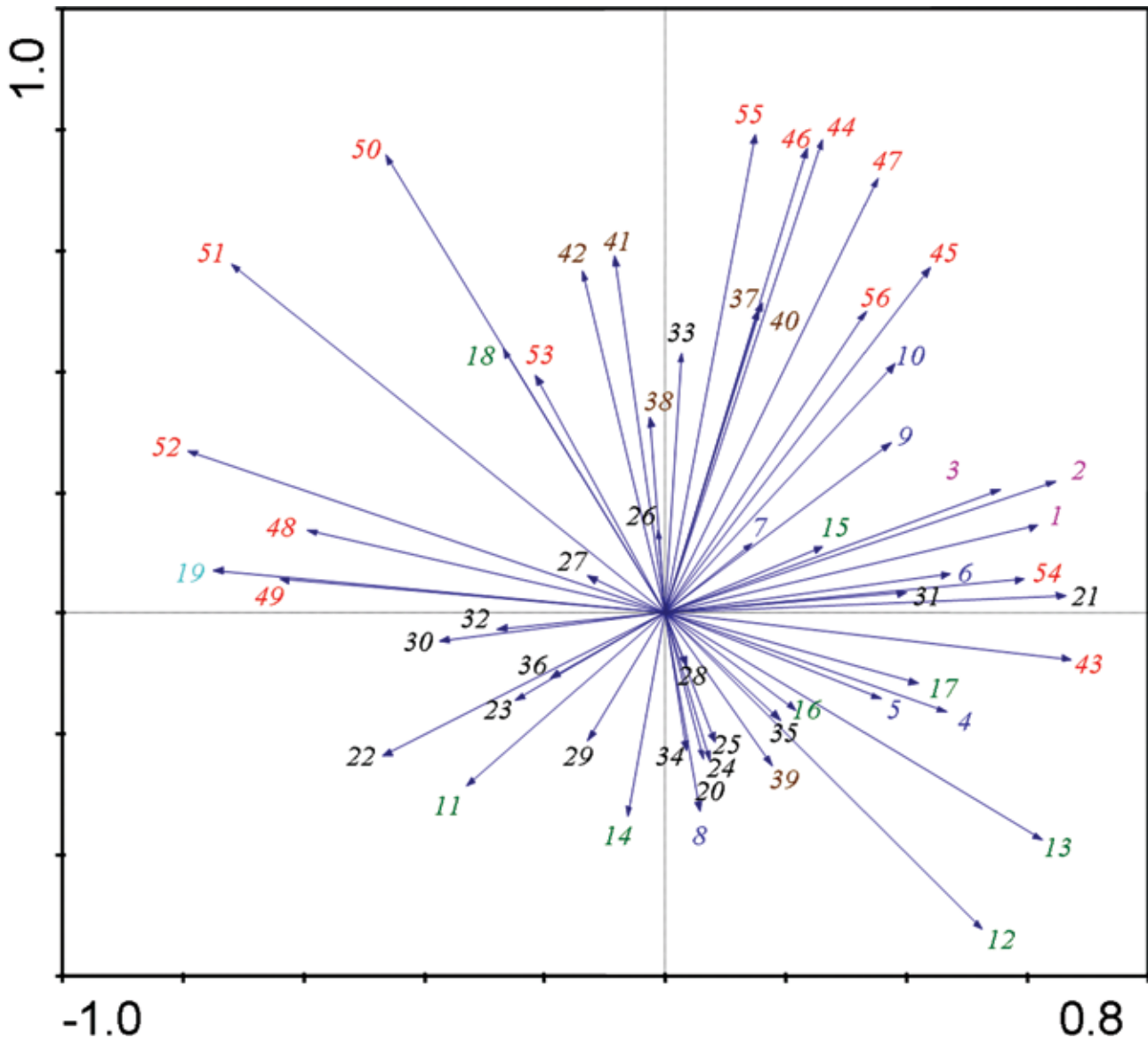


Fig. 8. PCA-ordinasjon av 56 miljøvariabler (angitt med nummer) registrert i eller i tilknytning til 64 dammer i jordbrukslandskapet i Sørøst-Norge (Edwardsen & R. Økland 2006), aksene 1 og 2 (skaleringen av aksene er i tilfeldige enheter). Miljøvariablene er delt inn i sju grupper, angitt med farge på nummeret; rosa: områdestørrelse; blå: hydrologi; grønn: geografisk plassering; lyseblå: historisk bruk; svart: menneskepåvirkning; brun: topografi; rød: vannkjemiske og -fysiske egenskaper.

arter har vide toleransegrenser langs en kompleks miljøgradient, andre har snevrere grenser. Dessuten kan datasettene variere mye med hensyn til hvor stor variasjon (i artssammensetning) det er mellom observasjonene i datasettet; ei artsobservasjonsmatrise kan inneholde prøveflater av plantearter fra en homogen furumo, en annen kan inneholde artslister fra hver natursystem-hovedtype i norsk natur. Jo mindre variasjon det er i artsobservasjonsmatrisa, desto flere av artene vil ha sitt optimum under miljøforhold som ikke finnes i undersøkelsesområdet. Da blir den klokkeformete responskurven avkuttet til en kurve som dels er flat og dels er jevnt stigende eller jevnt avtakende langs de underliggende komplekse miljøgradientene. Når det er stor variasjon i datasettet (alle norske natursystem-hovedtyper), blir hele toleranseområdet for mange arter inkludert i datasettet. Vanligvis kan vi imidlertid ikke vite hvilke egenskaper dataene har før de er analysert – hovedformålet med ordinasjonsanalyse er jo å finne strukturen i komplekse multivariate datamatriser. Dermed må en god ordinasjonsmetode gi pålitelige resultater uansett hvilke egenskaper artsobservasjonsmatrisa har.

Siden en universalordinasjonsmetode for artsobservasjonsdata ennå ikke er laget, er ordinasjon

av artsobservasjonsdata alltid forbundet med noen grad av usikkerhet – det er alltid fare for at metoden ikke klarer å finne den beste mulige ordningen av observasjonene i datasettet fordi den ikke takler de egenskapene akkurat dette datasettet har. Noen ganger får vi derfor et ordinasjonsresultat (ordinasjonsakser) som, i stedet for å vise hovedgradienter i artssammensetning, ikke gir mening fordi de helt eller delvis er artifakter, oppstått på grunn av *mismatch* mellom data og metode. Det finnes ingen annen måte å identifisere slike akser enn gjennom god kjennskap til hvordan hver enkelt ordinasjonsmetode virker (dens algoritme), god generell økologisk kunnskap og god kunnskap om datasettet som blir analysert. Fordi det finnes mange ulike ordinasjonsmetoder er den enkleste og kanskje beste måten å komme rundt problemet med enkeltmetodenes feilbarlighet å bruke to eller flere ordinasjonsmetoder parallelt på samme datasett (R. Økland 1996); får vi mer eller mindre samme resultat med svært forskjellige metoder er det en sterk indikasjon på at ordinasjonsdiagrammene virkelig viser hovedgradientene i artssammensetning.

Generelle statistiske og matematiske aspekter ved ordinasjon av artsobservasjonsmatriser er beskrevet i en rekke lærebøker og vil ikke bli nærmere omtalt her (se for eksempel R. Økland 1990, Legendre & Legendre 1998). De to mest benyttete metodene for ordinasjon av artsobservasjonsmatriser, som hører til forskjellige 'hovedfamilier' av metoder, er *detrended correspondence analysis* (DCA; Hill 1979) og *nonmetric multidimensional scaling* (NMDS; se for eksempel Minchin 1987). Felles for disse er at artsobservasjonsmatrisa brukes til å beregne grad av likhet i artssammensetning mellom alle par av observasjoner. Dernest søker metodene å plassere observasjonene som punkter i et ordinasjonsdiagram slik at observasjoner med lik artssammensetning blir liggende så nær hverandre som mulig, mens observasjoner med ulik artssammensetning blir liggende langt fra hverandre. DCA tar utgangspunkt i en statistisk modell med entoppete artsresponser på de underliggende komplekse miljøgradientene, og forsøker å plassere både observasjoner og arters optima som punkter langs aksene (aksene er gradienter i artssammensetning) på en slik måte at mest mulig av variasjonen i artssammensetning forklares av akse 1, mest mulig av restvariasjonen forklares langs akse 2 etc. (i prinsippet slik som ved PCA-ordinasjon av miljøvariabelmatrisa, se kapittel 4.1.1). Fordi den statistiske modellen ikke passer alle datasett (fordi arter har ulike responser på hovedkompleksgradientene, både innen ett datasett og mellom ulike datasett), gjøres det i DCA to 'grep' for å forhindre artifakt-akser i å bli valgt som ordinasjonsakser. Disse 'grepene' er ikke basert på statistiske prinsipper, men består i at kjente symptomer på feil i den statistiske modellen ikke får lov å komme til uttrykk i ordinasjonsdiagrammet. I stedet lukes eventuelle slike symptomer systematisk ut i beregningsprosessen. I de fleste tilfeller gjenspeiler den første eller de første to eller tre DCA-ordinasjonsaksene de viktigste artssammensetningsgradientene. Liksom PCA-aksene har DCA-aksene egenverdier som gir uttrykk for hvor mye variasjonsom er 'forklart'. Det finnes flere alternative måter å beregne egenverdier i DCA (Oksanen et al. 2007). Fordi det ikke finnes gode mål på variasjon i artssammensetning i ei artsobservasjonsmatrise (R. Økland 1999), er det ikke mulig å tolke DCA-egenverdiene på samme presise måte (som andel forklart variasjon) som i PCA. Likevel gir egenverdiene en indikasjon på hvor viktige DCA-ordinasjonsaksene er relativt til hverandre.

NMDS er en familie av reint geometriske metoder som starter med å beregne ei matrise av parvise ulikheter i artssammensetning mellom de  $n$  observasjonene og som deretter søker å plassere observasjonene i et rom (ordinasjonsrommet) med få dimensjoner, der relasjonene mellom observasjonene (graden av ulikhet i artssammensetning) blir beholdt best mulig. Det finnes flere varianter av NMDS; de to mest brukte (LNMDs og GNMDs) gir normalt ikke svært forskjellig resultat (Liu et al. 2008). I NMDS må antallet ordinasjonsakser bestemmes på forhånd, og plasseringen av observasjonene langs akse 1 endrer seg alt ettersom om vi ber om en, to, tre eller fire dimensjoner. I NMDS er det heller ikke gitt at akse 1 'forklarer mest variasjon' etc., slik som i DCA (og PCA); metoden plasserer observasjoner langs det valgte antallet akser i én og samme prosess. Dette er det imidlertid lett å forandre på i etterkant, ved å bruke PCA-ordinasjon til å rotere aksene i NMDS-ordinasjonsrommet på samme måte som PCA ble brukt til å *varimax*-rottere aksene i miljøvariabel-rommet. NMDS beregner observasjonenes plassering i ordinasjonsrommet ved iterasjon; en gjentakelsesprosess som starter med å strø observasjonspunktene tilfeldig utover i ordinasjonsrommet (hver observasjon tildeles tilfeldige koordinater langs det antall akser som er valgt). Deretter flyttes punktene systematisk rundt i rommet inntil ingen flytting resulterer i en bedre overensstemmelse mellom ulikheter i artssammensetning og avstander i ordinasjonsrommet.

Dersom parallelle DCA- og NMDS-ordinasjoner av samme artsobservasjonsmatrise gir tilnærmet samme resultat, det vil si at det er god parvis overensstemmelse mellom aksene i de to ordinasjonene, (dette kan testes ved beregning av parvise korrelasjonskoeffisienter mellom akser i de to ordinasjonene), er det overveiende sannsynlig at vi har identifisert de viktigste artssammensetningsgradientene i artsobservasjonsmatrisa. Resultatet kan vises i ordinasjonsdiagram der observasjonenes plassering langs aksene vises som punkter. Fig. 9 viser DCA-ordinasjonsdiagrammet for ei matrise med tilstedeværelse/ fraværdata for de 47 vann- og sumpplanteartene som ble registrert i de 64 dammene som er omtalt i kapittel 4.1.1 (Edvardsen & R. Økland 2006). Hver dam vises i diagrammet som ett tall (damnummer).

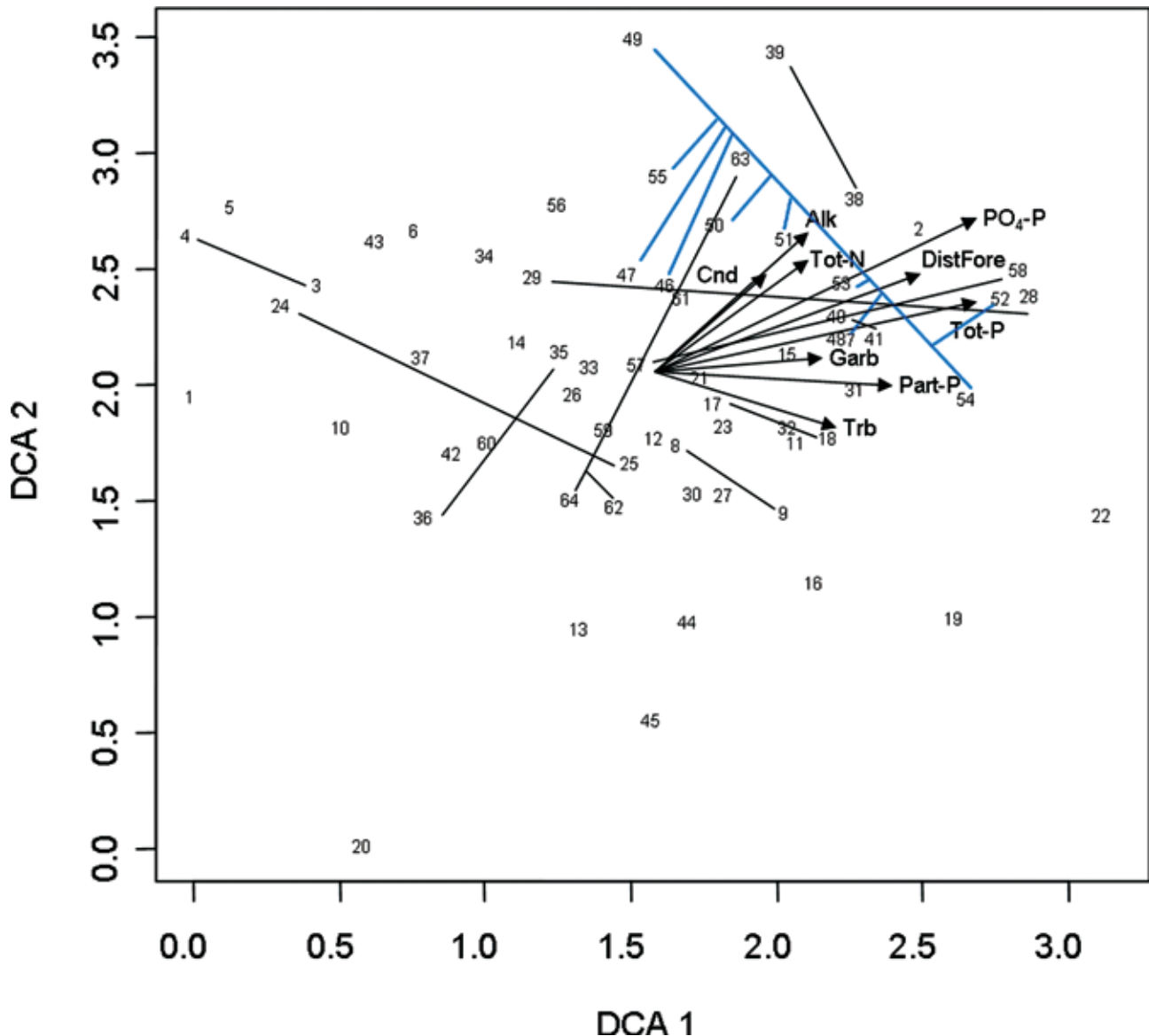


Fig. 9. DCA-ordinasjonsdiagram for vannplanteartssammensetning registrert som tilstedeværelse/fravær i 64 dammer i jordbrukslandskapet i Sørøst-Norge (Edwardsen & R. Økland 2006), aksene 1 og 2 (skaleringen av aksene er i S.D.-enheter (se teksten). Dammene er nummerert fra 1 til 64. Piler angir retning for største økning for miljøvariabler som er signifikant korrelert med minst en av DCA-aksene. Streker forbinder dammer som er plassert i samme 1-km<sup>2</sup> rute. Forklaring på variabelnavn: Alk = alkalinitet; Cnd = konduktivitet; DistFore = avstand til skog; Garbage = Søppel; Part-N = partikulært N; Tot-N = total N; Tot-P = total P; Trb = turbiditet.

Det er betydelig spredning av dammer både langs DCA-akse 1 og langs DCA-akse 2. Enhetene på DCA-aksene ('S.D.-enheter') gjenspeiler graden av endring i artssammensetning på en slik måte at en endring på 4 enheter omtrent svarer til en gjennomsnittsarts toleranseområde; det vil si at en gjennomsnittsart kommer inn, når sitt optimum og blir borte igjen i løpet av 4 S.D.-enheter langs gradienten. Spennvidden i artssammensetning (gradientlengden) for DCA-aksene 1 og 2 er henholdsvis 3,15 og 3,48 S.D.-enheter, og egenverdiene er henholdsvis 0,348 og 0,260. Det er altså betydelig variasjon i artssammensetning mellom dammene, men ikke mer enn at en enkelt art kan finnes over hele spennet av dammer som inngår i undersøkelsen. DCA-aksenes pålitelighet ble sjekket ved parallell GNMDS-ordinasjon. DCA-aksene 1 og 2 var sterkt korrelert henholdsvis med GNMDS-aksene 1 og 2, så det er grunn til å tro at DCA-ordinasjonsdiagrammet i Fig. 9 gir et pålitelig bilde av hovedgradientene i artssammensetning i de undersøkte dammene.

## 4.1.3 Bruk av miljøvariabler til tolkning av ordinasjon av artsobservasjonsmatriser

Aksene i en ordinasjon av artsobservasjonsmatriser er artssammensetningsgradienter. Fordi det bare er én matrise som analyseres, artsobservasjonsmatrisa (miljøvariabelobservasjoner inngår ikke i sjølv ordinasjonsanalysen), er *ikke* ordinasjonsaksene komplekse miljøgradienter. En vellykket ordinasjon av ei artsobservasjonsmatrise identifiserer hovedgradientene i artssammensetning, uavhengig av hvilke miljøfaktorer som forårsaker dem og uavhengig av hvilke miljøvariabler som eventuelt måtte være målt (eller om det ikke er gjort målinger av miljøvariabler i det hele tatt). Men dersom ordinasjonsanalyse av artsobservasjonsdata skal bidra til økologisk innsikt, må ordinasjonsaksene (artssammensetningsgradientene) *tolkes økologisk*. Bruk av registrerte miljøvariabler til å tolke ordinasjonen av artsobservasjonsmatrisa er neste trinn i analysearbeidet, som skjer etter og uavhengig av sjølv ordinasjonsanalysen av artsobservasjonsmatrisa.

Det finnes mange hjelpemidler som kan brukes for å knytte (relatere) artssammensetningsgradientene (ordinasjonsaksene) til observasjoner av miljøfaktorer (miljøvariabler i miljøvariabelmatrisa). Den kanskje enkleste, visuelle, måten å gjøre dette på er å beregne, for hver miljøvariabel, retningen i ordinasjonsdiagrammet der miljøvariabelen øker sterkest. På samme måte som vektorpiler brukes til å vise hvordan miljøvariablene er relatert til PCA-aksene i en ordinasjon av miljøvariabler (kapittel 4.1.1), sier vektorpiler for miljøvariabler noe om hvordan miljøvariablene er relatert til DCA- eller NMDS-aksene i ordinasjoner av artsobservasjonsdata. Miljøvariablene som var sterkest relatert til de to første DCA-aksene i damundersøkelsen er vist med piler i Fig. 9. Pil-lengden gir uttrykk for hvor sterk sammenhengen er mellom miljøvariabelen og ordinasjonsaksene; jo lengre pil desto sterkere sammenheng.

En annen, svært mye brukt metode for å relatere ordinasjonsakser til miljøvariabler, er korrelasjonsanalyse; korrelasjonskoeffisienter tallfester hvor sterk sammenhengen er mellom hver enkelt ordinasjonsakse og hver enkelt av de målte miljøvariablene. Tabell 2 viser korrelasjoner mellom DCA-akser 1 og 2 i ordinasjonen av 47 vann- og sumpplantearter i de 64 dammene. I tabellen er det to kolonner for hver ordinasjonsakse, en venstre kolonne for korrelasjonskoeffisienten (Kendall's  $\tau$ ) og en høyre kolonne for den tilhørende p-verdien for en statistisk test av hypotesen om at det ikke er noen sammenheng mellom dammenes plassering langs aksene og verdien som er målt for miljøvariabelen. En slik test forutsetter at observasjonene er uavhengige, det vil for eksempel si at dammene ligger langt nok fra hverandre til at

Tabell 2. Korrelasjonskoeffisienter (Kendall's  $\tau$ ) og tilhørende p-verdier mellom DCA-akser og miljøvariabler for ordinasjon av vannplanteartssammensetning i 64 dammer i jordbrukslandskapet i Sørøst-Norge (Edvardsen & R. Økland 2006). Bare miljøvariabler med  $p < 0,05$  er vist.

	DCA1	p	DCA2	p
Maks dybde	-,1682	,0495		
Innløp			,1458	,0467
Høyde o.h.	-,2054	,0162		
Avstand til bebyggelse	-,1930	,0171		
Avstand til skog	,3155	,0002		
Alder	,1781	,0125		
Vanningsdam	-,1384	,0365		
Søppelfylling	,1136	,0084		
Nylig utvidet			-,1339	,0206
Konduktivitet	,2277	,0078		
Alkalinitet	,2584	,0025	,2148	,0121
Ca	,2133	,0127	,1835	,0321
Vannfarge	,1925	,0246		
Tuurbiditet	,2331	,0065		
PO <sub>4</sub> -P	,3760	<,0001	,2579	,0025
Partikulært P	,2693	,0017		
Total P	,3904	<,0001		
Partikulært N	,2133	,0127		
Total N	,1825	,0033	,1815	,0340

ikke artssammensetningen i én dam er direkte avhengig av artssammensetningen i nabodammen. Denne forutsetningen er i rimelig grad oppfylt i dameksemplet, men grupperte observasjoner som ikke tilfredsstiller denne forutsetningen er vanlig i undersøkelser av denne typen (for eksempel insektfeller plassert i grupper av fem i samme skogteig). Dersom dataene er grupperte ('nøstete'), må andre testmetoder brukes om testen i streng statistisk forstand skal være gyldig, det vil si for å kunne si om aksene er signifikant relatert til miljøvariablene (R. Økland 2007).

Tabell 2 viser at miljøvariablene som var sterkest relatert til DCA-akse 1 var konsentrasjonene av fosfor (Tot-P) og av fosfat ( $PO_4$ -P) samt avstanden til skog (DistFores), alle med  $\tau > 0.3$ . Disse variablene hadde også de lengste pilene i retning mot høyre langs DCA-akse 1 i ordinasjonsdiagrammet i Fig. 9, og var blant variablene som bidro mest til hovedkompleksgradienten i miljøforhold som ble funnet som akse 1 i PCA-ordinasjonen av miljødatamatriza (kapittel 4.1.1). Til sammen viser disse resultatene at hovedgradienten i artssammensetning og miljøforhold i de undersøkte dammene er en økoklin relatert til vannets kjemiske innhold, særlig konsentrasjonen av fosfat i vannet. De viser dessuten at fosfatinholdet er én komponent i en kompleks miljøgradient der også flere andre faktorer inngår.

Det finnes også mange andre hjelpemidler som kan være til nytte i tolkningen av sammenhenger mellom artssammensetning og miljøforhold. Som eksempel kan nevnes at et mer detaljert bilde av enkeltmiljøvariablenes relasjon til artssammensetningsgradientene kan fås ved å plote verdiene for en miljøvariabel på observasjonspunktene (i stedet for observasjonenes numre). Det er også mulig å vise trender for enkeltmiljøvariabler ved å trekke trendlinjer mellom punkter med samme beregnede verdi for en miljøvariabel i et slikt diagram.

Artssammensetningsgradienter og tilhørende hovedkompleksgradienter, identifisert for ulike undersøkelsesområder med ulike økosystemer, er det viktigste kunnskapsgrunnlaget for generalisering av viktige økokliner i NiN (se kapittel 3).

## 4.2 Utbredelsesmodellering

### 4.2.1 Definisjon og bakgrunn

Utbredelsesmodellering kan for eksempel defineres som 'forsøk på detaljert prediksjon av utbredelse gjennom å relatere tilstedeværelse eller mengde av et fenomen til miljøvariabler' [R. Halvorsen (upubl. manuskript), etter Elith et al (2006)]. I følge denne definisjonen er utbredelsesmodellering gradientanalyse av utbredelsesdata for arter (eller naturtyper eller andre naturfenomener) og ei matrise som inneholder arealdekkende miljøinformasjon.

Forskningsfeltet utbredelsesmodellering har vært i eksplosiv vekst siden årtusenskiftet (Lobo et al. 2010), og blir nå av mange betraktet som en egen disiplin innenfor økologifaget. Flere navn blir brukt om dette forskningsfeltet, blant annet bevaringsbiogeografi (Franklin 2010) som henspiller på feltets anvendelsesmuligheter. Det teoretiske grunnlaget for utbredelsesmodellering, fagfeltets historie, metodikk og anvendelsesområder blir drøftet i en rekke artikler og bøker (f.eks. Guisan & Zimmermann 2000, Araújo & Guisan 2006, Stokland et al. 2008, Elith & Leathwick 2009, Franklin 2009). Den kortfattede framstillingen av utbredelsesmodelleringens hovedprinsipper som blir gitt her tar utgangspunkt i R. Halvorsen (upubl. manuskript), men er spesielt tilrettelagt for naturtyper som modellert naturfenomen (responsvariabel).

Arten er det naturfenomenet som hyppigst har blitt utbredelsesmodellert.

Utbredelsesmodelleringmetoder kan imidlertid med like stor rett brukes til å modellere andre naturfenomener med et tilstedeværelsesmønster som kan forstås i et gradientanalytisk perspektiv – det vil si naturfenomener som varierer i grad av tilstedeværelse (og mengde) langs viktige miljøgradienter. I kapittel 3.2 blir naturtyper på natursystem- og landskapsdel-nivåene i NiN forklart ut fra dette gradientanalytiske perspektivet. Naturtyper har imidlertid blitt gjenstand for utbredelsesmodellering bare i et fåtall studier så langt [eksempler er Cawsey et al. (2002) og Dobrowski et al. (2008)]. I Norge er utbredelsesmodellering etablert som et viktig hjelpemiddel i kartleggingen av marint biologisk mangfold (Rinde et al. 2004, 2006). Grunnlagsundersøkelsene III–VI er eksempler på fullstendige utbredelsesmodelleringstudier, med arter (III, V og VI) og naturtyper (IV og VI) som responsvariabler.

### 4.2.2 Prinsipper for utbredelsesmodellering

Utbredelsesmodellering (Guisan & Zimmermann 2000) kan beskrives som en sekstrinnsprosess (R. Halvorsen, upubl. manuskript):

1. *Innsamling av georefererte responsvariabeldata*; det vil si stedfestet informasjon om tilstedeværelse og/eller mengde av en art, en naturtype eller et annet naturfenomen. Typiske kilder for artstilstedeværelsesinformasjon er belegg i naturhistoriske museumssamlinger og andre stedfestede opplysninger om arter (krysslister, nettbaserte databaser for artsobservasjoner etc.; se III, IV og VI), for naturtyper er vegetasjonskart, markslagskart og resultater av kartlegging av verdiful natur (i Norge først og fremst 'Den kommunale naturtypekartleggingen'; se kapittel 1 og grunnlagsundersøkelse IV) de viktigste datakildene. Datagrunnlaget for utbredelsesmodellering kan være **tilstedeværelse-uten-fraværdata** (*presence-only data*; se III og IV) eller **tilstedeværelse-fraværdata** (*presence/absence data*; se V og VI).
2. *Gridding av georefererte responsvariabeldata*. De aller fleste utbredelsesmodelleringemetoder forutsetter at responsvariabelen er 'grid-samlet', det vil si at tilstedeværelse (eventuelt også fravær) blir registrert i ruter i et rutenett (*grid*) med fast kornstørrelse, plassert over undersøkelsesområdet (Fig. 10a). Noen utbredelsesmodelleringemetoder, som for eksempel Maxent (som blir brukt i III, IV og VI), er laget slik at observasjonene av responsvariabelen griddes som ledd i selve utbredelsesmodelleringen. Slike metoder bruker lister med georefererte tilstedeværelsesobservasjoner som datakilde (se IV). Andre metoder, som for eksempel BRT (som blir brukt i V), forutsetter i prinsippet datasett som inneholder en verdi for responsvariabelen i hver eneste rute (gridcelle) i undersøkelsesområdet, eller kan bruke griddete tilstedeværelsesdata og 'tolker' da 'ikke-tilstedeværelse' som 'observert fravær'.
3. *Tilrettelegging av griddete prediktorvariabler*. Alle utbredelsesmodelleringemetoder forutsetter at det for alle prediktorvariabler som skal nyttes i modelleringen finnes målte eller estimerte (modellerte) verdier for hver eneste gridcelle i det samme rutenettet som blir brukt for gridding av responsvariabeldataene. Fig. 10b–c viser to prediktorvariabler griddet til samme rutenett som naturfenomenet i Fig. 10a. Prediktorvariabler blir ofte valgt ut for bruk i utbredelsesmodellering på grunnlag av indikasjoner (for eksempel resultater av tidligere undersøkelser) på at de kan forklare variasjon i tilstedeværelse av det modellerte naturfenomenet. I prinsippet kan imidlertid enhver prediktorvariabel som er griddet til rett kornstørrelse og som er tilgjengelig for hele områdeutstrekningen brukes. Grunnlagsundersøkelse IV viser at valget av kornstørrelse for gridding av prediktorvariabler kan ha stor betydning for resultatet av utbredelsesmodellering.
4. *Responsmodellering*. Den griddete responsvariabelen modelleres som respons på de griddete prediktorvariablene ved bruk av en statistisk modelleringemetode, for eksempel logistisk regresjon (som vist i Fig. 10f). Dersom den griddete responsvariabelen inneholder reelle fraværdata blir naturfenomenets prevalens estimert som del av modellberegningen. Da kan prediksjonene fra modellen tolkes som **predikert sannsynlighet for tilstedeværelse** (PPP; *predicted probability of presence*). Dette er tilfellet for naturfenomenet i Fig. 10a, hvis prevalens er 0,168, i modelleringen av eik i grunnlagsundersøkelse V og i modelleringen av åpen grunnlendt kalkmark (VI). Dersom den griddete responsvariabelen består av tilstedeværelse-uten-fraværdata gir ikke dataene grunnlag for å estimere prevalens (Phillips et al. 2006). Prediksjonene fra modellen må da tolkes som **relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse** (RPPP; *relative predicted probability of presence*). 'Relativ' betyr i denne sammenhengen at modellprediksjonene kan sammenliknes mellom gridceller (det vil si at det er større sannsynlighet for at naturfenomenet skal forekomme i en gridcelle med høyere RPPP-verdi enn i en celle med lavere RPPP-verdi), men tallverdiene for RPPP har ikke noen bestemt mening. Dette er tilfellet i modelleringen av griseblad (*Scorzonera humilis*) i III og modelleringen av kulturmarkseng i IV.
5. *Modellevaluering* vil si vurdering av hvor god modellen er. Det finnes mange ulike evalueringskriterier og -metoder som kan brukes til å vurdere (evaluere) utbredelsesmodeller. Utbredelsesmodeller kan evalueres ved gjenbruk av **treningsdata**, det vil si dataene som ble brukt i trinn 2–4 til å lage modellen, eller ved bruk av et spesielt sett av **evalueringsdata**, som er innsamlet mer eller mindre uavhengig av treningsdataene. Evalueringsmetodene kan ordnes i fire kategorier fra mindre til mer stringente (Guisan & Zimmermann 2000, Elith et al. 2006, Hirzel et al. 2006, Austin 2007, R. Halvorsen, unpubl. manuskript):
  - a. *modellsjekk*; vurdering av modellen ved bruk av treningsdataene eller ved visuell sammenlikning av modellprediksjoner med et forventet mønster, inkludert bruk av standard modellvurderingsverktøy som diagnostiske figurer (for sjekk av residualenes fordelinger etc.; se Crawley 2007) og indekser som for eksempel AIC or BIC;
  - b. *resubstitusjon*; tallfesting av modellkvalitet ved resampling (bootstrapping, jackknifing) eller kryssvalidering (Hastie et al. 2009) med treningsdataene som datagrunnlag (se V for eksempel);
  - c. *datasplitting*; tallfesting av modellkvalitet ved at det griddete responsvariabeldatasettet deles i en del (ofte 70 % av observasjonene; cf. Phillips et al. 2006) som brukes som treningsdata og en del som settes til side og bare brukes som evalueringsdata (se IV og VI for eksempler); og
  - d. *bruk av et uavhengig evalueringsdatasett*; modellkvaliteten blir da tallfestet ved bruk av et responsvariabeldatasett som er *innsamlet uavhengig av treningsdataene* (se III–V for eksempler).



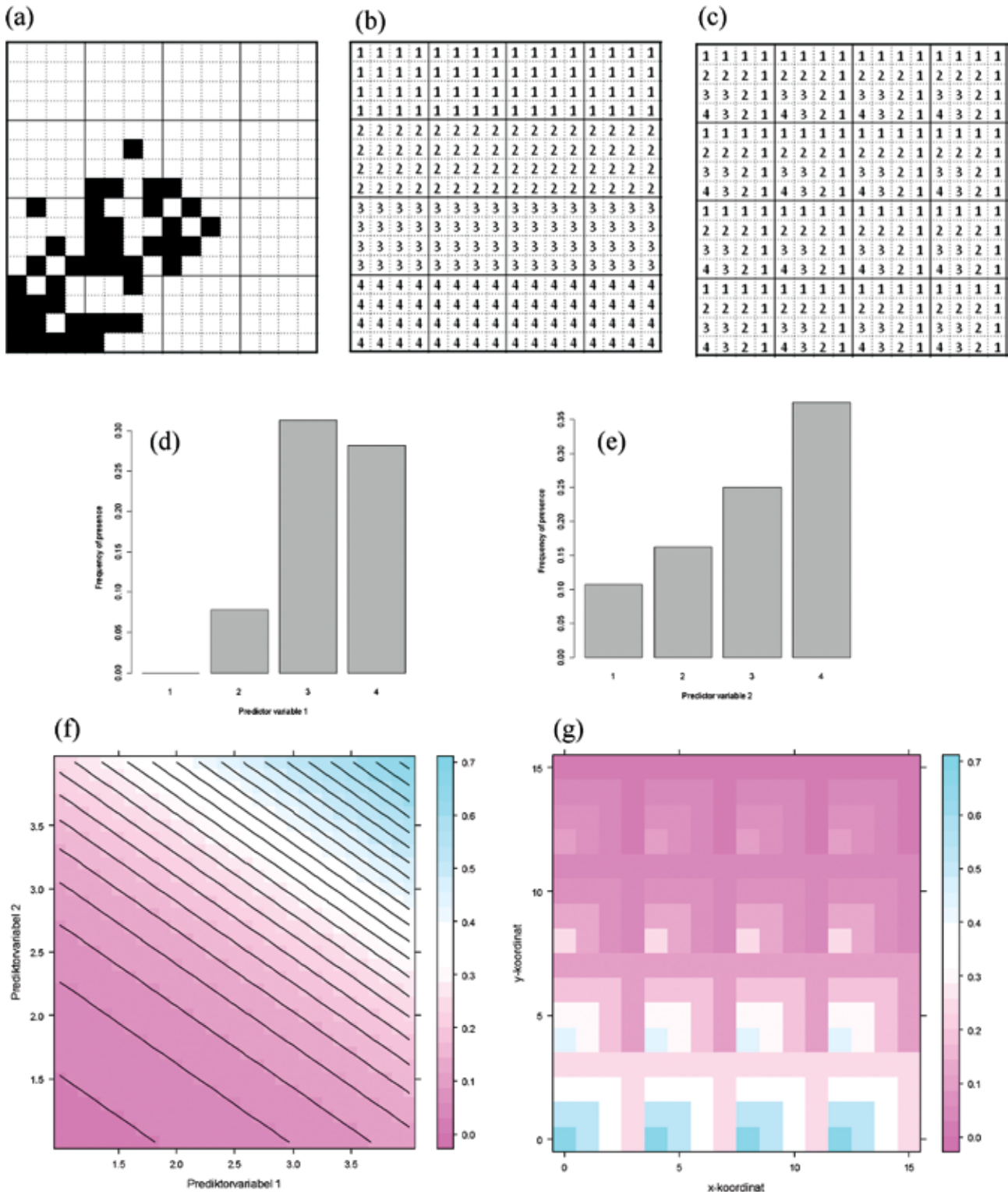


Fig. 10. Utbredelsesmodellingsprosessen, illustrert ved et enkelt eksempel. (a) Griddete forekomst-fraværdata for et hypotetisk naturfenomen (svart = forekomst). (b, c) Verdier for henholdsvis prediktorvariablene 1 og 2 i alle gridruter. (d, e) Responsfunksjoner for naturfenomenet i forhold til (henholdsvis) hver av prediktorvariablene 1 og 2, angitt som forekomstfrekvenser for hver variabelverdi 1–4. (f) Logistisk regresjonsmodell for totalresponsen på prediktorvariablene 1 og 2. Responsvariabelen i modellen uttrykker predikert sannsynlighet for forekomst i hver gridcelle. (g) Prediksjoner fra modellen, visualisert som et prediksjonskart.

6. *Utarbeidelse av prediksjonskart.* Prediksjonskartet (Fig. 10g) er en visualisering av prediksjonene (PPP- eller RPPP-verdier) fra responsmodellen (punkt 4) i form av et kartbilde. Dersom områdeuttrekningen er liten i forhold til kornstørrelsen, kan prediksjonene for hver celle vises direkte i kartet (som i Fig. 10g; se VI: Fig. 5–6 for eksempler). Dersom imidlertid hver gridcelle er svært liten i forhold til områdeuttrekningen, vil prediksjonskartet måtte være en glattet modell av de predikerte sannsynlighetene for tilstedeværelse (se III: Fig. 1 og V: Fig. 2). Prediksjonskartet i Fig. 10g viser det modellerte naturfenomenets tendens til å forekomme mer hyppig i gridceller med høye verdier for hver av prediktorvariablene (Fig. 10b–f). Mens prediktorvariabel 1 øker fra 'nord' til 'sør' i undersøkelsesområdet (uten systematisk variasjon innen hver gruppe av 16 gridceller), viser prediktorvariabel 2 ingen systematisk variasjon mellom 16-cellegruppene men øker fra 'nordøst' til 'sørvest' innenfor hver 16-cellegruppe. Prediksjonskartet (Fig. 10g) fanger opp disse variasjonsmønstrene for begge prediktorvariablene og det modellerte naturfenomenets respons på dem.

En utbredelsesmodelleringsundersøkelse må minst omfatte trinnene 2–4 (R. Halvorsen, upubl. manuskript). Det innebærer at responsvariabelen må være basert på utbredelsesdata (trinn 2), at prediktorvariablene i modellen må være arealdekkende (det vil si at de må være registrert for alle gridceller i hele undersøkelsesområdet; trinn 3), og at det er responsvariabelens respons på én eller flere miljøvariabler som modelleres, det vil si at modelleringen må være 'responsmodellering i prediktorvariabelrommet' (trinn 4).

Trinn 4 plasserer utbredelsesmodellering entydig blant gradientanalysemetodene slik disse er definert i kapittel 3.1 fordi modelleringen i trinn 4 er et spesialtilfelle av modellering av arters respons på miljøgradienter (kapittel 3.2). De eneste forskjellene mellom artsresponskurvene i Fig. 2–3 og responsmodellen i Fig. 10f er at førstnevnte viser respons på én prediktorvariabel (miljøvariabel) mens sistnevnte viser respons på to prediktorvariabler på samme tid, og at førstnevnte ikke er basert på utbredelsesdata (klargjort for analyse gjennom trinnene 2 og 3). Det som særmerker utbredelsesmodellering i forhold til annen responsmodellering er altså trinnene 2 og 3, bruken av griddete utbredelsesdata og arealdekkende prediktorvariabler.

I kapittel 3.2 forklares hvorfor det ikke er noen prinsipiell forskjell mellom arter og naturtyper som responsvariabel i utbredelsesmodellering – både arter og naturtyper kan forstås ut fra et gradientanalytisk perspektiv.

De samme regresjonsmetodene som brukes for å modellere arters respons på enkeltmiljøgradienter (se kapittel 3.2) kan i prinsippet også brukes for utbredelsesmodellering. Logistisk regresjon (Pearce & Ferrier 2000a) og GAM (Leathwick 1995, Lehmann et al. 2002) er eksempler på slike metoder. Men i tillegg finnes nå også en rekke spesialutviklede metoder for utbredelsesmodellering, som tar hensyn til at slike data har spesielle egenskaper har (som for eksempel at de ofte er av typen tilstedeværelse-uten-fravær). Metoder for utbredelsesmodellering er grundig beskrevet i en rekke artikler og bøker, se Stokland et al. (2008) og Franklin (2009) for et overblikk. Temaet metodevalg blir drøftet i litt større detalj i kapittel 4.2.5, punkt 2.

#### 4.2.3 Tre ulike formål med utbredelsesmodellering

Utbredelsesmodellering kan ha ulike formål. Hvilken hensikt utbredelsesmodelleringen har bestemmer hvilke prediktorvariabler som egner seg, hvilken modelleringsmetode som bør velges og hvilke valg som er best for de mange spesifikasjonene som må gjøres i utbredelsesmodelleringsmetodene (Jiménez-Valverde et al. 2008, Franklin 2009).

R. Halvorsen (upubl. manuskript) skiller mellom tre ulike formål, som ikke er klart adskilt:

1. *Økologisk responsmodellering* (ØRM; *ecological response modelling*); utbredelsesmodellering med hovedformål å finne generelt gyldige sammenhenger mellom tilstedeværelse av et naturfenomen og et *spesifikt* sett av miljøfaktorer. Fokuset i ØRM er på trinn 4 i utbredelsesmodelleringsprosedyra; som i prinsippet er det samme fokuset vi har når vi modellerer enkeltarters respons på enkeltmiljøvariabler (kapittel 3.2). ØRM er ikke uforenlig med at det også kan være interesse knyttet til et prediksjonskart (trinn 6 i utbredelsesmodelleringsprosedyra), men hovedformålet med ØRM (og suksesskriteriet for en ØRM-modell) er størst mulig innsikt i sammenhengene mellom responsvariabel og miljøfaktorer, ikke best mulig romlige prediksjoner.
2. *Romlig prediksjonsmodellering* (RPM; *spatial prediction modelling*); utbredelsesmodellering med hovedformål å finne den modellen som oftest predikerer naturfenomenets sanne tilstedeværelse og fravær riktig, det vil si som resulterer i et prediksjonskart som stemmer best mulig overens med det modellerte naturfenomenets utbredelse på et gitt tidspunkt. Fokuset i RPM er på resultatet av trinn 6 i utbredelsesmodelleringsprosedyra.
3. *Tidsprediksjonsmodellering* (TPM; *temporal prediction modelling*), prediksjonsmodellering av framtidig

(eller fortidig) utbredelse; utbredelsesmodellering med hovedformål å gi en mest mulig troverdig beskrivelse av et naturfenomens utbredelse under gitte, spesifiserte forutsetninger, gjerne svarende til et scenario for miljøforhold på et annet tidspunkt enn responsvariabeldataene er samlet inn.

Fokuset i responsmodellering (ØRM) skiller seg fundamentalt forskjellig fra fokuset i prediksjonsmodellering (RPM og TPM) ved at hensikten er å finne generelt gyldige sammenhenger mellom respons og prediktorer og ikke (som i RPM og til dels i TPM) i seg sjøl å gjøre gode prediksjoner. Mens beskrivelse av mønstre ved hjelp av responsmodellering (ØRM) kan være et viktig skritt på veien til å forstå underliggende mekanismer og prosesser, har (romlig) prediksjonsmodellering oftest et klart anvendt formål, som for eksempel å effektivisere leitingen etter et sjeldent naturfenomen (Guisan et al. 2006).

#### 4.2.4 Bruk av utbredelsesmodellering i naturovervåking

Alle de tre formålene med utbredelsesmodellering er relevante for naturovervåking. Responsmodellering (ØRM) kan være viktig som hjelpemiddel for å beskrive, og i neste omgang forstå, hvilke miljøfaktorer som bestemmer utbredelsen til (og variasjonen i tilstedeværelse og hyppighet av) en art, en naturtype eller et annet naturfenomen innenfor utbredelsesområdet. Tidsprediksjonsmodellering (TPM) er et viktig hjelpemiddel ved scenariebygging, for eksempel i forbindelse med vurdering av utdøingsrisiko (rødlistervurdering). Romlig prediksjonsmodellering (RPM) står imidlertid i en særstilling når det gjelder betydning for naturovervåking fordi RPM er kjerneelementet i sannsynlighetsbasert datainnsamling (se kapittel 5.3.4 og grunnlagsundersøkelse VII); en overvåkingsmetode som muliggjør statistisk holdbar og samtidig kostnadseffektiv overvåking av naturfenomener (arter og naturtyper) som er for sjeldne til å kunne overvåkes med arealrepresentative datainnsamlingsmetoder (se kapittel 5.4.4). RPM er også viktig som ledd i estimering av viktige egenskaper ved et naturfenomen, som for eksempel dets tilstedeværelsefrekvens (prevalens i observasjonsheter med gitt kornstørrelse).

De fire grunnlagsundersøkelsene III–VI som inngår i NatTOv-prosjektet har romlig prediksjonsmodellering (RPM) som hovedformål. Det forhindrer naturligvis ikke at resultatene kan gi verdifull ny kunnskap om det modellerte naturfenomenets respons på viktige miljøfaktorer (i tråd med ØRM-formålet). Eikemodellen i V er et eksempel på dette.

#### 4.2.5 Valg av metode og metodespesifikasjoner i romlig prediksjonsmodellering

Romlig prediksjonsmodellering (RPM) er en hjørnestein i sannsynlighetsbasert datainnsamling. Dette kapitlet inneholder derfor en kortfattet drøfting av metodevalg og metodespesifikasjoner i romlig prediksjonsmodellering, med vekt på forhold som har betydning for bruk til sannsynlighetsbasert datainnsamling. Utfyllende informasjon om hvilke valg som bør gjøres i ØRM, finnes i R. Halvorsen (upubl. manuskript), mens metodevalg i tidsprediksjonsmodellering blant annet er drøftet av Araújo et al. (2005), Elith & Leathwick (2009), Franklin (2010) og Gallien et al. (2010). Følgende punkter er viktige:

1. *Valg av prediktorvariabler.* I prinsippet er det eneste kravet som må tilfredsstilles for at en variabel skal være nyttig som prediktorvariabel i romlig prediksjonsmodellering at den kan 'forklare' variasjon i den griddete georefererte responsvariabelen som ikke også kan forklares av andre variabler. Hvis en prediktorvariabel *også* bidrar til innsikt i 'generelt gyldige sammenhenger mellom tilstedeværelse av et naturfenomen og et *spesifikt* sett av [betingende] miljøfaktorer' (jf. definisjonen av ØRM-formålet med utbredelsesmodellering), vil det være å betrakte som en nyttig tilleggseffekt (se V).

R. Halvorsen (upubl. manuskript) deler prediktorvariabler som er aktuelle for utbredelsesmodellering inn i tre kategorier; miljøprediktorer, arealdekkeprediktorer (*land cover predictors*) og biotiske prediktorer (tilstedeværelse av enkeltarter, oftest dominerende arter). Både miljøprediktorer og arealdekkeprediktorer er viktige for naturtypemodellering, og begge disse kategoriene blir benyttet i alle grunnlagsundersøkelsene III–VI. Miljøprediktorene (som for eksempel klimaforhold, kalkinnhold, hevdintensitet, flompåvirkning etc.) kan representere faktorer som avgjør om den aktuelle naturtypen er til stede eller ikke på et gitt sted, eller de kan tjene som surrogater for slike viktige faktorer. Arealdekkeprediktorer (for eksempel markslag) kan være viktige som lett tilgjengelige surrogater for viktige miljøfaktorer (inkludert tilstandsfaktorer) som det er vanskelig eller umulig å skaffe arealdekkende data for (for eksempel markfuktighet). Romlige prediksjonsmodellers evne til presis prediksjon avhenger ofte av hvorvidt prediktorvariablene omfatter surrogatvariabler for viktige, men vanskelig kvantifiserbare miljøfaktorer. Pearson et al. (2004) og Parviainen et al. (2008) har for eksempel vist at arealdekkeprediktorer som fanger opp tilstedeværelse av torvmark forbedrer romlige prediksjonsmodeller for våtmarksarter vesentlig, mens slike prediktorvariabler hadde minimal effekt på modeller for

fastmarksarter. Dette skyldtes at forskjellen mellom våtmark og fastmark ikke ble fanget opp av andre prediktorvariabler enn denne arealdekkprediktoren. Flere eksempler på bruk av miljøprediktorer og arealdekkprediktorer i romlig prediksjonsmodellering og drøfting av prediktorvariabelvalg finnes i III–VI.

Fjernmåleinformasjon (satellittdata, laserscanningdata etc.) kan brukes til å framskaffe arealdekkende prediktorvariabler. Tester som er gjort så langt indikerer at prediktorvariabler avledet fra satellittdata vanligvis ikke forbedrer RPM-modeller vesentlig (Thuiller et al. 2004, Bradley & Fleishman 2008, Franklin 2009). Resultatene av modelleringen av natursystem-hovedtypen kulturmarkseng i grunnlagsundersøkelse IV var intet unntak. Prediktorvariabler avledet fra laserscanningdata kan imidlertid vise seg å være et viktig unntak. Laserscanningdata kan brukes til å lage kraftig forbedrede digitale høydemodeller (Korpela et al. 2009). Digitale høydemodeller (DEM) er svært viktige som grunnlag for beregning av topografiske variabler, som i sin tur brukes til å beregne indekser for fuktighet og varmeinnstråling (van Neil et al. 2004, Lassueur et al. 2006, van Neil & Austin 2007). Laserscanningdata gjør det mulig å avlede detaljerte vegetasjonsstrukturvariabler, inkludert å identifisere enkeltrær (Næsset & T. Økland 2002, Holmgren & Persson 2004, Hill & Broughton 2009). Det burde derfor være mulig å avlede fra laserscanningdata gode surrogatvariabler for miljøfaktorer som strømengde og vannmetning av marka (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996). Dette blir prøvd ut i et delprosjekt under NatTOv som vil bli rapportert separat.

For mange, kanskje de fleste, viktige miljøfaktorer er det fortsatt ikke mulig å oppdrive arealdekkende prediktorvariabeldata eller gode surrogatvariabler for disse (for eksempel basert på arealdekke) med den dekningen og romlige oppløsningen som trengs for å kunne brukes i romlig prediksjonsmodellering. Alle *case studies* III–VI konkluderer med at mangelen på arealdekkende data for mange viktige prediktorvariabel nå er én av de faktorene som sterkest begrenser muligheten for å lage gode romlige prediksjonsmodeller for mange overvåkingsrelevante naturfenomener (arter, naturtyper, geologiske forekomster) i Norge (R. Halvorsen, unpubl. manuskript).

2. *Metodevalg.* I løpet av de siste årene har det blitt gjennomført store, sammenliknende studier av utbredelsesmodelleringmetoder der metodenes evne til korrekt romlig prediksjon er brukt som kriterium for hvor gode metodene er (Elith et al. 2006, Guisan et al. 2007, Elith & Graham 2009, Phillips et al. 2009, Mateo et al. 2010). Disse studiene peker klart ut to metoder best egnet for RPM; Maxent (Phillips et al. 2006, Phillips & Dudík 2008, Elith et al. 2011), som er en statistisk metode basert på entropimaksimeringsprinsippet (Jaynes 1957), og BRT (*boosted regression trees*; De'ath 2007, Elith et al. 2008), som er en klassifikasjonsbasert maskinlæringsmetode. Både Maxent (som blir benyttet i grunnlagsundersøkelsene III, IV og VI) og BRT (som blir benyttet i V) er 'gruppediskrimineringsmetoder' (*group discriminative methods*) som kjennetegnes ved at prediktorvariabelegenskaper for gridceller der det modellerte naturfenomenet forekommer sammenliknes med egenskaper for celler med registrert fravær, antatt fravær (*pseudo-absence observations*) eller med tilfeldig valgte celler (*background observations*). Gruppediskrimineringsmetoder gir generelt bedre resultater enn 'profilmetoder' (*profile techniques*), metoder der tilstedeværelse blir modellert bare på grunnlag av prediktorvariabelegenskapene for gridceller med tilstedeværelse (Mateo et al. 2010). En fordel med Maxent er at metoden sammenlikner tilstedeværelseobservasjoner med bakgrunnsobservasjoner uten at 'falske fraværdatasett' må lages fra tilstedeværelse-uten-fravær-datasett (Phillips & Dudík 2008).
3. *Metodespesifikasjoner.* En ØRM-modell skal gi grunnlag for å drøfte den funksjonelle sammenhengen mellom respons og prediktorer, derfor står responsfunksjonen i seg sjøl i fokus. Fordi naturfenomener som arter og naturtyper normalt har en unimodal respons på viktige komplekse miljøgradienter (kapittel 3.2), er svært komplekse funksjoner med mange parametre lite troverdige som ØRM-modeller – de stemmer rett og slett ikke overens med vår teoretiske forståelse av hvordan naturfenomeners tilstedeværelse variaerer langs komplekse miljøgradienter. Med romlig prediksjonsmodellering (RPM) er det annerledes. Når formålet med utbredelsesmodellering er best mulige romlige prediksjoner, spiller det i prinsippet ingen rolle om modellen er enkel eller kompleks bare den har bedre evne til å predikere naturfenomenets tilstedeværelse enn konkurrerende modeller (cf. Jiménez-Valverde et al. 2008).

#### 4.2.6 Evaluering av romlige prediksjonsmodeller ved bruk av uavhengige evalueringsdata

Det eneste viktige kriteriet for hvor god en romlig prediksjonsmodell er, er hvor korrekt modellen predikerer et naturfenomens *sanne* tilstedeværelse og fravær. Begrepet 'sann' er et nøkkelbegrep i denne sammenhengen. Aktuelle treningsdata for romlig prediksjonsmodellering er gjerne tilstedeværelse-uten-fraværdata som er samlet inn uten tanke på å være representative for artens eller naturtypens virkelige utbredelse. Det er derfor stor fare for at slike data gir et fordreid bilde av den virkelige utbredelsen av naturfenomenet [dette er grundig diskutert av Loiselle et al. (2008), Mateo et al. (2010) og Robertson et al. (2010), blant andre, og det drøftes også i grunnlagsundersøkelsene IV, V og VI]. For eksempel er ofte

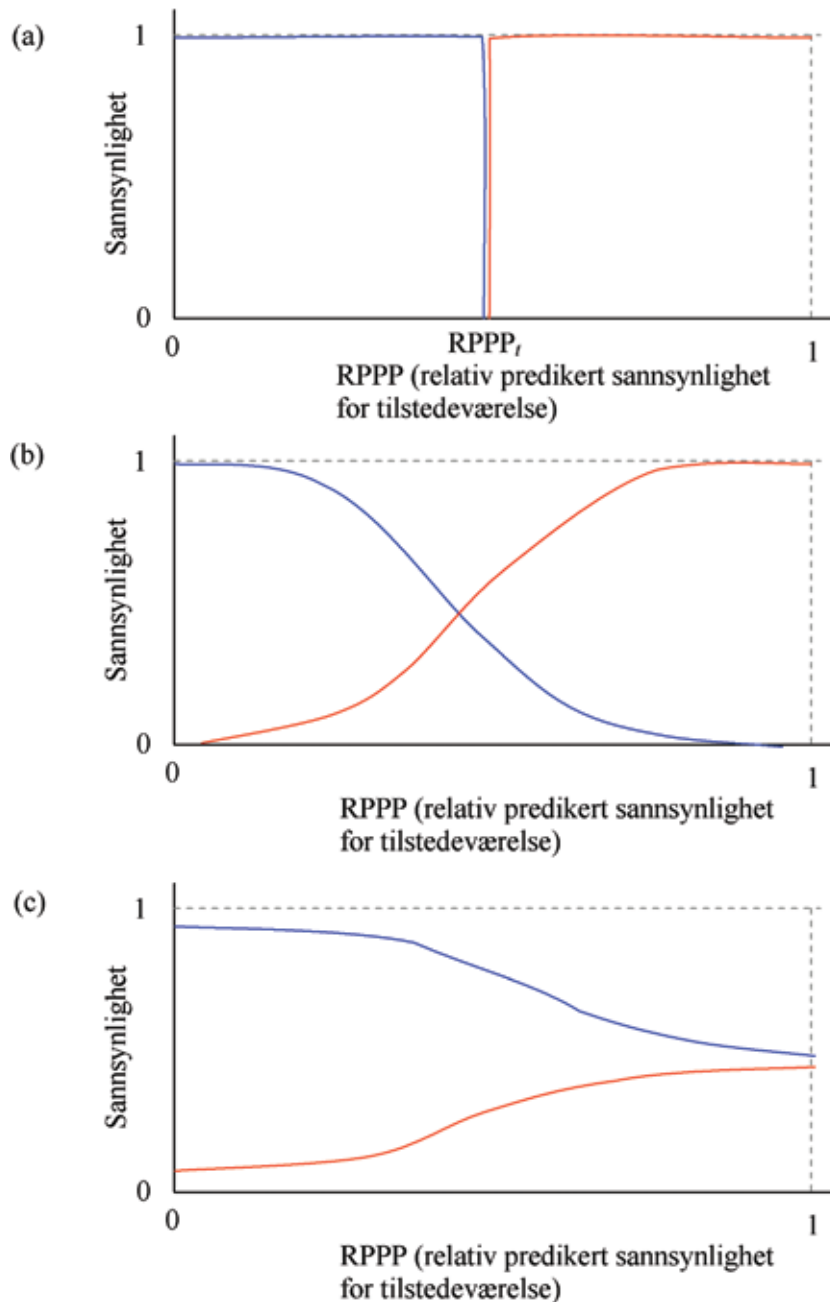


Fig. 11. Sammenheng mellom RPPP (modellert relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse) fra en romlig prediksjonsmodell og reell sannsynlighet for at det modellerte naturfenomenet ikke er til stede (TPA; blå linje) og at det er til stede (TPP; rød kurve) for tre ulike modeller. (a) En teoretisk, perfekt modell der  $RPPP < RPPP_i$  svarer til ikke-tilstedeværelse og  $RPPP > RPPP_i$  svarer til tilstedeværelse. (b) En god, men ikke perfekt modell med sterk sammenheng mellom TPP (rød linje) og RPPP. (c) En mindre god modell, med svak sammenheng mellom TPP og RPPP.

lett tilgjengelige og opplagt sannsynlige lokaliteter saumfart mye grundigere enn avsidesliggende steder der funn i utgangspunktet er mindre sannsynlig. RPM skiller seg fra ØRM og TPM ved at det eksisterer en underliggende sannhet om utbredelse og tilstedeværelse av det modellerte naturfenomenet. Sjøl om det ofte ikke er enkelt, er det i hvert fall i teorien mulig å innhente informasjon om naturfenomenets tilstedeværelse og fravær, uavhengig av treningsdataene som blir brukt til å lage modellen. Det er derfor, i prinsippet, alltid mulig å evaluere RPM-modellers prediksjonsevne ved bruk av uavhengige evalueringsdata. Det er bare ved bruk av uavhengige evalueringsdata at det er mulig å sammenlikne ulike romlige prediksjonsmodeller med hensyn til evne til prediksjon av *sann* tilstedeværelse og *sant* fravær (Austin 2007, R. Halvorsen, unpubl.

manuskript). Sjøl om innsamling av uavhengige evalueringsdata for sjeldne naturfenomener kan være svært tid- og ressurskrevende, er evaluering ved bruk av uavhengige evalueringsdata en nødvendighet når prediksjonsmodeller skal legges til grunn for sannsynlighetsbasert datainnsamling (Halvorsen, upubl. manuskript). Utprøving av evaluering ved bruk av uavhengig innsamlete evalueringsdata ble derfor prioritert i NatTOv-prosjektet (se III, IV og V). Grunnen til at evaluering med uavhengige data er så viktig i overvåkingssammenheng, er at naturovervåking har et svært langt tidsperspektiv; siktemålet er jo å bygge opp en lang tidsserie av data. I dette lange tidsperspektivet innebærer innsamlingen av overvåkingsdata i seg sjøl svært store investeringer, og den kvalitetssikringen av overvåkingsdata som bruk av uavhengige evalueringsdata representerer, vil utgjøre en liten andel av de totale kostnadene. Dersom responsvariabeldataene som blir brukt i modelleringen er tilstedeværelse-uten-fraværdata, finnes dessuten en svært viktig tilleggsgrunn for å bruke et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett til å evaluere romlige prediksjonsmodeller: reelle tilstedeværelse- og fraværdata er en forutsetning for å kunne 'oversette' prediksjonene fra modellen, som er relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP), til **reell sannsynlighet for tilstedeværelse** (TPP; *true probability of presence*).

Det finnes mange metoder for evaluering av romlige prediksjonsmodeller på grunnlag av uavhengige evalueringsdata (se blant andre Pearce & Ferrier 2000b, Elith et al. 2006, Jiménez-Valverde & Lobo 2007, Lobo et al. 2008). Den mest benyttete enkeltindikatoren på hvor god en romlig prediksjonsmodell er AUC [*area under the receiver operating characteristic (ROC) curve*] (Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997). Fordi AUC og andre indikatorer på romlige prediksjonsmodeller prediksjonsevne som tar utgangspunkt i ROC-kurva står så sentralt i bruken av romlig prediksjonsmodellering i natur(type)overvåking, vil denne evalueringsmetoden bli forklart i detalj og illustrert med et enkelt, konstruert eksempel. Virkelige eksempler finnes i grunnlagsundersøkelsene III–V.

En romlig prediksjonsmodell tilordner en relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP<sub>*j*</sub>) til hver eneste gridrute *j* i undersøkelsesområdet. RPPP-verdiene blir ofte (men trenger ikke nødvendigvis bli) angitt på en sannsynlighetsskala, det vil si med minimumsverdi 0 og maksimumsverdi 1. For en ideell romlig prediksjonsmodell finnes en terskelverdi RPPP<sub>*t*</sub> slik at det modellerte naturfenomenet er til stede i alle gridruter *j* med RPPP<sub>*j*</sub> > RPPP<sub>*t*</sub> og fraværende fra alle gridruter *j* med RPPP<sub>*j*</sub> < RPPP<sub>*t*</sub>. Terskelverdien RPPP<sub>*t*</sub> kan da brukes til å skille sann tilstedeværelse (RPPP<sub>*j*</sub> > RPPP<sub>*t*</sub>) fra sant fravær (RPPP<sub>*j*</sub> < RPPP<sub>*t*</sub>) (Fig. 11a).

I den virkelige verden er det umulig å lage en perfekt prediksjonsmodell, og det finnes derfor heller aldri noen terskelverdi RPPP<sub>*t*</sub> som skiller perfekt mellom sann tilstedeværelse og sant fravær (Fig. 11). Derfor trenger vi i stedet å kunne måle hvor gode prediksjonene fra en romlig prediksjonsmodell egentlig er, det vil si hvor god sammenhengen er mellom modellprediksjoner RPPP<sub>*j*</sub> og **reell sannsynlighet for tilstedeværelse** (TPP; *true probability of presence*) i gridrute *j*. Evaluering av romlige prediksjonsmodeller forutsetter at det finnes reelle tilstedeværelse-fraværobservasjoner for naturfenomenet i et tilstrekkelig antall (*n*) gridruter i undersøkelsesområdet til å trekke statistisk holdbare slutninger om sammenhengen er mellom RPPP og TPP. Fordi vi ønsker å vurdere prediksjonsmodellens generelle prediksjonsevne, bør de *n* tilstedeværelse-fraværobservasjonene i det uavhengige evalueringsdatasettet være godt spredd utover hele skalaen for RPPP-verdier. Flere ulike utvalgsmetoder kan være aktuelle for innsamling av uavhengige evalueringsdata (se grunnlagsundersøkelsene III–V for eksempler), men for naturfenomener med lav prevalens utpeker oftest stratifisert tilfeldig utvelgelse med RPPP som stratifiseringsgrunnlag seg som eneste realistiske metode (III og V). For naturfenomener med høyere prevalens er det mulig å bruke et (mer) tilfeldig utvalg av gridruter (IV). Innsamling av uavhengige evalueringsdata innebærer at hver av de *n* uttrukne gridrutene sjekkes for tilstedeværelse eller fravær av det modellerte naturfenomenet. Denne utsjekken gjøres på den mest rasjonelle måten som gir sikre observasjoner, for eksempel ved hjelp av kart, flybilder eller liknende hvis mulig og ellers ved feltundersøkelse. Resultatet er et sett av observasjoner for den binære variabelen OP (observert tilstedeværelse; *observed presence*) for de *n* gridrutene; som utgjør vektoren OP<sub>*j*</sub>, *j* = 1, ..., *n* [tilsvarende kan vi definere OA (observert fravær; *observed absence*) for de *n* gridrutene; vektoren OA<sub>*j*</sub>, *j* = 1, ..., *n*]. For hver av de *n* observasjonene som inngår i det uavhengige evalueringsdatasettet finnes en relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP<sub>*j*</sub>), gitt av prediksjonsmodellen.

At det ikke finnes noen terskelverdi RPPP<sub>*t*</sub> som deler gridrutene i ei gruppe der det modellerte naturfenomenet sikkert er til stede og ei gruppe der dette sikkert ikke er til stede (sant fravær) innebærer at sannsynlighetsfordelingene for TPP<sub>*j*</sub> (sann tilstedeværelse) og for TPA<sub>*j*</sub> = 1 – TPP<sub>*j*</sub> (sant fravær) som funksjon av RPPP overlapper (Fig. 11). Kurvene for sann tilstedeværelse og sant fravær som funksjon av RPPP kan ha mange ulike forløp (jf. forskjellen mellom Fig. 11b og 11c), og kurvene påvirkes også av det modellerte naturfenomenets prevalens; sjeldne naturfenomener må forventes å bli påtruffet sjeldnere i evalueringsdatasettet, slik at kurven for sann tilstedeværelse gjennomgående vil ligge lavere enn for mindre sjeldne naturfenomener. Modellen i Fig. 11c er mindre god enn modellen i Fig. 11b, men det skyldes at den røde kurven i Fig. 11c stiger langsommere når RPPP øker, ikke at den ikke stiger til samme høye nivå som i

Tabell 3.  $2 \times 2$  krysstabell (*confusion matrix*) for sammenheng mellom observert og predikert tilstedeværelse og fravær på grunnlag av romlig prediksjonsmodell, gitt en terskelverdi  $k$  som setter skillet mellom predikert fravær og predikert tilstedeværelse. Hver av de fire cellene i krysstabellen inneholder antallet observasjoner i evalueringsskemaet som svarer til den angitte kombinasjonen av predikert og observert tilstedeværelse/fravær.

		Observert (basert på evalueringsdata; OP)	
		Til stede	Fraværende
Predikert (basert på modell; RPPP)	Til stede	korrekt predikert tilstedeværelse (a)	feilaktig predikert tilstedeværelse (b)
	Fraværende	feilaktig predikert fravær (c)	korrekt predikert fravær (d)

Fig. 11b. Det er altså hvor sterkt TPP-kurven stiger som bestemmer hvor god modellen er. ROC-kurven er et redskap for å tallfeste hvor gode prediksjonene fra en modell er, over hele spekteret av RPPP-verdier. ROC-kurven tar utgangspunkt i  $m \times 2$  krysstabeller, *confusion matrices* ( $k = 1, \dots, m$ ); én krysstabell for hver av  $m$  terskelverdier RPPP<sub>k</sub>. For en gitt terskelverdi er det mulig å skille mellom predikert tilstedeværelse ( $TPP_j = 1$  når  $RPPP > RPPP_k$ ) og predikert fravær ( $TPP_j = 0$  når  $RPPP < RPPP_k$ ) (Tabell 3). En modell er god når dens evne til korrekt prediksjon, både av tilstedeværelse og av fravær, er god. For å kunne sammenlikne tallene for korrekt predikert tilstedeværelse (a i Tabell 3) og korrekt predikert fravær (d i Tabell 3) uavhengig av om artene er vanlige eller sjeldne, blir indekser for 'modellgodhet' ikke beregnet direkte fra tallene a, b, c og d i Tabell 3. I stedet blir tallene for a og c (hvordan modellen håndterer observert tilstedeværelse) gjort sammenliknbare med tallene b og d (hvordan modellen håndterer observert fravær) ved å definere fire nye indikatorer:

- **sensitivitet** (andel ekte positiver; *sensitivity, true positive rate*) =  $\frac{a}{a + c}$ , modellens evne til korrekt prediksjon av observert tilstedeværelse; andelen av tilstedeværelsesobservasjoner som er korrekt predikert
- **spesifisitet** (andel ekte negativer; *specificity, true negative rate*) =  $\frac{d}{b + d}$ , modellens evne til korrekt prediksjon av observert fravær; andelen av fraværsobservasjoner som er korrekt predikert
- **omission error** (andel falske negativer; *false negative rate*, som kan oversettes med 'unntatelsesfeil' eller 'umeldte alarmer') =  $\frac{c}{a + c}$ ,  $1 - \text{sensitivitet}$ , *risikoen* for at modellen feilaktig skal predikere fravær når tilstedeværelse er observert; andelen av tilstedeværelsesobservasjoner som er feilaktig predikert
- **commission error** (andel falske positiver; *false positive rate*, som kan oversettes med 'feilvarsling' eller 'falske alarmer') =  $\frac{b}{b + d}$ ,  $1 - \text{spesifisitet}$ , *risikoen* for at modellen feilaktig skal predikere tilstedeværelse når fravær er observert; andelen av fraværsobservasjoner som er feilaktig predikert

Både sensitiviteten og spesifisiteten til en romlig prediksjonsmodell avhenger av terskelverdien RPPP<sub>k</sub>. Når terskelverdien er nær null, er sensitiviteten høy fordi modellen da predikerer tilstedeværelse i nesten alle gridruter, mens spesifisiteten er tilsvarende lav fordi fravær blir predikert for svært få gridruter. Når terskelverdien er høy, blir det omvendt. Verken lave eller høye terskelverdier er hensiktsmessig. Dersom vi ønsker pålitelige prediksjoner både av tilstedeværelse og fravær, må det velges en terskelverdi et sted midt mellom 0 og 1. Hvilken terskel som er den optimale, avhenger av hva som er viktigst; høy sensitivitet eller høy spesifisitet (eller en balanse mellom dem). Ved romlig prediksjonsmodellering av naturfenomener er terskelvalg vanligvis ikke en interessant problemstilling i seg sjølt; det er ingen grunn til å gjøre om RPPP-verdiene til predikert tilstedeværelse/fravær når sannsynlighet for tilstedeværelse på en skala fra 0 til 1 gir en mer detaljert og realistisk indikasjon på om fenomenet vi modellerer er til stede eller ikke. Men det finnes formål der en slik konvertering til 'ja' og 'nei' er helt nødvendig. Begrepet ROC-kurve stammer fra risikoanalyse og ble utviklet under annen verdenskrig da en *receiver operator* (radiotelegrafist) på grunnlag av mottatte radarsignaler skulle tolke hvilke konsekvenser de mottatte signalene skulle få (ja eller nei til ulike alternative tiltak). Veggen via terskelverdier er dessuten helt nødvendig for å kunne beregne hvor god en romlig prediksjonsmodell i *det store og hele* er, fordi dette innebærer å evaluere metoden over hele spekteret

Tabell 4. Tenkt evalueringsdatasett som brukes til å illustrere beregning av tallgrunnlaget for en ROC-kurve.  $j$  = observasjonsnummer; RPPP = tilhørende relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse; OP = observert tilstedeværelse (1) eller fravær (0); AEP = andel ekte positiver; AFP = andel falske positiver.

$j$	RPPP <sub><math>j</math></sub>	OP <sub><math>j</math></sub>	AEP	AFP	$j$	RPPP <sub><math>j</math></sub>	OP <sub><math>j</math></sub>	AEP	AFP
1	0,02	0	1,00	0,98	51	0,63	0	0,72	0,30
2	0,05	0	1,00	0,96	52	0,64	1	0,70	0,30
3	0,06	0	1,00	0,94	53	0,66	0	0,70	0,28
4	0,08	0	1,00	0,93	54	0,67	0	0,70	0,26
5	0,11	0	1,00	0,91	55	0,67	1	0,67	0,26
6	0,12	0	1,00	0,89	56	0,68	1	0,65	0,26
7	0,15	0	1,00	0,87	57	0,69	1	0,63	0,26
8	0,16	0	1,00	0,85	58	0,70	0	0,63	0,24
9	0,16	0	1,00	0,83	59	0,70	0	0,63	0,22
10	0,17	0	1,00	0,81	60	0,71	1	0,61	0,22
11	0,19	0	1,00	0,80	61	0,72	0	0,61	0,20
12	0,21	1	0,98	0,80	62	0,74	1	0,59	0,20
13	0,22	0	0,98	0,78	63	0,74	0	0,59	0,19
14	0,22	0	0,98	0,76	64	0,74	1	0,57	0,19
15	0,24	0	0,98	0,74	65	0,75	1	0,54	0,19
16	0,25	0	0,98	0,72	66	0,76	1	0,52	0,19
17	0,26	0	0,98	0,70	67	0,76	0	0,52	0,17
18	0,28	1	0,96	0,70	68	0,77	1	0,50	0,17
19	0,28	1	0,93	0,70	69	0,77	1	0,48	0,17
20	0,31	0	0,93	0,69	70	0,79	0	0,48	0,15
21	0,32	0	0,93	0,67	71	0,80	0	0,48	0,13
22	0,33	0	0,93	0,65	72	0,81	1	0,46	0,13
23	0,33	0	0,93	0,63	73	0,81	1	0,43	0,13
24	0,33	0	0,93	0,61	74	0,82	0	0,43	0,11
25	0,36	0	0,93	0,59	75	0,82	1	0,41	0,11
26	0,36	1	0,91	0,59	76	0,83	0	0,41	0,09
27	0,38	0	0,91	0,57	77	0,84	1	0,39	0,09
28	0,39	1	0,89	0,57	78	0,86	1	0,37	0,09
29	0,40	0	0,89	0,56	79	0,87	1	0,35	0,09
30	0,40	0	0,89	0,54	80	0,87	1	0,33	0,09
31	0,42	0	0,89	0,52	81	0,87	0	0,33	0,07
32	0,44	0	0,89	0,50	82	0,88	1	0,30	0,07
33	0,45	1	0,87	0,50	83	0,88	1	0,28	0,07
34	0,47	0	0,87	0,48	84	0,89	0	0,28	0,06
35	0,47	0	0,87	0,46	85	0,90	1	0,26	0,06
36	0,48	0	0,87	0,44	86	0,90	1	0,24	0,06
37	0,48	0	0,87	0,43	87	0,92	1	0,22	0,06
38	0,50	1	0,85	0,43	88	0,93	1	0,20	0,06
39	0,51	0	0,85	0,41	89	0,93	0	0,20	0,04
40	0,52	1	0,83	0,41	90	0,93	0	0,20	0,02
41	0,53	1	0,80	0,41	91	0,94	1	0,17	0,02
42	0,56	0	0,80	0,39	92	0,94	1	0,15	0,02
43	0,56	0	0,80	0,37	93	0,94	1	0,13	0,02
44	0,56	0	0,80	0,35	94	0,95	1	0,11	0,02
45	0,58	1	0,78	0,35	95	0,96	1	0,09	0,02
46	0,59	1	0,76	0,35	96	0,97	1	0,07	0,02
47	0,60	0	0,76	0,33	97	0,97	0	0,07	0,00
48	0,60	1	0,74	0,33	98	0,97	1	0,04	0,00
49	0,62	1	0,72	0,33	99	0,99	1	0,02	0,00
50	0,62	0	0,72	0,31	100	0,99	1	0,00	0,00



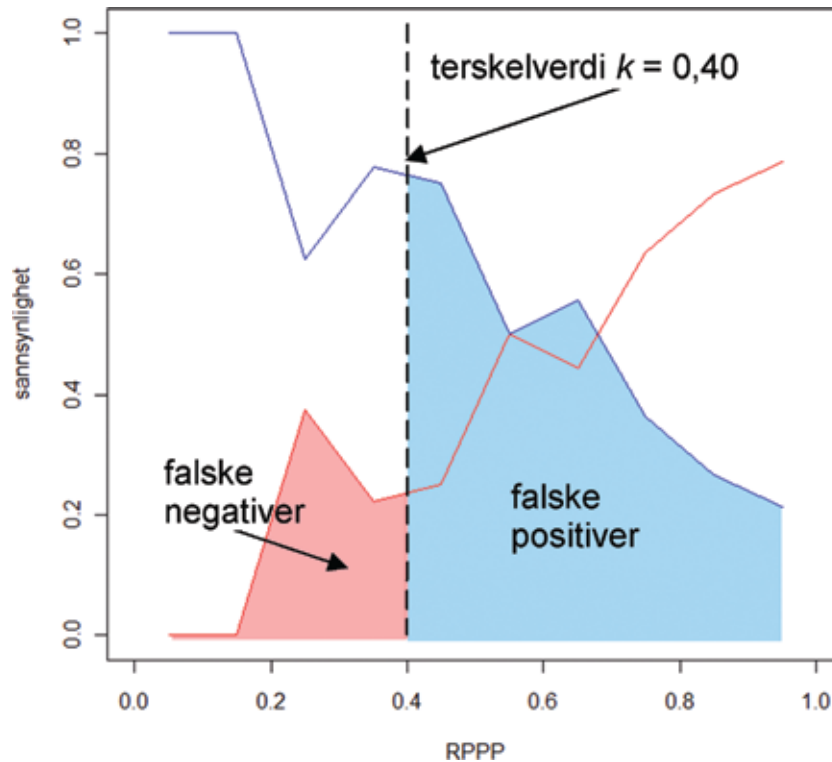


Fig. 12. Det konstruerte eksempeldatasettet: sammenheng mellom RPPP (modellert relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse) gitt av en romlige prediksjonsmodell og reell sannsynlighet for at det modellerte naturfenomenet ikke er til stede (TPA; blå linje) og at det er til stede (TPP; rød kurve). TPA og TPP er beregnet for hvert av 10 intervaller langs RPPP på grunnlag av de 100 observasjonene i evalueringssdatasettet i Tabell 4. Områder i figuren som svarer til falske negative og falske positive gitt en terskelverdi  $k = 0,40$  er markert med henholdsvis lys rød og lys blå farge. En *confusion matrix* som svarer til denne terskelverdien er gitt i Tabell 5.

av RPPP-verdier.

ROC-kurven (*the receiver operating characteristic curve*) er ei brutt linje som trekkes mellom punktene i et todimensjonalt diagram. Hvert punkt representerer samsvarende verdier for andel falske positive ( $1 - \text{spesifisitet}$ , på x-aksen) og andel ekte positive (sensitivitet; på y-aksen) for en terskelverdi,  $k$ . Antallet terskelverdier  $m$  er ikke viktig, bare  $m$  er høy nok til at kurven får et glatt forløp. Ett punkt på ROC-kurven for hvert 0,01-intervall fra  $k = 0$  til  $k = 1$  ( $m = 101$ ) er vanligvis tilstrekkelig. ROC-kurven starter oppe i det høyre hjørnet i diagrammet (for terskelverdien  $k = 0$ , som svarer til predikert tilstedeværelse i alle gridceller i evalueringssdatasettet). For terskelverdien  $k = 0$  blir alle fraværsobservasjoner feilaktig predikert som

Tabell 5. Det konstruerte eksempeldatasettet:  $2 \times 2$  krysstabell (*confusion matrix*) for sammenheng mellom observert og predikert tilstedeværelse og fravær på grunnlag av den romlige prediksjonsmodellen, gitt terskelverdien  $k = 0,40$ . Hver av de fire cellene i krysstabellen inneholder antallet observasjoner i evalueringssdatasettet som svarer til den angitte kombinasjonen av predikert og observert tilstedeværelse/fravær. Tallene i tabellen svarer til en andel falske negative på 0,11 (5/46) og en andel falske positive på 0,57 (31/54). Spesifisiteten (andelen ekte positive) er 0,89 (41/46).

		Observert (basert på evalueringssdata; OP)	
		Til stede	Fraværende
Predikert (basert på modell; RPPP)	Til stede	$a = 41$	$b = 31$
	Fraværende	$c = 5$	$d = 23$

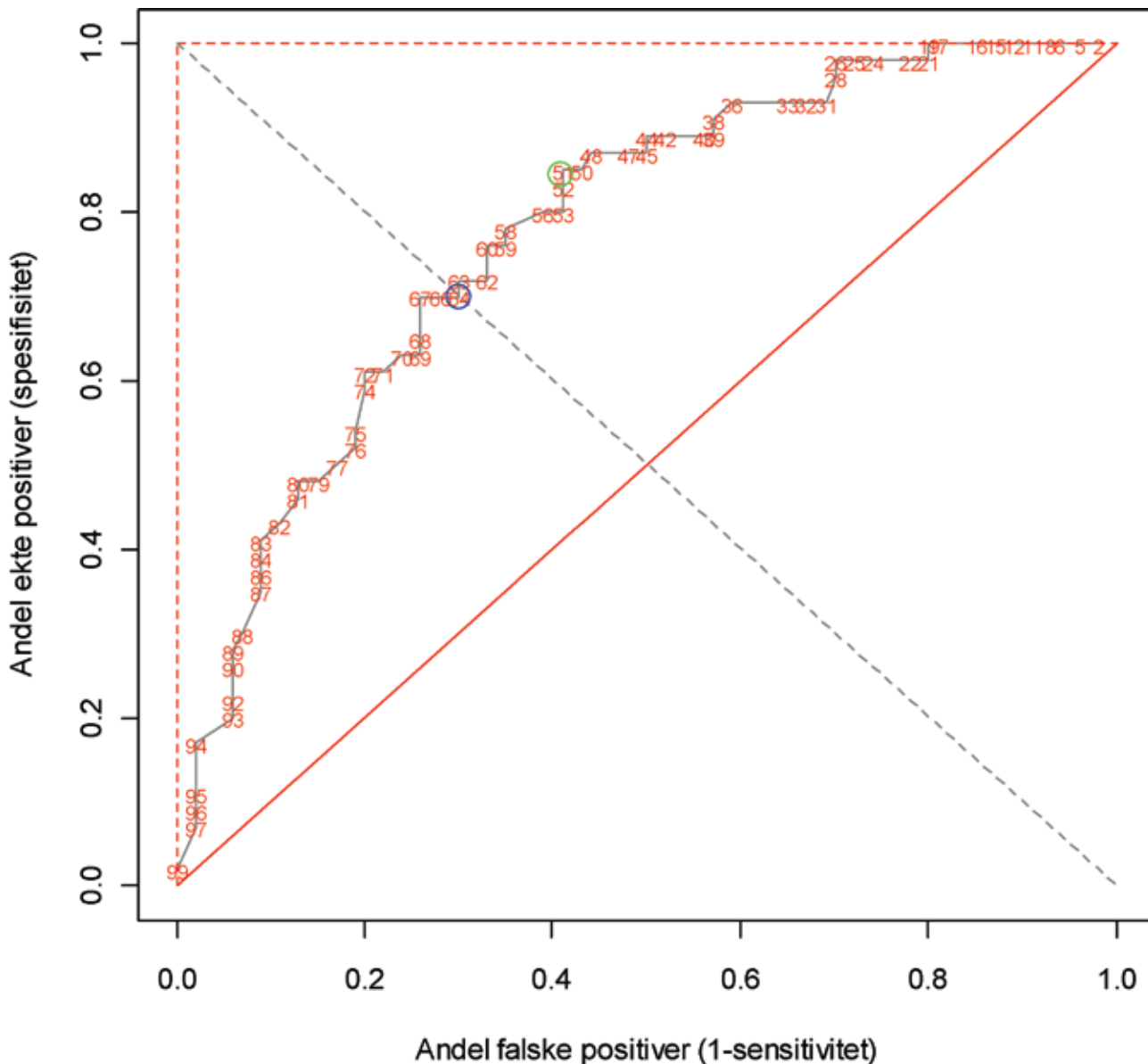


Fig. 13. ROC-kurve for det konstruerte eksempeldatasettet (se Tabell 4) vist som grå, heltrukket linje gjennom punkter for terskelverdier angitt med røde tall (tallene angir  $100 \cdot k$ , det vil si at tallet 40 svarer til  $k = 0,40$  for hvilket krysstabellen er gitt i Tabell 5). Rød heltrukket linje viser ROC-kurven for en modell uten prediksjonsevne ( $AUC = 0,5$ ), rød stiplede linje viser ROC-kurven for en modell med perfekt prediksjonsevne ( $AUC = 1,0$ ). Den grå stiplede linja markerer balansepunktet mellom sensitivitet og spesifisitet; punktet der denne linja skjærer ROC-kurven ( $k = 0,64$ , markert med blå ring) svarer til *minimum difference threshold* (MDT). Punktet  $k = 0,51$ , markert med grønn ring, svarer til *maximised sum threshold* (MST), som er markert med grønn ring. AUC for denne modellen er 0,781.

tilstedeværelse (andel falske positiver = 1) og alle tilstedeværelsesobservasjoner blir korrekt predikert som tilstedeværelse (andel ekte positiver = 1). Når  $k$ -verdien gradvis heves, avtar andelen falske positiver. Modellen er optimal når det finnes en  $k$ -verdi,  $RPPP_t$ , som splitter observasjonene i evalueringssdatasettet i to grupper slik at  $RPPP > RPPP_t$  svarer til tilstedeværelsesobservasjoner og  $RPPP < RPPP_t$  svarer til fraværsobservasjoner. For en slik modell løper ROC-kurven parallelt med x-aksen fra punktet (1,1) i øvre høyre hjørne til punktet (0,1) i øvre venstre hjørne (dette punktet svarer til terskelverdien  $RPPP_t$ ) og videre parallelt med y-aksen til punktet (0,0) i nedre venstre hjørne ettersom andelen korrekt predikerte tilstedeværelsesobservasjoner avtar når  $k$ -verdien øker.

Jo dårligere prediksjonsevne en prediksjonsmodell har, desto nærmere diagonalen  $y = x$  i diagrammet

ligger ROC-kurven. En ROC-kurve som følger diagonalen gir ingen hjelp til å predikere tilstedeværelse av det modellerte naturfenomenet. Arealet under ROC-kurva, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997), blir benyttet som en standardindikator på hvor god en prediksjonsmodell er. AUC-verdien er egentlig et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordne en høyere RPPP-verdi til en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon enn til en tilfeldig valgt fraværsobservasjon (Pearce & Ferrier 2000). Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7 (f.eks. Araújo & Guisan 2006).

Liksom andre mulige indikatorer på hvor god en modell er, er ikke AUC hevet over enhver kritikk (Lobo et al. 2008). Likevel er det enighet om at AUC er en god generell indikator på utbredelsesmodellens evne til å predikere tilstedeværelse og fravær (se f.eks. Elith et al. 2006, Wisz et al. 2008, Franklin 2009).

Jeg vil bruke et enkelt, konstruert eksempel til å demonstrere hvordan ROC-kurven lages og hvordan AUC beregnes. La oss tenke oss at vi har en romlig prediksjonsmodell som til enhver gridrute  $j$  i undersøkelsesområdet tilordner en modellert relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse RPPP $_j$  mellom 0 og 1. Et uavhengig evalueringssett bestående av 100 observasjoner av virkelig tilstedeværelse eller fravær er samlet inn slik at variasjonen i RPPP-verdier er rimelig godt dekket (Tabell 4). For hver verdi  $k$  av RPPP,  $k = 0, 0,01, 0,02 \dots 1$ , lager vi en *confusion matrix* og beregner spesifisiteten og andelen falske positive. Fig. 12 og Tabell 5 illustrerer dette for terskelverdien  $k = 0,40$ . Hver *confusion matrix* gir opphav til ett punkt på ROC-kurven (fordi ikke alle intervallene inneholder observasjoner faller noen av punktene sammen) som er vist i Fig. 13. Arealet under kurven (AUC) beregnes ved å summere arealet av alle de 100 søylene som svarer til RPPP-intervallene fra  $0,01 \cdot k$  til  $0,01 \cdot (k + 1)$ . I eksemplet er AUC = 0,781, som svarer til en akseptabel modell etter kriteriene angitt over.

Det knytter seg særlig interesse til to punkter på ROC-kurven (Jiménez-Valverde & Lobo 2007):

- MDT (*minimised difference threshold*);  $k$ -verdien som gjør at tallverdiforskjellen mellom sensitivitet og spesifisitet er minst mulig; og
- MST (*maximised sum threshold*);  $k$ -verdien som gjør at summen av sensitivitet og spesifisitet blir størst mulig

MDT er terskelverdien som gir best mulig balanse mellom de to typene av feil (*commission error* og *omission error*), og MST er terskelverdien som gjør at den totale andelen feilklassifiseringer [definert som

$\frac{1}{2 \left( \frac{c}{a+c} + \frac{b}{b+d} \right)}$ ] blir så lav som overhodet mulig. Begge disse terskelverdiene er angitt i Fig. 13.

I tillegg til å beregne AUC kan evalueringssettet brukes til å 'oversette' RPPP-verdiene for hver gridcelle til en skala for reell sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP; *true probability of presence*). Dette gjøres ved bruk av logistisk regresjonsanalyse etter ei prosedyre beskrevet av Pearce & Ferrier (2000); se kapittel III, IV og VI for eksempler. Den logistiske regresjonsmodellen gir et estimat for TPP som funksjon av RPPP. Estimer for standardfeilen til koeffisientene i modellen kan brukes til å beregne konfidensintervall for TPP-estimatet. Når den logistiske regresjonsmodellen er god, det vil si at sammenhengen mellom TPP og RPPP er god, kan regresjonsmodellen brukes til å estimere TPP for hver eneste gridcelle i undersøkelsesområdet. Summen av estimert TPP for alle gridceller gir et estimat for antall gridceller det modellerte naturfenomenet virkelig er til stede i. Deler vi denne summen på de totale antallet gridruter i undersøkelsesområdet får vi et estimat for naturfenomenets prevalens.

## 5 Naturovervåking – metoder og innspill til et helhetlig program

### 5.1 Overblikk: naturovervåking i internasjonalt og nasjonalt perspektiv

Som internasjonalt forskningsfelt hører naturovervåking til bevaringsbiologien (Nichols & Williams 2006), som er én blant mange greiner innenfor anvendt økologisk forskning. God naturovervåking må være trygt forankret i grunnleggende økologisk kunnskap; om naturvariasjonen (se kapittel 3 for et overblikk) og om metoder for å analysere naturvariasjon (noen av disse metodene er beskrevet i kapittel 4). Yoccoz et al. (2001) framholder at et godt naturovervåkingsopplegg bygger på at følgende tre basale spørsmål er besvart: (1) Hvorfor overvåke? (2) Hva skal overvåkes? (3) Hvordan skal overvåkingen gjennomføres?

Det finnes utallige grunner for å overvåke natur, og dermed også mange svar på spørsmålet 'hvorfor overvåke' (se f. eks. Hicks & Brydges 1994, Olsen et al. 1999, Yoccoz et al. 2001, Lovett et al. 2007, Lindenmayer & Likens 2009, 2010a). Dette har sammenheng med det store mangfoldet av trusler mot naturmangfoldet, lokalt og regionalt (Sutherland et al. 2009, Kålås et al. 2010b), som i sin tur skyldes naturens enorme kompleksitet, i miljøvariasjon (klimatisk variasjon på regional romlig skala og edafisk variasjon på lokal romlig skala), artssammensetning og interaksjoner mellom ulike deler av økosystemene, levende og ikke-levende (Halvorsen et al. 2009). Mangfoldet i menneskenes utnyttelse av og påvirkning på naturgrunnlaget er en viktig kompliserende faktor, og også er en viktig del av trusselbildet naturmangfoldet står overfor (Norderhaug et al. 1999, Emanuelsson 2009). Grunner for å overvåke natur kan grupperes på flere måter. For eksempel skiller Yoccoz et al. (2001) mellom vitenskapelige grunner (*scientific objectives*), det vil si overvåking med hovedformål å forstå dynamikken i økosystemet som blir overvåket *som sådan*, og forvaltningsmessige grunner (*management objectives*), det vil si overvåking med hovedformål å identifisere økosystemets tilstand og forstå hvordan systemet responderer på ulike tiltak, for eksempel ulike former for skjøtsel. Framstad & Kålås (2001) skiller, mer pragmatisk, mellom behov for nøkkeltall for å evaluere måloppnåelse i forhold til nasjonale resultatmål og i forhold til internasjonale forpliktelser (konvensjoner og andre avtaler). Grunner som er framført for å overvåke norsk natur er uttømmende drøftet i bakgrunnsdokumentene for arbeidet med et nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (se kapittel 1) samt, blant annet, i framlegget til endringer i 'Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)' (TOV 2000; Framstad & Kålås 2001), i framlegget til samordning av intensiv overvåking i skog (R. Økland et al. 2004) og i rapporter fra arbeidet med utvikling av en norsk naturindeks (Nybø et al. 2008, Anonym 2010). Spørsmålet 'hvorfor overvåke' er i stor grad et miljøpolitisk spørsmål fordi naturovervåking legitimeres av myndighetenes behov for et kunnskapsbasert beslutningsgrunnlag og fordi overvåkingen hovedsakelig har offentlig finansiering (Lawton 1997). For Norges del er St.meld. nr. 42 (2000–01) 'Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning' (Anonym 2001) det sentrale dokumentet som legitimerer naturovervåking.

Som det vil framgå av de kommende kapitlene, er det en sterk sammenheng mellom ulike kategorier av kunnskapsmangler som legitimerer kartlegging og overvåking (faller delvis inn under spørsmålet 'hvorfor overvåke'), hva som bør overvåkes (valg av indikatorer og indikatorvariabler) og hvordan overvåkingen bør gjennomføres. Av hensiktsmessighetsgrunner er derfor kunnskapsbehovene som skal fylles gjennom kartlegging og overvåking samlet i fem grupper:

- *behov for stedfestet naturinformasjon* (nøyaktige opplysninger om naturtypefigurer og artsforekomster); kunnskapsgrunnlag for praktisk arealforvaltning (arealplanlegging, håndhevelse av lover og forskrifter, etc.)
- *behov for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer over tid* for viktige naturmangfoldindikatorer (med kvalitetssikret menes at usikkerheten i alle estimater er kjent eller beregnet); kunnskapsgrunnlag for rødlistevurdering, beregning av aggregerte mål på naturtilstand (f.eks. Naturindeks) og beslutningsgrunnlag for forvaltningstiltak (f.eks. vedtak om ansvarsnaturtyper og -arter, vedtak om iverksettelse av handlingsplanarbeid for naturtyper og arter, utvelgelse av naturtyper og prioritering av arter med hjemmel i Naturmangfoldloven); naturtyper og arter der slik kunnskap etterspørres betegnes **naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til**
- *behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk*, inkludert tidlige indikasjoner på endringer i disse systemene og detaljert kunnskap om endringsforløp for artssammensetning, miljøforhold og viktige økosystemprosesser; dokumentasjon og kunnskapsgrunnlag

for iverksettelse av mottiltak

- *behov for uttesting av spesifikke forvaltningstiltak*, f.eks. ulike skjøtelses- eller restaureringsregimer
- *evaluering av måloppnåelse*, f.eks. bevaringsmåloppnåelse i verneområder, sektorvise miljømål (fremmedartsinnslag langs vegkanter, kjørespor i forsvarets skytefelt) etc.

Svaret på spørsmålet 'hva skal overvåkes' følger i noen grad automatisk av svaret på spørsmålet 'hvorfor overvåke'. Overvåking som eksempelvis har som formål å skaffe beslutningsgrunnlag for forvaltning av den norske fjellrevbestanden må naturligvis innbefatte løpende oppdatering av utviklingen i fjellrevbestandene (yngling, dødelighet etc.). For en rekke formål kan det imidlertid finnes mange alternative indikatorer, direkte indikatorer og indirekte indikatorer [se kapittel 2.1; eutrofieringstilstanden i ferskvann kan for eksempel overvåkes ved bruk av vannkjemiske egenskaper eller ved å følge populasjoner av krepsdyr- eller vannplantearter eller hele artssammensetningen av disse eller andre artsgrupper; se Skjelkvåle et al. (2007)]. Valg mellom alternative indikatorer (og valg av indikatorvariabler som best representerer tilstand og utvikling for de valgte indikatorene) må derfor baseres på grundig vurdering for hvert enkelt overvåkingsformål. Denne rapporten inneholder en oversikt over kategorier av indikatorer og indikatorvariabler med definisjoner (kapittel 2.1 og 2.6), men valg blant disse vil bare bli berørt i den grad det finnes sammenhenger mellom overvåkingsmetode (spørsmål 3 om hvordan overvåking bør gjennomføres) og kategorier av indikatorer som de ulike overvåkingsmetodene egner seg for. Spørsmål 3, om hvordan naturovervåking best kan gjennomføres, er denne rapportens hovedfokus.

Naturovervåking er, av grunner som er antydnet overfor, både en mangfoldig og en svært komplisert oppgave. Derfor har svært mange ulike *tilnæringsmåter til naturovervåking* blitt prøvd ut og det er ikke til å undres over at det blant alle overvåkingsprogrammer som har blitt iverksatt i ulike deler av verden finnes såvel vellykkete som mindre vellykkete (Lindenmayer & Likens 2010a). Det er heller ikke til å undres over at det lenge har fantes (se Olsen et al. 1999, Yoccoz et al. 2001, Russell-Smith et al. 2003, Nichols & Williams 2006, Lovett et al. 2007) og fortsatt vil finnes svært divergerende oppfatninger om hvilke overvåkingsprogrammer som har vært vellykkete og hvilke som har vært mindre vellykkete og, mer generelt, om hvilke naturovervåkingsmetoder som er gode og hvilke som er mindre gode. Dette kommer klart til uttrykk i den opphetete diskusjonen mellom forskere som argumenterer for en mer 'bredt anlagt' overvåking og forskere som argumenterer for mer 'fokuset' overvåking (jf. Lindenmayer & Likens 2009, 2010a, 2010b).

Den uavklarte diskusjonen om hva som kjennetegner god naturovervåking viser at ulike paradigmer eksisterer side ved side innenfor naturovervåkingsfeltet, og indikerer sterke tendenser til skoledannelse. 'Skolene' opererer med ulike grunnbegreper, baserer sine oppfatninger på ulike sett av aksepterte fakta og adresserer ulike spørsmål (jf. Austin 2007). Den internasjonale litteraturen gir inntrykk av at det i dag finnes to hovedparadigmer innenfor naturovervåking. Nichols & Williams (2006) karakteriserer disse ved begrepene (*omnibus*) *surveillance monitoring* og *targeted (focused) monitoring*. Disse begrepene beskriver overvåkingsens formål; ifølge Nichols & Williams (2006) er *surveillance monitoring* 'monitoring that is not guided by a priori hypotheses and their corresponding models', mens *targeted monitoring* er 'defined by its integration into conservation practice, with monitoring design and implementation based on a priori hypotheses and associated models of system responses to management.' Lindenmayer & Likens (2010a) bruker henholdsvis begrepene *passive monitoring* (om 'monitoring programs ... [that] lack management interventions or treatments in their experimental or survey design') og *active monitoring*. Tendensen til skoledannelse illustreres av at Lindenmayer & Likens (2009) presenterer sine kriterier for god naturovervåking (med klar referanse til *targeted monitoring* i Nichols & Williams' terminologi) som en paradigme (*adaptive monitoring paradigm*).

Nichols & Williams' og Lindenmayer & Likens' begreper og definisjonene av dem beskriver ikke bare to ulike måter å tilnærme seg overvåking av natur, de gir også klart uttrykk for forfatternes syn på disse tilnæringsmåtene. Boutin et al. (2009) avviser derfor begrepet *surveillance monitoring* som misvisende fordi også bredt anlagt naturovervåking kan ha et klart fokus og gjøre bruk av utvalgsmetoder som legger til rette for analyse med de beste tilgjengelige statistiske metodene. Boutin et al. (2009) bruker i stedet begrepsparet *stress-oriented monitoring* (om *surveillance monitoring*) og *cumulative-effects monitoring* (om *targeted monitoring*). Som hovedkjennetegn på førstnevnte framhever Boutin et al. (2009) at det først og fremst er sammenhenger mellom enkelte påvirkningsfaktorer (*stressors*) eller forvaltningstiltak og enkelte økologiske prosesser og indikatorer som blir adressert, mens *cumulative-effects monitoring* er 'targeted at detecting the ecological effects of a diverse set of environmental stresses on broad suites of indicators'. I stedet for å fokusere på spesifikke årsak-virkningssammenhenger, adresserer *cumulative-effects monitoring* korrelative sammenhenger mellom mange påvirkningsfaktorer som virker på et system ved at mange indikatorer overvåkes parallelt på de samme observasjonsstedene og/eller i de samme observasjonsområdene.

Begrepet *surveillance monitoring* har blitt oversatt til norsk som 'bredt anlagt overvåking' (Stokland et al. 2008), 'overvåking av generell naturtilstand' (Framstad & Kålås 2001) og 'basisovervåking'

(Oppfølgingsprogrammet for Vannrammedirektivet, upublisert informasjon). I DNs forvaltningshåndbok (Anonym 2008) oversettes ikke *surveillance monitoring* med ett enkelt begrep, men denne tilnæringsmåten til overvåking beskrives som 'overvåking for å produsere en tidsserie av observasjoner om et fenomen'. Begrepet *targeted monitoring* er oversatt til norsk som 'fokuset overvåking' (Stokland et al. 2008), 'studier av effekter av ulike påvirkningsfaktorer (effektstudier)' (Framstad & Kålås 2001), 'tiltaksovervåking' (Oppfølgingsprogrammet for Vannrammedirektivet, upublisert informasjon) og 'målstyrt overvåking' [DNs forvaltningshåndbok (Anonym 2008) og 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking' (B.Ø. Solberg et al., unpubl. notat)]. I den foreliggende rapporten brukes følgende to begreper om hovedtilnæringsmåter til naturovervåking:

- **basisovervåking**; systematisk, gjentatt registrering av indikatorvariabler for å dokumentere eventuelle endringer over tid og for å formulere hypoteser om mulige årsaker til disse endringene
- **effektstudier**, overvåking med mål om å etterprøve effekter av en spesifikk påvirkningsfaktor, om spesifikke bevaringsmål er nådd, eller for å evaluere om iverksatte forvaltningstiltak fungerer etter hensikten

Basisovervåking (og basiskartlegging) fyller behov for stedfestet naturinformasjon og for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer i naturen (jf. grupper av kunnskapsbehov, se over). Effektstudier fyller først og fremst behov for uttesting av spesifikke forvaltningstiltak. Både basisovervåking og effektstudier kan, på ulike måter, bidra til dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk og ha relevans for evaluering av måloppnåelse, og kan i mange tilfeller utfylle hverandre.

Arealrepresentativ overvåking i nettverk med et stort antall systematisk eller tilfeldig plasserte observasjonsområder innenfor et større totalområde er et typisk eksempel på basisovervåking, i Norge eksemplifisert ved Landsskogtakseringen [<http://www.skogoglandskap.no/emneord/landsskogstaksering>; se Halvorsen (2008: Boks 2), se også grunnlagsundersøkelse V] og 3Q ['Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap ved hjelp av utvalgskartlegging'; [http://www.skogoglandskap.no/emneord/overvaking\\_av\\_jordbrukslandskap\\_3q](http://www.skogoglandskap.no/emneord/overvaking_av_jordbrukslandskap_3q); se Dramstad et al. (2002), Fjellstad et al. (2007) og Halvorsen (2008: Boks 3)]. Innenfor basisovervåking finnes et spenn fra arealrepresentative nettverk med mange observasjonsenheter til nettverk av færre, ofte subjektivt utvalgte observasjonsenheter der et stort antall indikatorvariabler (både arter og miljøfaktorer) blir registrert ved en kombinasjon av feltregistreringer, flybildetolkning og/eller bruk av satellittdata. Slike basisovervåkingsprogrammer blir i den internasjonale litteraturen ofte referert til som '*long-term ecological research and monitoring (LTER) systems*' (f.eks. Burke & Lauenroth 1993). Det norske TOV-programmet (*Program for terrestrisk naturovervåking*; Framstad & Kålås 2001, Framstad 2010a) er ett eksempel. Overvåkingsprogrammer som NILS (*Nasjonell Inventering av andskapet i Sverige*; <http://nils.slu.se>) i Sverige og det canadiske ABMI-programmet (*Alberta Biodiversity Monitoring Institute*; <http://www.abmi.ca>) er basert på arealrepresentative utvalg, omfatter mange observasjonsenheter og innebærer registrering av mange indikatorvariabler. Alle disse overvåkingsundersøkelsene har fokus på økosystemeffekter (Boutin et al. 2009, Haughland et al. 2010) og er basert på utvalgsmetoder som er spesielt tilrettelagt for å kunne aggregere informasjon på ulike romlige skalaer (Burke & Lauenroth 1993, Boutin et al. 2009). Kostnadstak setter imidlertid grenser for hvor mange indikatorvariabler som kan registreres, antall observasjonssteder som kan besøkes og hyppigheten på gjenanalyser (omdrev). Basisovervåking med et særlig sterkt økosystemperspektiv, der flest mulig økosystemkomponenter (gjærne inkludert hydrologi, jord- og/eller vannkjemi, vegetasjon og biogeokjemisk kretsløp) blir undersøkt i stor detalj i færre, ofte subjektivt utvalgte observasjonsområder, blir ofte referert til som **integreert overvåking** (Munn 1988, Hicks & Brydges 1994). Integreert overvåking gir mulighet for dyp innsikt i kompliserte økologiske prosesser, men på bekostning av muligheten til å generalisere resultater til et større definisjonsområde.

Det finnes utallige eksempler på effektstudier. Gode norske eksempler er serien av undersøkelser av sur nedbørs virkning på trær og jord i skog på Sørlandet på 1970- og 1980-tallet (se Abrahamsen et al. 1994) og RAIN-prosjektet i Froland (Aust-Agder), der først økosystemeffekter av forsuring ble studert i et makrokosmoseksperiment (Wright 1987) og deretter det samme eksperimentelle oppsettet ble brukt til å studere om forsuringseffektene lot seg reversere (Wright et al. 1993). Langtidsstudiene med eksperimentell skjøtsel på slåttemyr på Sølendet (Røros, Sør-Trøndelag) som er utført av Asbjørn Moen og medarbeidere gjennom mer enn 30 år (Øien & Moen 2006) har ikke bare bidratt med dyp innsikt i dette kulturpåvirkete økosystemets struktur, funksjon og dynamikk, men fyller også behov for uttesting av forvaltningstiltak som for eksempel hvor ofte myrene bør slås.

Basisovervåking og effektstudier skiller seg ikke bare med hensyn til hensikten med undersøkelsen og hvilke kunnskapsbehov de skal bidra til å fylle, men de to begrepene reflekterer også grunnleggende forskjellige vitenskapelige tilnæringer, som gir seg utslag i valg av problemstillinger, utvalgsmetoder og

analysemetoder. Basisovervåking assosieres ofte med en mer eller mindre generell og uspesifikk intensjon om å beskrive endringer i naturen, mens effektstudier innebærer testing av eksplisitte, forhåndsformulerte hypoteser (Yoccoz et al. 2001, Nichols & Williams 2006) som for eksempel hvordan naturegenskaper varierer som funksjon av spesifikke påvirkninger, eller hvor godt egnet bestemte skjøtselstiltak som rydding og slått er for å opprettholde artsmangfoldet på ei kalkrik slåttemyr. Effektstudier er knyttet opp mot et spesifikt problemområde eller en spesifikk forvaltningsutfordring, gjerne som ledd i målstyrt forvaltning (*adaptive management*; Nichols & Williams 2006), det vil si forvaltningsstrategier der beslutninger om forvaltningstiltak gjøres på grunnlag av resultater av statistisk testing av alternative forvaltningsregimer (som oppfattes som behandlinger i et økologisk eksperiment).

Effektstudier er nært koblet til den hypotetisk-deduktive metoden, hvorved vitenskapelig erkjennelse bygges gradvis fra grunnleggende prinsipper (aksiomer) ved aksept eller forkasting (verifisering og falsifisering), eller bare ved falsifisering (Popper 1989), av vitenskapelige hypoteser. Sterke talsmenn for effektstudier [Nichols & Williams (2006), i noen grad også Yoccoz et al. (2001)] framhever at naturovervåking må ha *strong inference* (Platt 1964) som målsetting. Med *strong inference* menes en (statistisk) slutning på grunnlag av et utvalg som er spesifikt utformet med sikte på testing av forskjeller mellom alternative, konkurrerende hypoteser. I praksis forutsetter *strong inference* en eksperimentell tilnæringsmåte, fordi det bare er gjennom manipulative eksperimenter at det er mulig å adressere ulike påvirkningsfaktorer eksplisitt og på en fullt ut kontrollert måte (Nichols & Williams 2006). Alle andre tilnæringsmåter, inkludert bruk av observasjonsområder som gjennom utmarksnæringsvirksomhet har fått ulik behandling (for eksempel et utvalg av skogteiger med ulik avvirkningshistorikk som blir brukt til å studere effekter av ulike hogstmetoder; T. Økland et al. 2003), gir svakere grunnlag for statistiske slutninger, blant annet fordi det ikke er mulig å allokere observasjonsenheter tilfeldig til ulike behandlinger (og det dermed er fare for at observasjonsområder som er behandlet ulikt også skiller seg med hensyn til viktige miljøforhold). 'Naturlige eksperimenter' der lange tidsserier av observasjoner brukes til å teste hypoteser gir bare mulighet for svake slutninger (*weak inference*) slik Platt (1964) definerer dette begrepet. Dette gjelder uavhengig av om hypotesene springer ut av dataseriene sjøl eller om de har annet opphav. Yoccoz et al. (2001), se også Nichols (1991), forklarer dette med at et utviklingsforløp (nesten) alltid gir seg utslag i mange og korrelerte indikatorvariabler slik at et observert endringsmønster er forenlig med mange alternative hypoteser som dataene ikke gir grunnlag for å skjelle mellom. *Weak inference* er altså et aspekt av at korrelasjoner ikke uten videre gir grunnlag for å trekke slutninger om årsakssammenhenger (Shiple 2000).

Basisovervåking er koblet til den induktive metoden hvorved kunnskap akkumuleres gjennom en totrinnsprosess; først ved å beskrive mønstre på grunnlag av empiriske data, dernest gjennom søking etter generelle mønstre i sammenliknbare empiriske datasett (R. Økland 2007). Økologisk forskning har lang tradisjon for bruk av den induktive metoden (Lawton 1996). Særlig har en slik, mer deskriptiv tradisjon stått sterkt i Nord-Europa (Söderqvist 1986). R. Økland (2007) skriver at den viktigste grunnen til at Norge er et av de land i verden som er best studert med hensyn til variasjon i vegetasjon og kunnskap om vegetasjon-miljørelasjoner er det grunnlaget som ble lagt gjennom store, monografiske vegetasjonsstudier omkring midten av det 20. århundret (f. eks. Nordhagen 1943, Sjørs 1948, Gjærevoll 1956, Dahl 1957, Malmer 1962). Disse arbeidene ble skrevet som høydepunkter i livslange læringsprosesser, ofte etter tiår med nitid registrering av artssammensetning (inkludert små moser og lav) og målinger av miljøfaktorer i utallige små vegetasjonsruter i tråd med de fennoskandiske tradisjonene for plantesosiologisk beskrivelse (Trass & Malmer 1978, R. Økland 1990). Kunnskapen som denne forskningen frambrakte er også den direkte årsaken til at det har vært mulig å fylle et økoklinbasert naturtypeinndelingssystem som NiN med konkret innhold (Halvorsen et al. 2009a).

Hovedkritikken av basisovervåkingstilnæringsmetoden til naturovervåking peker på mangel på fokus, at overvåkingmetoden bare gir grunnlag for svake (statistiske) slutninger, og at basisovervåking derfor er en lite kostnadseffektiv form for naturovervåking (Yoccoz et al. 2001, Nichols & Williams 2006, Lindenmayer & Likens 2009, 2010a, 2010b). Tilsvaret fra forsvarerne av basisovervåking (Lawesson et al. 2000, T. Økland et al. 2004, Boutin et al. 2009, Haughland et al. 2010) er at slik overvåking faktisk er målrettet, mot tidlig identifisering av økologiske effekter av et komplisert mangfold av påvirkningsfaktorer gjennom parallell registrering av mange indikatorer. Betydningen av *multi-species monitoring* (samtidig registrering av indikatorvariabler for mange arter som en robust måte å fange opp tidlige tegn på endring) for effektiv overvåking blir blant annet poengtert av Manley et al. (2004) og T. Økland et al. (2004). Det blir også framholdt (f.eks. Boutin et al. 2009) at det bare er gjennom god basisovervåking at det er mulig å oppdage kumulative eller samvirkende effekter av flere påvirkningsfaktorer. Russell-Smith et al. (2003) bruker det australske Munmarlary-eksperimentet som et eksempel på dette. I dette effektstudiet ble to ulike typer *Eucalyptus*-dominert savanne gjort gjenstand for et kontrollert eksperiment med tre ulike brannregimer hvor hvert regime ble replikert fire ganger, med sikte på å skaffe kunnskapsgrunnlag for bedre skjøtsel. Til tross for at eksperimentet varte i over 20 år og at det ikke fantes noe å utsette verken på eksperimentoppsett eller

gjennomføring, konkluderte Russell-Smith et al. (2003) at eksperimentet bare hadde begrenset nytteverdi for sitt egentlige formål, å gi forvalterne av savanneområdet et bedre kunnskapsgrunnlag for å håndtere samvirkende effekter av forskjellige, sjeldne og uforutsigbare brannregimer.

Kritikken av basisovervåking følger samme mønster som kritikken fra sterke tilhengere av den hypotetisk-deduktive vitenskapelige metoden, som karakteriserer den induktive metoden som subjektiv og/eller uvitenskapelig (Murray 2000, 2001). Etter hvert som krav om en hypotetisk-deduktiv tilnæringsmåte (klart formulerte hypoteser og, om mulig, en eksperimentell tilnæringsmåte) vant terreng på 1980- og 1990-tallet, ble det også uttrykt bekymring for tap av mangfold i økologisk forskning (Noss 1996, Weber 1999, R. Økland 2007). I løpet av de siste 10–15 årene har det imidlertid langt på veg funnet sted et nytt paradigmeskifte innen økologisk forskning, fra strenge krav om eksperimenter og hypotesetesting til aksept av, eller preferanse for, mer eller mindre formaliserte modelleringstilnæringsmåter til økologiske problemstillinger (for eksempel Shipley 2000, Hastie et al. 2009, Zuur et al. 2009, Grace et al. 2010). Dette skiftet innebærer en økende konsensus om at både hypotetisk-deduktive og induktive tilnæringsmåter er viktige veier til økt innsikt i de utrolig komplekse mønstrene som er resultatet av enda mer komplekse årsaksforhold (Lawton 1996, 1999, R. Økland 2007), ikke minst fordi økologiske sammenhenger ofte er altfor komplekse til å kunne adresseres ved enkle, testbare hypoteser (Wilson 2003).

Som også påpekt av Noss (1999), har den fennoskandiske deskriptive samfunnsbeskrivende tradisjonen hatt stor betydning for utviklingen av naturovervåking. Ett eksempel på dette (blant mange) er satsingen på 'intensiv vegetasjonsovervåking' i skog ('Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensiv overvåking'; Lawesson et al. 2000, T. Økland et al. 2001), som nå inngår som en integrert del av TOV-programmet (Framstad 2010a; se Aarrestad et al. 2009, Halvorsen et al. 2009c, Nordbakken et al. 2010). Hovedpilaren i 'Det norske konseptet' er en grundig undersøkelse av relasjoner mellom artssammensetning og miljøforhold i vegetasjonsruter som ved overvåkingsundersøkelsens start blir permanent merket, en såkalt vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse (R. Økland 1996). Det brukes en gradientbasert utvalgsmetode som legger til rette for statistisk analyse av tidsserien av observasjoner (av artssammensetning og miljøvariabler) som bygges opp gjennom re-analyser i et fast omdrev på 5 år (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, T. Økland et al. 2004, Bakkestuen et al. 2009; se kapittel 4.1 for metoder). Norsk naturovervåking favner imidlertid et vidt spekter av overvåkingstemaer, og mangfoldet av overvåkingsmetoder er stort. Det finnes en rekke lange tidsserier med høy verdi for overvåking og forskning (se Anonym 2003b). Dels med utgangspunkt i funn i langtidsseriene, dels av andre årsaker, har det i Norge også blitt lagt ned en betydelig forskningsinnsats for å forstå mekanismene bak observerte endringer (jf. eksemplene på effektstudier som er nevnt ovenfor). Mangfoldet i norsk naturovervåking er et resultat av en erkjennelse av at begge leire i kampen om 'den rette' tilnæringsmåten til naturovervåking har gode poenger.

'Alle' synes å være enige om at et overvåkingsprogram må ha et klart formulert formål og at det, før et overvåkingsprogram blir implementert, må gjøres en grundig vurdering av hvilke indikatorer og indikatorvariabler som er best egnet for å nå dette formålet og hvilke metoder (utvalgsmetoder, registreringsmetoder og analysemetoder) som er mest hensiktsmessige (Yoccoz et al. 2001, Lindenmayer & Likens 2009, Haughland et al. 2010). Likevel er det svært delte meninger om hva dette skal innebære i praksis. Lindenmayer & Likens (2009) trekker fram det kanadiske ABMI-programmet som eksempel på et ufokusert naturovervåkingsprogram, og karakteriserer det som 'planned backwards on the collect-now (data), think-later (of a useful question) principle'. Haughland et al. (2010) svarer med å peke på at ABMI-programmet tilfredsstillende Lindenmayer & Likens' (2009) prinsipper for *adaptive monitoring* (se Fig. 14), men dette imøtegås av Lindenmayer & Likens (2010b). Samtidig framhever imidlertid Lindenmayer & Likens (2009, 2010b) verdien av høykvalitetsdata fra lange tidsserier for overvåking og forskning. Jeg mener at motsetningene mellom ulike paradigmer innenfor naturovervåking først og fremst er resultatet av gjentatte, sterkt spissformulerte forsvar for hypotetisk-deduktive og eksperimentelle tilnæringer til naturovervåking, slik dette synet kommer til uttrykk i artiklene til Yoccoz et al. (2001) og Lindenmayer & Likens (2009) samt, i en enda mer rendyrket form, hos Nichols & Williams (2006). Eksperimentelle studier representerer imidlertid bare endepunktet i et kontinuerlig spekter av tilnæringsmåter til naturovervåking som spenner fra den hypotetisk-deduktive til den induktive, fra målrettete effektstudier til lange tidsserier av observasjoner, samlet inn uten klar målsetting eller uten klar referanse til en systemmodell eller spesifikke påvirkningsfaktorer. Jeg støtter prinsippene for *adaptive monitoring*, som kan oversettes med **tilpasset overvåking**, som et sett av generelle retningslinjer for god naturovervåking (Fig. 14). Min forståelse av dette prinsippet (som ligger til grunn for arbeidet med denne rapporten) er at overvåkingsaktiviteter bør ha et klart formål, valget av indikatorer og indikatorvariabler må være vel gjennomtenkt, og at datainnsamlingen (utvalgsmetoden og registreringsmetoden) må optimaliseres slik at dataene tillater bruk av de mest følsomme statistiske analysemetodene. Etter min mening har dette prinsippet vært underforstått gjennom hele arbeidet fram mot en helhetlig nasjonal plan for overvåking av biologisk mangfold i Norge siden midten



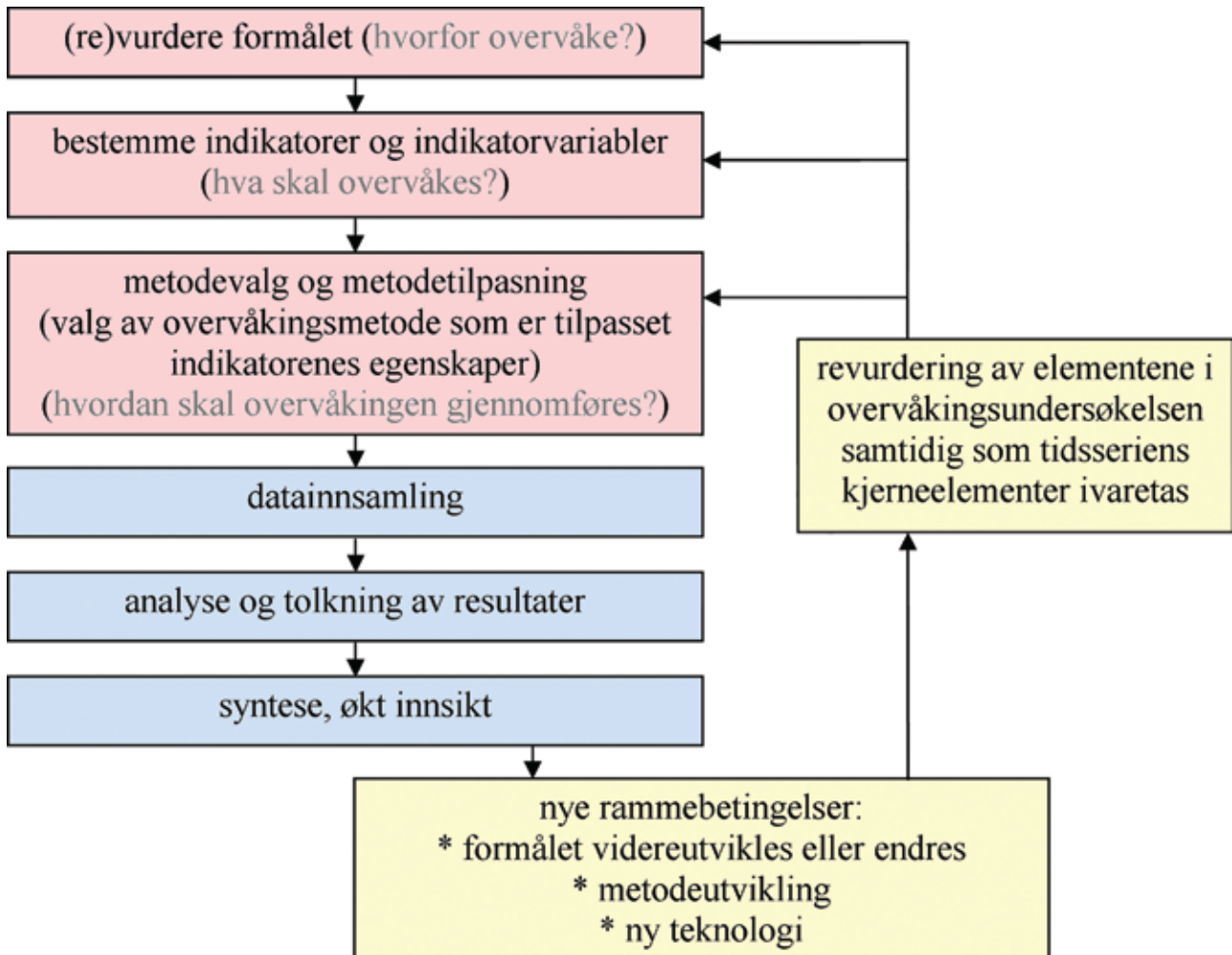


Fig. 14. Prinsippene for tilpasset overvåking (*adaptive monitoring*), slik de blir anvendt i denne rapporten som et sett av generelle retningslinjer for god naturovervåking [endret fra Lindenmayer & Likens (2009)]. Røde bokser refererer til metodeutvikling og metodetilpasning, blå bokser refererer til praktisk gjennomføring av naturovervåkingen, og gule bokser indikerer mulige årsaker til at det kan oppstå behov for revurdering av overvåkingsmetodikk og de hensynene som da må tas.

av 1990-tallet. Allerede i den første rapporten (Anonym 1998) ble det framholdt at en slik plan må favne en rekke ulike overvåkingstemaer og at det for hvert overvåkingstema må avgjøres hvilket blant et sett standardiserte utvalgsmetoder ('overvåkingsstrategier') som er best egnet, gitt aktuelle indikatorvariablers fordelingsegenskaper (først og fremst deres prevalens). Et faktum som ofte har blitt poengtert er at indikatorer med lav prevalens ikke kan overvåkes med datainnsamlingsmetoder som gir grunnlag for direkte arealrepresentative estimater, men at slike indikatorer krever andre eller spesialtilpassete utvalgsmetoder (Halvorsen 2008; se utfyllende drøfting i kapittel 5.4.4).

Hovedhensikten med NatTOv-prosjektet (kapittel 1.3) er å bidra til utvikling av metodikk for overvåking av 'naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet (og som det derfor ikke er praktisk og økonomisk mulig å overvåke ved ekstensiv naturtypeovervåking i et areal(type) representativt nettverk av overvåkingsflater)'. Jeg har valgt å ta utgangspunkt i en generell oversikt over datainnsamlingsmetoder som er aktuelle for bruk i kartlegging og overvåking av arter og naturtyper. Datainnsamlingsmetodene beskrives i kapittel 5.3 og de ulike metodenes egnethet for indikatorer og indikatorvariabler med ulike egenskaper, inkludert ulike fordelingsmønstre, drøftes i kapittel 5.4. Kapittel 5.5.2 inneholder et framlegg til metodeplattform for et helhetlig nasjonalt program for kartlegging og overvåking av naturmangfold. Ulike aspekter ved implementering av et slik nasjonalt program blir drøftet i kapitlene 5.5.3–7.

I denne rapporten defineres begrepet naturovervåking som systematisk gjentatt kartlegging (kapittel 2.2). Effektstudier som sådan omfattes ikke av denne overvåkingsdefinisjonen, med mindre de pågår over (svært) lang tid og gir opphav til en lang tidsserie av observasjoner. Overvåkingsrelevant forskning og utredning (FoU), inkludert effektstudier, er imidlertid svært vesentlige elementer i en helhetlig plan for kartlegging og overvåking av naturmangfold, uavhengig av varigheten på den enkelte FoU-aktiviteten. Effektstudier må derfor inngå som et viktig element i en helhetlig plan for overvåking av naturmangfold sjøl om slike studier ikke er *definert* som naturovervåking som sådan.

Yoccoz et al. (2001) framholder at det finnes to kilder til variasjon i overvåkingsdata; romlig variasjon og variasjon i oppdagbarhet (*detectability*; Yoccoz et al. 2001; Mackenzie et al. 2005). I denne rapporten (og i NatTOv-prosjektet) har vi mer eller mindre fullstendig sett bort fra oppdagbarhetsproblematikken; ikke fordi den anses for uvesentlig, men fordi temaet for NatTOv-prosjektet er naturtyper på et organisasjons- og romlig skalnivå der de viktigste indikatorene, naturtypen sjøl og planteartene som kjennetegner den gjennomgående har høy oppdagbarhet. Men også for planter finnes et (om enn vanligvis lite) oppdagbarhetsproblem, noe som illustreres av resultatene av gjentatte registreringer av karplanter, moser og lav i skogbunnen i boreal barskog (R. Økland 1995a, 1995b). Parallellkartleggingen av naturtyper etter NiN-systemet (kapittel 2) viser at det i også finnes en oppdagbarhetsutfordring for naturtyper, i hvert fall når naturtypekartleggingen skjer under sterkt tidspress. For mobile organismer (de fleste dyrearter) og for de fleste sopparter (Bendiksen et al. 2004) er imidlertid oppdagbarhet et svært viktig tema som krever grundig behandling som ledd i det videre arbeidet med en helhetlig naturovervåkingsplan. Håndtering av kryptisk biologisk mangfold, det vil si arter som ikke kan oppdages uten ved hjelp av screening med molekylære metoder, i naturovervåkingssammenheng representerer en kolossal utfordring (Beheregaray & Caccione 2007, Bickford et al. 2007).

## 5.2 Modell- og designbaserte statistiske slutninger i naturovervåking

En av de vanligste grunnene for at naturovervåking blir iverksatt, er behovet for å kunne si noe generelt om de undersøkte indikatorene (innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde). Dette gjøres ved estimering på grunnlag av utvalg av observasjoner av indikatorvariabler (se kapitlene 2.3 og 2.4). Til alle estimater knytter det seg usikkerhet, i form av systematiske avvik (*bias*) og tilfeldig variasjon (*error*). Systematiske avvik skyldes at utvalget av observasjoner ikke er representativt for variasjonen innenfor definisjonsområdet som helhet. Én viktig årsak til *bias* er svakheter i utvalgsmetoden, en annen (for en lang rekke indikatorvariabler en hovedårsak) er oppdagbarhetsfeil [at den betingete sannsynligheten for å oppdage den aktuelle indikatoren (naturegenskapen) i en gitt observasjonsenhet, gitt at indikatoren virkelig er til stede, er mindre enn 100%; se Yoccoz et al. (2001) og kapittel 5.1]. Også systematiske feil i dataregistreringsfasen (alle feilkilder knyttet til måling, telling eller registrering av andre indikatorvariablene), som kan sammenfattes i begrepet registreringsfeil, kan bidra betydelig til *bias* (Nilsson & Nilsson 1985, Kennedy & Addison 1987, Klimeš et al. 2001, Scott & Hallam 2003, Archaux et al. 2006, Vittoz & Guisan 2007).

Oppdagbarhetsfeilene ved overvåking av naturtyper er vanligvis små, men se kapittel 5.1 for drøfting av kryptisk biologisk mangfold og grunnlagsundersøkelse II (parallell naturtypekartlegging etter NiN-systemet) for drøfting av registreringsfeil ved naturtypekartlegging. Minimering av registreringsfeil er først og fremst et spørsmål om ressurser (tid), nøyaktighet og kalibrering av observatører (eventuelt også måleutstyr).

Den største utfordringen ved overvåking av natur, nesten uansett formål, er utforming av en egnet utvalgsmetode. Yoccoz et al. (2001) framholder effektivitet (*efficiency*), definert som presisjonen på estimatene for viktige egenskaper ved en indikatorvariabel, som hovedkriteriet på hvor god en overvåkingsmetode er. Effektiviteten bestemmes først og fremst av egenskaper ved utvalgsmetoden.

Valg mellom ulike utvalgsmetoder er også et valg mellom ulike veier fram til (statistiske) slutninger (*inference*). Yoccoz et al. (2001) skiller mellom to ulike måter å oppnå erkjennelse gjennom overvåking:

- **Modellbasert slutning** (*model-based inference*); erkjennelse oppnådd på grunnlag av en mer eller mindre stringent modell (statistisk eller konseptuell) som spesifiserer hvordan verdier for en indikatorvariabel (for eksempel arealutstrekning eller tilstand for en naturtype, eller mengden av en art), eller endringen i en indikatorvariabel, varierer som funksjon av andre egenskaper ved observasjonsenhetene (geografisk posisjon, miljøvariabler eller liknende)
- **Designbasert slutning** (*design-based inference*); erkjennelse oppnådd ved bruk av kjente egenskaper ved utvalgsmetoden (som for eksempel antakelser om observasjonssannsynlighet og stratifisering), men som ikke er basert på en statistisk modell som springer ut av antakelser om prosesser som påvirker observasjonsenhetenes egenskaper

Et eksempel på en designbasert slutning er bruken av data fra Landsskogtakseringen for å anslå produktiviteten i norske skoger; produktivitetsestimatene kan tolkes som arealrepresentative på grunn av at observasjonsområdene er systematisk plassert over hele det norske landområdet der det forekommer skog. Et eksempel på en modellbasert slutning er generaliseringer om endringer i undervegetasjonen i barskog på grunnlag av tester av framgang/tilbakegang for en rekke enkeltarter i hvert av 11 overvåkingsområder som inngår i TOV (T. Økland et al. 2004). I denne overvåkingsundersøkelsen generaliseres resultatene for Norge eller en del av Norge på grunnlag av modeller for regional fordeling av langtransporterte forsurende komponenter i nedbøren og på grunnlag av klimamodeller.

## 5.3 Datainnsamlingsmetoder i naturovervåking: metoder for utvalg og plassering av observasjonsenheter

### 5.3.1 Oversikt over datainnsamlingsmetoder i naturovervåking

Hver enkelt utvalgsmetode er ofte knyttet opp mot spesifikke registreringsmetoder og utgjør sammen med disse mer eller mindre veldefinerte datainnsamlingsmetoder. Datainnsamlingsmetoder som er viktige i naturovervåkingssammenheng kan samles i fem kategorier, med 'andre metoder' som en sjette 'samlegruppe' (se f.eks. Halvorsen 2008):

1. **Arealdekkende datainnsamling**; registrering av en indikatorvariabel i hele overvåkings definisjonsområde
2. **Areal(type)representativ datainnsamling** (*equal probability sampling*; Yoccoz et al. 2001); registrering av en indikatorvariabel i et utvalg som, ved at hver observasjon representerer en like stor andel av alle mulige observasjoner, er representativt for undersøkelsens definisjonsområde
3. **Sannsynlighetsbasert datainnsamling** (*unequal probability sampling*; Yoccoz et al. 2001); registrering av en indikatorvariabel i et utvalg som, ved å være basert på kunnskap om sannsynligheten for at indikatoren er til stede på hvert potensielle observasjonssted, er representativt for undersøkelsens definisjonsområde
4. **Gradientbasert datainnsamling** (*gradsect sampling*; Austin & Heyligers 1989); innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel på observasjonssteder i et nøstet utvalg med to eller flere nøstingsnivåer, der observasjonsområder og observasjonssteder plasseres slik at variasjonen langs viktige økokliner innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde blir håndtert på en hensiktsmessig måte
5. **Selektiv datainnsamling**; innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel på subjektivt utvalgte observasjonssteder (*sentinel sites*; Yoccoz et al. 2001)
6. **Spesialutvalg**; innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel ved bruk av utvalgsmetoder som ikke faller inn under noen av utvalgsmetodene 1–5 ovenfor

Fig. 15 gir en oversikt over begreper som har blitt benyttet for disse datainnsamlingsmetodene i en del tidligere norske publikasjoner, og Tabell 6 gir eksempler på pågående overvåkingsaktiviteter i Norge der disse metodene er i bruk. De enkelte datainnsamlingsmetodene blir beskrevet i kapitlene 5.3.2–7.

### 5.3.2 Arealdekkende datainnsamling

Arealdekkende datainnsamling innebærer registrering av en indikatorvariabel i hele overvåkings definisjonsområde. Slik 'vegg-til-vegg-overvåking' skjer først og fremst ved bruk av tilrettelagt fjernmålingsinformasjon, for eksempel fra satellittbaserte sensorer. Et eksempel på arealdekkende datainnsamling med Norge som definisjonsområde er det nasjonale vegetasjonskartet basert på satellittdata (Johansen 2009) som, dersom kartleggingen blir gjentatt, vil være begynnelsen på en serie av arealdekkende overvåkingsdata. Et annet (og annerledes) eksempel på nasjonal arealdekkende datainnsamling er den løpende registreringen av tekniske inngrep som gir grunnlag for overvåking av inngrepsfrie områder (INON; se [http://www.dirnat.no/inon/hva\\_er\\_inon/](http://www.dirnat.no/inon/hva_er_inon/)). Et punkt befinner seg i et inngrepsfritt område dersom det befinner seg minst 1 km fra et 'tyngre teknisk inngrep'.

Store deler av den nasjonale arealstatistikken er basert på arealdekkende kartlegging; et eksempel er nasjonal statistikk for dyrka mark basert på et oppdatert jordregister. Arealdekkende datainnsamling gjøres også for mindre områder, for eksempel satellittdatabasert tilstandskartlegging av reinbeite på Finnmarksvidda (Johansen & Karlsen 2005), og nyttes også i områdefokusert overvåking. Totalkartlegging

	Areal-dekkende	Areal(type)-representativ	Sannsynlighetsbasert	Gradientbasert	Selektiv	Spesialutvalg
Anonym 1998	Ekstensiv	Ekstensiv	–	Intensiv	Spesialobjekt	–
Framstad & Kålås 2001	–	Ekstensiv	–	Intensiv	Overvåking av truete, sårbare og andre spesielle arter (og naturtyper)	–
Halvorsen 2008	Ekstensiv		–	Intensiv	Spesialobjekt	K&O*-relatert FoU
	Areal-dekkende	Areal-representativ Arealtype-representativ		Områdebasert Arealenhetsbasert Fastrute-overvåking	Populasjonsbasert	Naturtype-modellering Arts-modellering Økosystemstudier
Solberg et al. (upubl. notat)	Areal-dekkende	Areal-representativ	Sannsynlighetsbasert	Gradientbasert	Selektiv	Spesialutvalg

Fig. 15. Sammenlikning mellom begreper for datainnsamlingsmetoder i naturovervåking brukt i denne rapporten og begreper brukt i andre publikasjoner (\*K&O = kartlegging og overvåking).

Tabell 6. Pågående overvåkingsaktiviteter i Norge som eksempler på ulike datainnsamlingsmetoder. Effektstudier er kursivert, øvrige aktiviteter i tabellen er basisovervåkingsaktiviteter (se kapittel 5.1).

Datainnsamlingsmetode	Definisjonsområde	
	Nasjonal	Områdefokusert
Arealdekkende	– INON – gjentatt nasjonal satelittbasert vegetasjonskartlegging	– satelittbasert overvåking av slitasjeskader i forsvarets øvingsfelt
Areal(type)representativ	– Landsskogtakseringen (areal- <b>type</b> representativ overvåking av skog) – 3Q (areal <b>type</b> representativ overvåking av jordbruksområder)	(eksempler finnes ikke)
Sannsynlighetsbasert	(eksempler finnes ikke)	(eksempler finnes ikke)
Gradientbasert	– vegetasjonsøkologisk overvåking i TOV	(eksempler finnes ikke)
Selektiv	– regelmessig oppfølging av alle kjente forekomster for arter, f.eks. som ledd i handlingsplaner	– 'floravokting' og andre opplegg for regelmessig oppfølging av lokaliteter for trua arter
Spesialutvalg	– overvåking av hjortevilt og rovdyr	– langtidsseriene av eksperimentelle vegetasjonsundersøkelser på Sølendet (Røros, STR)

av artsmangfoldet av en viss organismegruppe (f.eks. karplanter eller fugl) innenfor et avgrenset område, for eksempel et naturreservat, er arealdekkende datainnsamling. Arealdekkende datainnsamling omgår alle problemer forbundet med estimering fordi indikatorvariabelene registreres for hele populasjonen av mulige observasjoner. Registreringene kan imidlertid være beheftet med oppdagbarhets- og registreringsfeil.

Overvåking av et utvalg av observasjonsenheter fra en *kjent* totalpopulasjon kan ses på som en spesialtilpasning av arealdekkende overvåking. Siden totalpopulasjon anses for kjent, vil et slikt utvalg langt på veg gi grunnlag for like sikre slutninger som slutninger gjort på grunnlag av totalt arealdekkende overvåking. Spezialtilpasset arealdekkende overvåking kan brukes til overvåking av sjeldne naturtyper innenfor mindre del-definisjonsområder (f.eks. et verneområde eller et militært øvingsfelt) når totalpopulasjonen av artsforekomster eller naturtypefigurer i del-definisjonsområdet er kjent, for eksempel gjennom total naturtypekartlegging. Innsamlingsmetoden er særlig aktuell i tilfeller der totalpopulasjonen er større enn overvåkingsformålet (eller tilgjengelige ressurser) gjør det aktuelt å overvåke.

### 5.3.3 Areal(type)representativ datainnsamling

Arealrepresentativ datainnsamling innebærer registrering av en indikatorvariabel i et utvalg som er representativt for undersøkelsens definisjonsområde (se grunnlagsundersøkelse VI for eksempel på arealrepresentativ datainnsamling innenfor et lite definisjonsområde). En datainnsamlingsmetode kan karakteriseres som arealrepresentativ når hver observasjon representerer en like stor andel av alle mulige observasjoner (populasjonen av potensielle observasjoner). Bruken av arealrepresentativ datainnsamling i naturovervåking er oftest motivert av et behov for områderepresentativ arealstatistikk (arealregnskap; Strand & Rekdal 2005) for utvalgte indikatorvariabler (for eksempel informasjon om arealandel, middelerverdi pr. arealenhet, totalantall eller liknende, for arealbaserte indikatorvariabler), men denne datainnsamlingsmetoden kan i prinsippet brukes til overvåking av de aller fleste indikatorvariabler, for eksempel mengdeendringer og reproduksjonssuksess for vanlige arter. Primært utløses arealrepresentativ datainnsamling av et sterkt behov for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer. Kravet om at observasjonene i utvalget skal være uavhengige er essensielt for testing av statistiske hypoteser. Dette kravet lar seg imidlertid for mange naturmangfoldegenskaper vanskelig oppfylle helt på grunn av autokorrelasjon (Palmer 1988, Legendre 1993, Legendre & Legendre 1998) på mange ulike romlige skalaer.

Arealrepresentativ datainnsamling kan deles i to underkategorier, **arealrepresentativ datainnsamling** (i snever forstand) og **arealtyperepresentativ datainnsamling**. Arealtyperepresentativ datainnsamling tar utgangspunkt i et arealrepresentativt utvalg som beskrevet ovenfor, men gjør bare bruk av et underutvalg av potensielle observasjonssteder som tilfredsstillende eksplisitte tilleggskrav. Det mest relevante tilleggskravet er tilstedeværelse av en spesifikk naturtype (derav navnet arealtyperepresentativ datainnsamling). Observasjonsstedene i et arealtyperepresentativt utvalg er altså et underutvalg av et arealrepresentativt utvalg med hensikt å være representativt for en bestemt arealtype (for eksempel en gitt naturtype) innenfor et gitt definisjonsområde.

Landsskogtakseringen (Anonym 2006b, se Halvorsen 2008: Boks 2 for en kort omtale; se også grunnlagsundersøkelse V) og 3Q (Dramstad et al. 2002, Fjellstad et al. 2007; se Halvorsen 2008: Boks 3 for en kort omtale) er to sentrale overvåkingsprogrammer i Norge som begge er basert på arealtyperepresentativ datainnsamling. Norge mangler imidlertid fortsatt arealrepresentativ utvalgsbasert kartlegging og overvåking, til tross for at behovet for et 'nasjonalt arealregnskap' har vært påpekt gjentatte ganger siden 1970-årene. Strand & Rekdal (2005) presenterer et framlegg til nasjonal arealrepresentativ utvalgsbasert kartlegging og overvåking, 'Arealregnskap for Norge', basert på en tilpasning av nettverket som brukes i den europeiske arealbruksstatistikken Lucas til norske forhold (Strand & Rekdal 2005, Hofsten et al. 2007; se Halvorsen 2008: Boks 1 for en kort omtale).

Areal(type)representativ datainnsamling foregår vanligvis på observasjonssteder som er plassert i et rutenett (**grid**) med fast maskevidde, for eksempel  $1 \times 1$ ,  $3 \times 3$  (Landsskogtakseringen og 3Q, som representerer to utvalg fra samme basisrutenett, samlet med ulike maskevidder og med ikke-overlappende utvalgskriterier),  $9 \times 9$  eller  $18 \times 18$  km (LUCAS-nettet), og som dekker hele definisjonsområdet. Observasjonsstedene kan være et utvalg av hele gridruter (se kapittel 2.5) i dette rutenettet eller de kan være knyttet til faste punkter i rutenettet, for eksempel observasjonsarealer med fast størrelse, plassert med midtpunkt (eller et fast hjørne) i skjæringspunkter (eller et standardisert underutvalg av skjæringspunkter) mellom vertikale og horisontale linjer i rutenettet. For eksempel kan senterpunkter i observasjonsarealer plassert i et  $18 \times 18$  km-nett defineres som et underutvalg av potensielle observasjonsarealer i et  $9 \times 9$ -km nett (hvert 4. skjæringspunkt mellom gridlinjene) eller i et  $3 \times 3$ -km nett (hvert 36. skjæringspunkt). Et arealrepresentativt utvalg kan tjene som grunnlag for arealtyperepresentativ datainnsamling ved at potensielle observasjonssteder (skjæringspunkter mellom linjer i rutenettet) inkluderes i et underutvalg hvis og bare hvis de tilfredsstillende et sett **eksplisitte utvalgskriterier**. Bare hvis det er mulig å angi eksplisitte

kriterier for hvordan arealtypen (naturtypen) skal defineres, slik vurderingene av hvert eneste potensielle observasjonssted med hensyn til hvorvidt kriteriene for å inkluderes i det arealtype-representative utvalget er oppfylt eller ikke, blir beheftet med minimal subjektivitet, er grid-basert arealtype-representativ datainnsamling mulig.

Observasjoner gjort på observasjonssteder som er virkelige *punkter* (det vil si uten romlig utstrekning), for eksempel av naturtyper, gir vanligvis grunnlag for estimater av arealandel av naturtypen i definisjonsområdet som er *forventningsrette*, det vil si uten systematiske feil. Tilnærmet gjelder dette også for estimater basert på observasjoner på observasjonssteder med så liten utstrekning at de stort sett er homogene med hensyn til naturtype, for eksempel Landsskogtakseringens 250 m<sup>2</sup> sirkelflater som stort sett inneholder én vegetasjonstype. Men når skjæringspunkter mellom vertikale og horisontale gridlinjer i arealtype-representative overvåkingsnettverk benyttes som observasjonsområder i nøstet datafangst (slik at indikatorvariablene registreres på mange observasjonssteder innenfor hvert observasjonsområde), er det fare for systematiske feil i estimater basert på utvalget fordi sannsynligheten for å fange opp naturtypefigurer av en gitt (under)type avhenger av om denne (under)typen har samme fordelingsmønster (forekommer mindre eller mer hyppig) i definisjonsområdet som utvalgs-kriteriet for arealtypen. Et eksempel på dette er overvåkingen av arealtilstand i jordbrukslandskapet (3Q), der utvalgs-kriteriet for 1 × 1 km-flatene er tilstedeværelse av jordbruksareal (3Q arealtype A) i senterpunktet. Estimerte arealandeler av andre naturtyper enn jordbruksareal registrert i flatene vil være representative for totalområdet hvis og bare hvis arealdekningen av disse naturtypene er den samme i 1 × 1 km-flater med jordbruksareal i senterpunktet som i 1 × 1 km-flater med andre arealtyper i senterpunktet. For mange naturtyper vil dette ikke være tilfellet.

For å kunne overvåkes med arealrepresentative datainnsamlingsmetoder må en indikatorvariabel forekomme så hyppig at antallet observasjoner gir grunnlag for estimater med akseptabel pålitelighet (påliteligheten til areal(type)-representative estimater øker proporsjonalt med kvadratroten av antallet observasjoner – en firedobling av antallet observasjoner må til for å halvere usikkerheten; se kapittel 2.4). Det samme gjelder arealtype-representativ naturovervåking, for eksempel et nasjonalt arealrepresentativt nettverk fortettet for overvåking i en spesifikk, sjelden naturtype. Fortetting av arealrepresentative nettverk er særlig hensiktsmessig for naturtyper (og andre naturmangfoldvariabler, som for eksempel populasjoner av arter med liten utbredelse og/eller få artsforekomster som hver har lite faktisk forekomstareal) som er begrenset til mindre, klart avgrensede deler av overvåkingsundersøkelsens totale definisjonsområde. Landsskogtakseringen er et godt eksempel på at arealtype-representativ datainnsamling er velegnet for overvåking i en vanlig og vidt utbredt 'naturtype' som skog (slik skog er definert i Landsskogtakseringen). En naturtype som i prinsippet *kan* være egnet for arealtype-representativ datainnsamling, er natursystem-hovedtypen sanddynemark (T13) i NiN, som finnes langs kysten og enkelte steder langs elver innenfor kysten (Halvorsen et al. 2009a). Forutsetningen for effektiv arealtype-representativ datainnsamling er *a priori* kunnskap som gjør det mulig å *fortette* et arealrepresentativt nettverk av potensielle overvåkingssteder så mye at antallet observasjonspunkter som tilfredsstillende de spesifikke utvalgs-kriteriene (tilleggskravene) blir tilstrekkelig for pålitelig estimering av arealegenskaper (arealstatistikk). Fortetting kan skje ved stratifisering, det vil si bruk av et sett enkle stratifiseringskriterier (i tilfellet sanddynemark for eksempel avstand fra kysten, modellert vindeksponering etc.) for først å sortere vekk et stort antall uaktuelle observasjonssteder og dernest sjekke et overkommelig antall potensielle observasjonssteder for tilstedeværelse av den aktuelle naturtypen.

I prinsippet skulle man kanskje tro at det er mulig å definere objektive utvalgs-kriterier for mange av naturtypene det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til, for eksempel natursystem-hovedtypen kulturmarkseng (T4) i NiN. Naturtypekartleggingen etter NiN sommeren 2010 viste imidlertid at denne og mange antatt 'greie' naturtyper, inkludert sanddynemark, ikke entydig kan skilles fra 'nærstående' naturtyper ved hjelp av kriterier i dokumentasjonen for NiN versjon 1.0. Konklusjonen i kapittel 2 er at det er mulig å oppnå langt større presisjon i naturtypekartene, men at en 100 % overensstemmelse mellom naturtypekart ikke er mulig å oppnå i en natur der gradvise overganger er regelen snarere enn unntaket. Kapittel 6 viser dessuten at det ikke er mulig å identifisere kulturmarkseng entydig på grunnlag av tilgjengelig arealinformasjon. Arealtype-representativ datainnsamling er derfor uaktuell for denne naturtypen og, delvis av samme grunner, sannsynligvis også for de fleste andre naturtyper det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til.

#### 5.3.4 Sannsynlighetsbasert datainnsamling

Sannsynlighetsbasert datainnsamling innebærer, liksom areal(type)-representativ datainnsamling, at en indikatorvariabel registreres i et utvalg av observasjonssteder som skal være representativt for overvåkingsens definisjonsområde. Men mens hver observasjon i et areal(type)-representativt utvalg representerer en like stor andel av populasjonen av potensielle observasjoner, det vil si at

observasjonsstedene har samme sannsynlighet for å bli valgt ut (*equal probability sampling*; Yoccoz et al. 2001), er et sannsynlighetsbasert utvalg representativt for undersøkelsens definisjonsområde fordi utvalget baseres på eksplisitt kunnskap om sannsynligheten for at indikatoren er til stede på hvert potensielle observasjonssted. Hver observasjon representerer dermed en kjent (men ikke konstant) andel av populasjonen av potensielle observasjoner (*unequal probability sampling*; Yoccoz et al. 2001). Sannsynlighetsbasert datainnsamling åpner muligheten for å overrepresentere observasjonssteder der det er sannsynlig at indikatoren er til stede, og dermed en mulighet for å få arealrepresentative estimater for egenskaper også ved indikatorer som er sjeldne og/eller har liten utbredelse. Fordi antallet observasjonssteder som må oppsøkes for å påtreffe indikatoren et gitt antall ganger er mye lavere ved sannsynlighetsbasert datainnsamling enn ved areal(type)representativ datainnsamling, har sannsynlighetsbasert datainnsamling i hvert fall i teorien potensiale for å være en mye mer kostnadseffektiv metode for overvåking av sjeldne indikatorer. Men medaljen har også en bakside. Når deler av populasjonen (potensielle observasjonssteder der sannsynligheten for å påtreffe indikatoren er lav) er dårlig representert i utvalget, er det også større risiko for systematiske feil i estimatene eller at de blir sårbare for stor tilfeldig variasjon. I dette kapitlet forklares prinsippene for sannsynlighetsbasert datainnsamling, og ulike sider ved metoden drøftes. En detaljert gjennomgang av metoden, med større vekt på statistiske aspekter, finnes i VII: 2.2. Resultater av et omfattende simuleringsstudium (se VII: 3) med klar relevans for hvor sterkt en indikator bør overrepresenteres i et sannsynlighetsbasert utvalg blir også oppsummert.

Utgangspunktet for sannsynlighetsbasert datainnsamling er at vi ønsker å estimere en egenskap ved en indikatorvariabel  $A$  på grunnlag av et utvalg av  $n$  observasjoner. Indikatorvariabelen  $A$  kan for eksempel være tilstedeværelse eller fravær av en gitt naturtype i gridruter av gitt størrelse innenfor et definisjonsområde (det totale antallet gridruter i dette området, og dermed antallet potensielle observasjonssteder, er  $N$ ), og egenskapen vi ønsker å estimere kan for eksempel være naturtypens prevalens (kapittel 2.5), det vil si andelen av gridruter der naturtypen er til stede. La oss bruke  $A_j$  som betegnelse for denne spesifikke indikatorvariabelen, og la utvalget av observasjoner av  $A_j$  betegnes  $\mathbf{Y} = \{y_j\}$ ,  $j = 1, \dots, n$ . Dette utvalget er en delmengde av populasjonen  $\mathbf{Y} = \{y_i\}$ ,  $i = 1, \dots, N$  av potensielle observasjonsheter for  $A_j$ . Den sikreste måten å bestemme naturtypens prevalens er å undersøke alle gridrutene i definisjonsområdet, det vil si å telle opp antallet  $y_i$ :  $y_i = 1$  og dele på  $N$  [merk at løpeindeksen  $i$  brukes for potensielle observasjonssteder i hele populasjonen ( $N$  steder), mens løpeindeksen  $j$  brukes for observasjonssteder i et utvalg av  $n$  observasjonssteder]. Men hvis  $N$  er stor og/eller hvis det for mange av gridrutene er svært kostnadskrevende å framskaffe data og/eller hvis  $y_i = 0$  for de aller fleste potensielle observasjonsstedene, slik tilfellet er med indikatorer med lav prevalens, er det umulig å unngå å måtte foreta et utvalg og å bruke dette utvalget til å estimere den egenskapen ved indikatorvariabelen vi er interessert i (her naturtypens prevalens). Sannsynlighetsbasert datainnsamling innebærer at hvert potensielle observasjonssted  $i$  gis hver sin vekt  $w_i$ , og at sannsynligheten for å trekke  $i$  er proporsjonal med  $w_i$ . Det vil si at dersom et potensielt observasjonssted  $i$  har vekten 0,2 og et annet sted  $k$  har vekten 0,4, så skal sannsynligheten for å velge  $k$  være dobbelt så stor som sannsynligheten for å velge  $i$ . Vektene er i utgangspunktet *relative sannsynligheter* som forteller hvor mange ganger høyere eller lavere sannsynlighet det skal være for å velge  $i$  enn for å velge  $k$  som første uttrukne observasjonssted. Utvelgelse av observasjonsheter til et sannsynlighetsbasert utvalg skjer 'uten tilbakelegging' – et observasjonssted kan bare trekkes ut én gang. Det innebærer at sannsynligheten for å trekke hver av de gjenværende potensielle observasjonshetene endrer seg hver gang en ny observasjonshet er trukket ut. Men dersom  $N$  er veldig stor i forhold til  $n$ , slik tilfellet alltid vil være ved overvåking i et stort definisjonsområde som for eksempel Norge eller en norsk landsdel, forblir sannsynligheten  $p_i$  for å trekke ut det første observasjonsstedet  $i$  tilnærmet uforandret gjennom hele utvelgelsesprosessen, nemlig

$$p_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^N w_i}.$$

Av praktiske grunner brukes ofte sannsynlighetsfordelingen  $\mathbf{P} = \{p_i\}$ ,  $i = 1, \dots, N$ , som vekter ved sannsynlighetsbasert utvalg fordi vekter som summerer til 1 er *absolutte sannsynligheter* som direkte angir sannsynligheten for at et gitt potensielt observasjonssted  $i$  skal bli trukket ut som første observasjonssted. Gitt at  $N$  er veldig stor i forhold til  $n$ , er sannsynligheten  $\pi_i$  for at et potensielt observasjonssted  $i$  skal inkluderes i utvalget

$$\pi_i = \frac{n \cdot w_i}{\sum_{i=1}^N w_i} = n \cdot p_i.$$

Ett enkelt eksempel illustrerer sannsynlighetsbasert datainnsamling. La oss tenke oss at  $N = 16$ , det vil si at

overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde består av 16 gridruter. Vi ønsker å estimere en naturtypes prevalens, men har bare ressurser til å sjekke  $n = 6$  gridruter. La oss anta at vi veit, for eksempel på grunnlag av en naturtypemodell, at naturtypen har tre ganger så stor sannsynlighet for tilstedeværelse i de fire gridrutene  $i = 1, \dots, 4$ , enn i de øvrige 12 ( $i = 5, \dots, 16$ ) gridrutene. En mulig måte å utnytte denne *a priori* kunnskapen til å foreta et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder, er å bruke relative sannsynligheter for tilstedeværelse som vektor; det vil si at  $w'$ , vektene for  $i = 1, \dots, 4$ , skal være tre ganger så høye som  $w''$ , vektene for  $i = 5, \dots, 16$ . Et sett av sannsynlighetsvektorer  $p_i$  ( $p'$  og  $p''$ ) som gjenspeiler denne fordelingen er gitt av likningene

$$12 \cdot p' + 4 \cdot (3p') = 1 \Leftrightarrow p' = \frac{1}{24}$$

$$p'' = 3 \cdot \frac{1}{24} = \frac{1}{8}$$

Dersom vi samler seks gridruter med  $p_i$  som vektor, er sannsynligheten for at en spesifikk gridrute med lav sannsynlighet for tilstedeværelse skal bli inkludert i utvalget

$$\pi_{i,\text{lav}} = \frac{n \cdot p_i}{\sum_{i=1}^N p_i} = \frac{3 \cdot \frac{1}{24}}{12 \cdot \frac{1}{24}} = \frac{3}{12} = \frac{1}{4}$$

der  $n'$  og  $N'$  er henholdsvis antallet observasjoner som skal velges ut og det totale antallet observasjoner i delutvalg som skal samples separat. Sannsynligheten for at en spesifikk gridrute med høy sannsynlighet for tilstedeværelse skal bli inkludert i utvalget er

$$\pi_{i,\text{høy}} = \frac{3 \cdot \frac{1}{8}}{4 \cdot \frac{1}{8}} = \frac{3}{4}$$

Sannsynlighetsbasert datainnsamling forutsetter *a priori* kunnskap om sannsynligheten for tilstedeværelse av indikatoren på hvert enkelt potensielle observasjonssted. Slik kunnskap kan vi (normalt) bare få på én eneste måte; ved hjelp av en romlig prediksjonsmodell for indikatoren. Fordi det er *sterkt* anbefalt at en romlig prediksjonsmodell som skal tjene som grunnlag for utvelgelse av observasjonssteder for overvåking er grundig evaluert ved bruk av et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett (se kapittel 4.2.6 for begrunnelse og beskrivelse av hvordan slik evaluering gjennomføres; og kapitlene III–V for eksempler), er den evaluerte romlige prediksjonsmodellen nøkkelbrikken i sannsynlighetsbasert datainnsamling.

Det er i teorien mulig å bruke "rå" RPPP-verdier (relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse) fra en hvilken som helst romlig prediksjonsmodell (kapittel 4.2.2) som vektor i sannsynlighetsbasert utvalg, men dette frarådes sterkt (se kapittel 4.2.6). Vi legger derfor til grunn at prediksjonsmodellen er evaluert og at det finnes estimater for TPP (reell sannsynlighet for tilstedeværelse) for den modellerte indikatoren i alle gridceller  $i$ . Disse estimatene utgjør vektoren  $\hat{\mathbf{Q}} = \{\hat{q}_i\}$ ,  $i = 1, \dots, N$ . Vektoren av sannsynligheter  $\hat{\mathbf{P}} = \{\hat{p}_i\}$ ,  $i = 1, \dots, N$ , for at en tilfeldig valgt observasjon skal være en tilstedeværelsesobservasjon er gitt av

$$\hat{p}_i = \frac{\hat{q}_i}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i}$$

I grunnlagsundersøkelse VII forklares (i detalj) hvordan vektoren  $\hat{\mathbf{Q}}$ , eller sannsynlighetene  $\hat{\mathbf{P}}$  som gir samme resultat, kan brukes til å foreta sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder for en indikatorvariabel, for eksempel  $A_\gamma$ . Der forklares også hvordan en enkel transformasjon av vektene  $\hat{q}_i$  gjør det mulig å variere  $c^*$ , **forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner i utvalget**, fra nær null til en verdi  $c^*_{\text{max}}$  som er bestemt av hvor god prediksjonsmodellen er, nærmere bestemt av den høyeste  $\hat{q}_i$ -verdien modellen predikerer (det vil si den estimerte sannsynligheten for at indikatoren skal være til stede på steder der modellen utpeker størst sannsynlighet for tilstedeværelse). I grisebladeksemplet (grunnlagsundersøkelse III) er  $c^* = \hat{q}_{i,\text{max}} \approx 0,12$ , hvilket innebærer at 12 % av observasjonsstedene (12 i et utvalg på 100) i et utvalg som bare inneholder 'høysannsynlighetssteder' kan forventes å inneholde griseblad. Ettersom griseblad har en prevalens ( $c^*_0$ ) på bare 0,007, gir altså modellen mulighet for å øke representasjonen



av gridruter som inneholder grisebladforekomster med en faktor på ca. 17 (0,12/0,007). Denne faktoren, **representasjonsforholdet**, betegnes  $C^*$ . Potensialet for overrepresentasjon av observasjonssteder der indikatoren er til stede avhenger altså av indikatorens prevalens og av hvor god utbredelsesmodellen er. Noen eksempler, fra de romlige prediksjonsmodellene i grunnlagsundersøkelsene III–VI og fra en annen tilsvarende undersøkelse, er oppsummert i Tabell 7. Tabellen viser at det er svært stor variasjon mellom utbredelsesmodellene og at maksimalt representasjonsforhold ligger mellom 5 og ca. 60.

Sammenhengene mellom sannsynlighetsvektorer  ${}^sP = \{p_i\}$  (veiefunksjonen av orden  $s$ ) og estimerte sannsynligheter for tilstedeværelse  $Q$  på den ene siden og tilhørende verdier for forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner ( ${}^sC^*$ ) og representasjonsforholdet ( ${}^sC^*$ ) på den andre siden, er gitt av følgende formel (se VII: 2.2 for forklaring):

$${}^s p_i = \frac{(\hat{q}_i)^s}{\sum_{j=1}^N (\hat{q}_j)^s}$$

$${}^s C^* = \frac{\sum_{j=1}^N (\hat{q}_j)^{s+1}}{\sum_{j=1}^N (\hat{q}_j)^s}$$

$${}^s C^* = \frac{{}^s C^*}{{}^0 C^*}$$

Av uttrykket for  ${}^s p_i$  ser vi at  $s = 0$  innebærer lik vekt til alle potensielle observasjonssteder (tilfeldig utvalg).  ${}^0 C^*$  er dermed lik indikatorens prevalens. Alle reelle tall, også negative, gir mening som verdier for  $s$ . Negative verdier av  $s$  innebærer at observasjonssteder med forventet tilstedeværelse underrepresenteres i utvalget, positive verdier for  $s$  innebærer at observasjonssteder med forventet tilstedeværelse overrepresenteres

Tabell 7. Noen egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg av observasjonssteder basert på romlige prediksjonsmodeller for norske naturtyper og arter. Korn = lineær kornstørrelse, det vil si lengden av sidekanten i et gridrute som definisjonsområdet er griddet til. Prevalens (=  ${}^0 C^*$ ) = estimert andel gridruter naturfenomenet er til stede.  ${}^{**} C^*$  = maksimal forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner som modellen gjør mulig i et sannsynlighetsbasert utvalg.  ${}^{**} C^*$  = representasjonsforholdet som svarer til  ${}^{**} C^*$ .

Indikator	Definisjons- område	Korn- størrelse (m)	${}^0 C^*$	${}^{**} C^*$	${}^{**} C^*$	Datakilde
Griseblad ( <i>Scorzonera humilis</i> )	SØ Østfold	25	0,0073	0,12	17	grunnlagsundersøkelse III
Kulturmarkseng	Oppdal, STr	500	0,2266	0,95	4	grunnlagsundersøkelse IV, modell NaS P500, evaluert med E500
Kulturmarkseng	Oppdal, STr	100	0,0570	0,60	10	grunnlagsundersøkelse IV, modell NaS P100, evaluert med E100
Eik ( <i>Quercus</i> spp.)	SØ Norge	25	0,0488	0,45	9	grunnlagsundersøkelse V
Åpen grunnlendt kalkmark	Indre Oslofjord	5	0,0087	0,50	60	grunnlagsundersøkelse VI
Parkslirekne ( <i>Fallopia japonica</i> )	Hordaland og Sogn og Fjordane	100	0,0105	0,05	5	Auestad et al. (i trykk)
Hagelupin ( <i>Lupinus polyphyllus</i> )	Hordaland og Sogn og Fjordane	100	0,0140	0,20	14	Auestad et al. (i trykk)

i utvalget.  $s = 1$  svarer til bruk av sannsynlighetene  $\hat{P} = \{\hat{p}_i\}$  som vektor, uten noen transformering, og resulterer i en moderat overrepresentasjon av observasjonssteder med forventet tilstedeværelse. I grisebladeksemplet (III) er  ${}^1c^* = 0,0255$ , som medfører en økning i forventet andel observasjonssteder med griseblad på  $3,5\times$  i forhold til et tilfeldig utvalg av observasjonssteder ( ${}^1C^* = 0,0255/0,007 \approx 3,5$ ). Modelleringen av kulturmarkseng i Oppdal, med tyngdepunkt for naturtypepolygoner registrert i den kommunale naturtypekartleggingen (se kapittel 1.1) som responsvariabel og prediktorvariabler griddet til kornstørrelse 100 m, resulterte i  ${}^{**}c^* \approx 0,6$  og  ${}^1C^* = 0,1853/0,0570 \approx 3,2$ . I simuleringsstudien i VII: 3, som tar utgangspunkt i en naturtype med prevalens 0,02 og en romlig prediksjonsmodell med  ${}^{**}c^* = 0,2$ , er  ${}^1C^* = 5,2$ . Det viser at  ${}^s c^*$  som funksjon av  $s$  ikke følger samme kurve i hvert tilfelle, men er avhengig av indikatorens prevalens og hvor god prediksjonsmodellen er.

Sannsynlighetsbasert utvalg kan i prinsippet brukes til å estimere mange ulike egenskaper ved mange ulike indikatorvariabler; ikke bare en naturtypes prevalens (se kapittel 2.6 og grunnlagsundersøkelse VII for inndeling av indikatorvariabler på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante). I de fleste tilfeller er vi interessert i å estimere forventningen (den sanne middelveidien) til indikatorvariabelen. Dette kan for eksempel være en naturtype sin prevalens, som er forventningen til indikatorvariabelen 'naturtypetilstedeværelse', eller det kan være aggregert artsmengde, som kan estimeres som forventningen til indikatorvariabelen 'tilstedeværelse av art A innenfor naturtypen B'. Det kan også være en egenskap som kan avledes av artsmengde (for eksempel totalt faktisk figurareal for en naturtype, som er produktet av naturtypens prevalens og forventningen for indikatoren 'faktisk figurareal'). Standardestimatoren for middelveidien  $\mu$  i fordelingen av en indikatorvariabel  $A_j$  i et sannsynlighetsbasert utvalg er den såkalte **Horvitz-Thompson estimatoren** (Horvitz & Thompson 1952):

$$\tilde{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^n \frac{y_j}{\pi_j},$$

der  $\pi_j$  er sannsynligheten for at observasjonssted  $j$  skal bli inkludert i utvalget og  $n$  er antallet observasjoner (av det totale antallet  $N$  potensielle steder) som inngår i det sannsynlighetsbaserte utvalget ( $n \leq N$ ). Horvitz-Thompson estimatoren er den veiete middelveidien av observasjonene i utvalget  $\mathbf{Y} = \{y_j\}$ ,  $j = 1, \dots, n$ , med vektorer som er omvendt proporsjonale med de vektene som ble lagt til grunn når utvelgelse av observasjonene ble gjort. Dette innebærer at Horvitz-Thompson estimatoren 'kompenserer' fullt ut for at de ulike observasjonene representerer ulike andeler av populasjonen av potensielle observasjonsenheter. Horvitz-Thompson estimatoren er derfor forventningsrett og gir arealrepresentative estimater. I prinsippet er det også mulig å bruke gjennomsnittet av de observerte verdiene som estimator for forventningen (den sanne middelveidien) for indikatorvariabelen  $A$ . Denne **direkte estimatoren**,

$$\tilde{\mu}_v = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n y_j,$$

gir imidlertid ikke forventningsrette og arealrepresentative estimater når observasjonene i utvalget ikke er helt tilfeldig eller systematisk valgt ut (dette blir inngående drøftet i kapittel 8).

De to estimatorenes egenskaper kan illustreres det sannsynlighetsbaserte utvalget av 6 av 16 gridruter i eksemplet ovenfor. Dersom naturtypen finnes i en av de tre utvalgte gridrutene med lav *a priori* sannsynlighet for tilstedeværelse og i to av de tre gridrutene med høy *a priori* sannsynlighet for tilstedeværelse, er Horvitz-Thompson estimatoren for naturtypens prevalens

$$\tilde{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^n \frac{y_j}{\pi_j} = \frac{1}{16} \left( 1 \cdot \frac{1}{4} + 2 \cdot \frac{1}{3} \right) = \frac{1}{16} \cdot \left( 4 + \frac{8}{3} \right) = \frac{1 \cdot 20}{16 \cdot 3} = \frac{5}{12}.$$

Det direkte estimatet for prevalensen er

$$\tilde{\mu}_v = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n y_j = \frac{1}{6} (1+0+0+1+1+0) = \frac{3}{6} = \frac{1}{2}.$$

Horvitz-Thompson estimatet for prevalens,  $5/12$ , antyder forventet tilstedeværelse av naturtypen i 5 av 12 tilfeldig valgte gridruter (6,66 av 16). Dette er et lavere tall enn det direkte estimatet på  $1/2$  (8 av 16 gridruter). Grunnen til denne forskjellen er at Horvitz-Thompson estimatoren tar hensyn til at to av de tre

observasjonene av tilstedeværelse er gjort på observasjonssteder der vi i utgangspunktet holdt det for mer sannsynlig at naturtypen fantes, og at slike observasjonssteder er overrepresentert i utvalget. Mens Horvitz-Thompson estimatoren er et forventningsrett estimat for naturtypens prevalens, bør vi regne med at den direkte estimatoren overrepresenterer prevalensen.

'Undersampling' av potensielle observasjonssteder med lav sannsynlighet for tilstedeværelse og bruke av den forventningsrette Horvitz-Thompson estimatoren til å estimere indikatorvariabelegenskaper har imidlertid en pris; denne estimatoren har større varians enn en direkte estimator basert på et utvalg med samme antall tilstedeværelsesobservasjoner der alle potensielle observasjonsenheter samples med samme sannsynlighet.

Det vises av eksempelet: Dersom naturtypen blir funnet i to av de tre gridrutene med lav sannsynlighet for tilstedeværelse i stedet for bare i én, blir  $\hat{\mu} = \frac{2}{3}$ . Hvis i stedet naturtypen blir funnet i den tredje av de tre gridrutene med høy sannsynlighet for tilstedeværelse, forandrer estimatet seg mye mindre;  $\hat{\mu} = \frac{1}{2}$ . Det tilsvarende direkte estimatet er  $\tilde{\mu} = \frac{2}{3}$ . Dette viser at Horvitz-Thompson estimatoren i *utgangspunktet* er mye

mer følsom for tilfeldig variasjon i delutvalget av observasjoner med lav vekt enn for variasjon i delutvalget av observasjoner med høy vekt, noe som naturligvis skyldes at det observasjoner med lav vekt er dårligere representert i det sannsynlighetsbaserte utvalget. Totalt sett, når vi tar hensyn både til forventningsavvik og variabilitet, er imidlertid Horvitz-Thompson estimatoren langt å foretrekke framfor den direkte estimatoren. Dersom vi har god grunn til å anta at sannsynligheten for å finne naturtypen er tre ganger så stor i 4 av de 16 gridrutene som i de 12 andre, vil det for eksempel være dumt å risikere et prevalensestimert på 0, hvilket blir resultatet dersom vi er så uheldige å trekke tilfeldig 6 gridruter med lav sannsynlighet for tilstedeværelse og naturtypen (tilfeldigvis) mangler i alle! Hvorvidt et tilfeldig (arealrepresentativt) eller et sannsynlighetsbasert utvalg gir de mest pålitelige estimatene for en indikatorvariabel avhenger av indikatorvariabelens fordelingsmønster og hvor god vår *a priori* kunnskap om dette fordelingsmønsteret er. At observasjonenes vekt inngår i nevneren i hvert ledd i uttrykket for Horvitz-Thompson estimatoren innebærer imidlertid at tilfeldige enkeltobservasjoner kan forventes å gi store utslag på estimatet, og at dette utslaget kan forventes å øke med økende grad av overrepresentasjon av potensielle observasjonssteder med sannsynlig tilstedeværelse (det vil si med høyt representasjonsforhold  $C^*$ ).

I simuleringsundersøkelsen i VII: 3 sammenliknes Horvitz-Thompson estimatoren med den direkte estimatoren for sju ulike indikatorvariabler som hver er representert med 100 kombinasjoner av 10 simulerte datasett og 10 sannsynlighetsbaserte utvalg for hver av fire ulike veiefunksjoner ( $s = 0, 0,5, 1$  og  $2$ ). Resultatene av denne undersøkelsen kan oppsummeres i følgende hovedpunkter:

- Bruk av den direkte estimatoren til å estimere forventningen til en indikatorvariabel i et sannsynlighetsbasert utvalg kan resultere i estimater med store systematiske avvik
- Horvitz-Thompson estimatoren kan, ved sterk overrepresentasjon av observasjonssteder med høy sannsynlighet for tilstedeværelse av en naturtype, systematisk underestimere naturtypens prevalens
- Den direkte estimatoren gir estimater med lavere spredning (lavere variasjonskoeffisient) enn den tilsvarende Horvitz-Thompson estimatoren
- For alle gruppene av indikatorvariabler, inndelt på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante for å samle informasjon om dem og som er inkludert i simuleringsstudien, bidrar sannsynlighetsbasert datainnsamling til å forbedre estimatene for forventningen
- Moderat sannsynlighetsveiling ( $s$  et sted mellom  $0,5$  og  $1,0$ ) representerer et optimalt kompromiss for Horvitz-Thompson estimatoren med hensyn både til lav forventningsfeil og til lav spredning; at resultatene er konsistente over hele spekteret av indikatorvariabler indikerer at moderat sannsynlighetsveiling av potensielle observasjonssteder (f.eks. med  $s = 0,75$ ) kan vise seg å være en regel med generell gyldighet

Grunnlagsundersøkelse VII avdekker at Horvitz-Thompson estimatoren kanskje ikke gir så gode estimater som man skulle ønske. Den er imidlertid ikke den eneste estimatoren som kan brukes til å estimere middelveidien for en indikatorvariabel i et sannsynlighetsbasert utvalg. Bruken av andre estimater er imidlertid også forbundet med utfordringer knyttet til variabilitet og presisjon (se Stevens & Olsen 2004, Dixon et al. 2005), og en grundig vurdering av alle aktuelle estimater er derfor påkrevd.

Ved sannsynlighetsbasert datainnsamling er det ønskelig med god geografisk spredning av observasjonseenhetene som velges ut, over hele overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde. I arealrepresentativ datainnsamling ivaretas dette hensynet ved at observasjonsstedene plasseres i et regelmessig rutenett. Det finnes flere måter å ivareta hensynet til geografisk balanse ved sannsynlighetsbasert datainnsamling. Den kanskje mest gjennomtenkte av disse er GRTS-metoden (*generalized random-tessellation design*; Stevens & Olsen 2003) som innebærer at definisjonsområdet griddes

så fint at hver gridcelle inneholder maksimalt ett potensielt observasjonssted (eller observasjonsområde for nøstet datainnsamling). Deretter gis hver gridcelle i definisjonsområdet en sannsynlighetsvekt  $p_i$  (det vil si at summen av vektene er 1). Som et neste ledd i prosedyren for utvelgelse av observasjoner utføres en såkalt hierarkisk randomisering. Dette innebærer at det geografiske rommet 'avbildes' på ei tallinje (i et endimensjonalt rom) samtidig som informasjonen om den romlige plasseringen av potensielle observasjonssteder bevares så godt det er mulig. Stevens & Olsen (2004) viser eksempler på GRTS-metoden. Når gridrutenes rekkefølge er bestemt, allokeres til hver potensielle observasjonsenhet et linjestykke hvis lengde er lik  $p_i$ ; gridcelle 1 får linjestykket  $(0, p_1)$ , gridcelle 2 får linjestykket  $(p_1, p_1 + p_2)$  etc. Et GRTS-utvalg med  $n$  observasjoner fås ved først å velge et tilfeldig tall  $\varphi$  (med mange desimaler) mellom 0 og  $1/n$ . De  $n$  punktene  $\varphi + (i-1)/n$ , ett punkt for hver verdi av  $i$  fra 1 til  $n$ , plasserer seg entydig innenfor hvert sitt linjestykke og bestemmer dermed hvilke observasjonssteder utvalget skal bestå av. Programbiblioteket *spsurvey* (Kincaid 2008) i statistikkverktøyet R kan brukes til å gjøre sannsynlighetsbasert (og arealtyperepresentativ) utvelgelse av observasjonsenheter etter GRTS-metoden. Theobald et al. (2008) viser ved eksempler hvordan denne metoden kan integreres i et GIS.

Sannsynlighetsbasert datainnsamling kan brukes som element i et nøstet utvalg, for eksempel for å foreta et utvalg av observasjonsområder som observasjonssteder seinere skal plasseres innenfor. Men kunnskap om variasjon i indikatorens sannsynlighet for tilstedeværelse kan i prinsippet benyttes på et hvilket som helst nøstingsnivå i et slikt nøstet utvalg (det vil si for å foreta utvalg av observasjonsområder på øverste og/eller lavere nøstingsnivåer og/eller for utvelgelse av observasjonssteder innenfor hvert observasjonsområde). Utsjekk av potensielle observasjonsområder innebærer vesentlig større reisekostnader og tidsforbruk enn utsjekk av potensielle observasjonssteder innen små observasjonsområder. Derfor kan det være grunn til å anta at sannsynlighetsbasert utvalg først og fremst vil være aktuelt for å foreta en forhåndsstratifisering (**prestratifisering**) av potensielle observasjonsområder, det vil si ved utvelgelse av områder på det øverste nivået i et nøstet utvalg (observasjonsområder innenfor definisjonsområdet). Prestratifisering innebærer en oppdeling av totalområdet i strata, grupper av potensielle observasjonsenheter med tilnærmet samme sannsynlighet for tilstedeværelse av indikatoren. Hvilken metode som bør brukes for utvelgelse av observasjonssteder innenfor observasjonsområdene vil avhenge av indikatoren som skal overvåkes og av indikatorvariablene som skal registreres. For eksempel kan faktisk figurareal for en naturtype innenfor observasjonsområder overvåkes ved gjentatt totalkartlegging (arealdekkende datainnsamling), ved arealrepresentativt utvalg av observasjonspunkter eller ved en nytt sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonsarealer eller -punkter (basert på samme prediksjonsmodell som ved utvelgelse av observasjonsområder på øverste nøstingsnivå eller på en eller flere andre modeller). I alle grunnlagsundersøkelsene (bortsett fra IV, der prediktorvariablene også griddes til grovere korntørrelser, opp til  $500 \times 500$  m) griddes imidlertid prediktorvariablene til et så fint rutenett [ $25 \times 25$  m for grisebladmodellen i III og eikemodellen i V og  $5 \times 5$  m i modellen for åpen grunnlendt kalkmark (VII)] at prediksjonsmodellene kan brukes direkte til utvelgelse av observasjonssteder slik at nøstet datainnsamling unngås.

Resultatene fra romlig prediksjonsmodellering av et utvalg arter og naturtyper i grunnlagsundersøkelsene III–VI og fra simuleringstudien i VII gir grunn til optimisme med hensyn til sannsynlighetsbasert datainnsamling som en praktisk gjennomførbar utvalgsmode. Denne nye metoden kan gjøre det mulig, med overkommelig innsats (det vil si utsjekk av et antall observasjonsområder som ligger innenfor overvåkingsundersøkelsens ressursrammer), å få tilstrekkelig mange observasjoner, også av 'relativt sjeldne indikatorer', til at egenskaper for relevante indikatorvariabler kan estimeres med tilstrekkelig pålitelighet. Med 'relativt sjeldne indikatorer' menes naturtyper og arter med begrenset utbredelse og/eller lavt totalt faktisk figurareal eller totalt faktisk forekomstareal og/eller spredte, små figurer/forekomster (lavt gjennomsnittlig faktisk figurareal eller faktisk forekomstareal). Dixon et al. (2005) omtaler indikatorer med prevalens  $< 0,01$  som sjeldne. Avveiningen mellom valg av sannsynlighetsbasert datainnsamling og andre overvåkingsmetoder blir videre drøftet i kapittel 5.4.

En evaluert romlig prediksjonsmodell, som til enhver gridrute i definisjonsområdet tilordner en estimert reell sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP) for en indikator, kan også brukes til å knytte sammen overvåkingsområder som inngår i ulike (parallele) overvåkingsundersøkelser. For eksempel kan resultater fra overvåking i et enkeltverneområde knyttes til en nasjonal overvåkingsundersøkelse. Det er mulig fordi prediksjonsmodellen forteller hvor stor del av totalpopulasjonen av den aktuelle naturtypen det aktuelle verneområdet representerer, for eksempel om det inneholder 'nær optimale' eller 'marginale' naturtypefigurer (steder der det i henhold til modellen er mer eller mindre sannsynlig at naturtypen skal finnes). En slik bruk av modellprediksjoner til å vurdere ulike observasjonsområders representativitet er en form for etterhåndsstratifisering (**poststratifisering**), og kan være et nyttig redskap for å koble områdefokusert overvåking (kapittel 2.4) opp mot nasjonal overvåking uten hensyn til om den nasjonale overvåkingsundersøkelsen er basert på arealrepresentativ, arealtyperepresentativ eller sannsynlighetsbasert datainnsamling. Dersom observasjonsområder i minst en av undersøkelsene er subjektivt utvalgt (selektiv

datainnsamling; se kapittel 5.2.6), er slik sambruk av data fra ulike overvåkingsundersøkelser problematisk.

Sannsynlighetsbasert utvalg åpner mange muligheter for tilpassete datainnsamlingsmetoder, men er såvidt meg bekjent foreløpig ikke er tatt i bruk i praktisk naturovervåking (i hvert fall ikke i Norge). Fortsatt finnes imidlertid uløste utfordringer knyttet til estimering og beregning av ulike estimators pålitelighet (forventningsavvik og varians) i et sannsynlighetsbasert utvalg, hvordan estimatene påvirkes av spesifikasjonene til det sannsynlighetsbaserte utvalget, indikatorvariabelens fordelingsegenskaper og sikkert også andre forhold (se Stevens & Olsen 2000, 2003, 2004, Yoccoz et al. 2001, Dixon et al. 2005 og kapitlene 8.3.3 og 8.4). Det er behov for dypere innsikt i statistiske forhold relatert til sannsynlighetsbasert datainnsamling og grundig utprøving før tas i bruk i norsk naturovervåking i større omfang.

### 5.3.5 Gradientbasert datainnsamling

Gradientbasert datainnsamling innebærer innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel på observasjonssteder i et nøstet utvalg med to eller flere nøstingsnivåer, der observasjonsområder og observasjonssteder plasseres slik at variasjonen langs viktige økokliner innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde blir håndtert på en hensiktsmessig måte. Gradientbasert datainnsamling innebærer, liksom sannsynlighetsbasert datainnsamling, at observasjonsområder (på ett eller flere nøstingsnivåer) og/eller observasjonssteder blir valgt ut ved prestratifisering. Prestratifiseringen tjener imidlertid forskjellige formål i de to metodene. I sannsynlighetsbasert datainnsamling sørger prestratifiseringen for kontroll med hvor stor del av populasjonen av potensielle observasjonsområder og/eller observasjonssteder hver enkelt observasjon i utvalget representerer, slik at estimatene for indikatorvariabelegenskaper blir arealrepresentative. I gradientbasert datainnsamling sørger prestratifiseringen for at observasjonsområder og/eller observasjonssteder utspenner variasjonen langs viktige økokliner, regionale og/eller lokale (jf. kapittel 3.3.3), noe som er helt nødvendig når formålet med overvåkingen er å studere *variasjonen* i artssammensetning og/eller miljøforhold (og endring i variasjonsmønstrene over tid). Dersom prestratifiseringen gjøres på en måte som samtidig tilfredsstiller de kravene som settes til prestratifiseringen i sannsynlighetsbasert datainnsamling, kan også observasjoner samlet inn ved gradientbasert datainnsamling gi grunnlag for arealrepresentative estimater.

Begrepet gradientbasert datainnsamling, slik det er definert her, omfatter en samling datainnsamlingsmetoder som har det felles at de tar hensyn til variasjonen langs viktige gradienter. Det 'klassiske' eksemplet på gradientbasert datainnsamling i Norge er **den vegetasjonsøkologiske fastruteovervåkingen** i gran- og bjørkeskog i TOV (T. Økland et al. 2004, Halvorsen et al. 2009c, Nordbakken et al. 2010). Denne overvåkingsundersøkelsen er en naturtypevis basisovervåking med hovedformål å overvåke variasjon over tid relatert til påvirkningsfaktorer som hovedsakelig varierer på grov regional skala (se Tabell 1 i kapittel 2.5 for begreper for romlige skalaer), for eksempel langtransporterte luftforurensninger (nitrogen, forsurende komponenter) og klimaendringer. Metodikken som blir brukt i den vegetasjonsøkologiske fastruteovervåkingen i Norge er beskrevet som *Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensiv overvåking* (Lawesson et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004, R. Økland et al. 2004, Halvorsen 2008). Denne metodikken setter gradientbasert datainnsamling i system både i forhold til variasjon langs lokale og langs regionale økokliner. Variasjonen langs de antatt viktige påvirkningsfaktorene og langs regionale økokliner (bioklimatiske soner og seksjoner) utspennes ved subjektiv utvelgelse (stratifisering med hensyn til de aktuelle økoklinene) av observasjonsområder (**referanseområder**). Subjektiv utvelgelse gjør det også mulig å sørge for at hvert referanseområde tilfredsstiller et sett av tilleggskriterier, som for eksempel at området utspenner et visst spekter av variasjon langs viktige lokale økokliner (markfuktighet, kalkinnhold etc.) og at det inneholder *minst mulig variasjon i tilstand* (suksesser) som skyldes lokale påvirkningsfaktorer (i skogsmark er effekter av skogsdrift og beiting eksempler på slike faktorer). Variasjon langs lokale tilstandsøkokliner er uønsket i datamaterialet fordi slik variasjon interfererer med variasjon langs de fokuserte påvirkningsfaktorene og med variasjon langs lokale basisøkokliner. I mange tilfeller gjør dette at behov for naturovervåking er vanskelig å etterkomme fordi variasjonsmønstrene er så komplekse og kildene til variasjon så mange at det ikke lar seg gjøre å skille effektene av de ulike faktorene fra hverandre (eller antallet observasjoner må mangedobles for at pålitelige slutninger skal kunne trekkes). Den vegetasjonsøkologiske fastruteovervåkingen etter 'Det norske konseptet' er basert på et utvalg med to nøstingsnivåer. Øverste nøstingsnivå utgjøres av subjektivt utvalgte referanseområder. Innenfor hvert referanseområde plasseres først et antall storflater (observasjonsområder på nøstingsnivå 2) subjektivt slik at variasjonen langs åpenbare gradienter (markfuktighet, kalkinnhold etc.) innen området blir godt representert. Deretter blir et fast antall (gjerne 5) observasjonsenheter (vegetasjonsflater) plassert tilfeldig innenfor hver storflate for å sikre observatøruavhengighet på fin romlig skala. Gradientbasert datainnsamling med subjektive valg tilfredsstiller ikke krav i klassiske statistiske tester til at observasjonene skal være uavhengige, og til direkte arealrepresentativ estimering av indikatorvariabelegenskaper.

Likevel er det, ved konservativ ('klok') bruk av statistiske analyseverktøy, mulig å trekke allmenngyldige konklusjoner (generalisere) på grunnlag av observasjoner samlet inn ved denne 'klassiske' gradientbaserte datainnsamlingsmetoden (R. Økland 2007). Gradientbasert datainnsamling har i praksis vist seg som en særdeles følsom metode for tidlig identifisering av små endringer i artssammensetning (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004).

Stratifiseringen innenfor referanseområdene skal ikke bare sørge for at sammenliknbar variasjon langs økoklinene blir fanget opp i de ulike referanseområdene, men har også en annen viktig funksjon. Ekstremer langs økokliner (ekstreme miljøforhold og en artssammensetning som er typisk for økoklinekstremer), for eksempel flekker med høyt kalkinnhold, høy luftfuktighet eller sterk kildevannstilførsel, dekker ofte svært små arealandeler innenfor et større landskap (R. Økland 1989b, Moen 1990). Samtidig inneholder ofte slike 'ekstremflekker' arter med snevre miljøkrav; arter som ikke finnes i landskapet for øvrig og derfor er sjeldne (Gjerde et al. 2004). 'Ekstremflekken' kan, men behøver ikke, være spesielt artsrikt. Noen kategorier av 'ekstremflekker', for eksempel flekker med høyt kalkinnhold, kan være *hotspots* for biologisk mangfold (Du Rietz 1949, Heikkinen & Neuvonen 1997, Luoto 2000, Gjerde et al. 2004), men det finnes også eksempler på 'ekstremflekker' som er spesielt artsfattige (som f.eks. ekstremt tørkeutsatte lavrabber i furudominert skogsmark). Overvåking av artssammensetningen med formål å identifisere endringer tidlig (og å generere hypoteser om årsaker til eventuelle endringer) forutsetter at hele variasjonsbredden langs de viktigste økoklinene i hvert overvåkingsområde blir inkludert i utvalget. Det er flere grunner til dette. De viktigste er at en betydelig del av det lokale artsmangfoldet er knyttet til gradientekstremer; at ordinasjonsmetoder bedre identifiserer gradienter i artssammensetning i datasett med større variasjon (se kapittel 4.1 for forklaring av ordinasjonsmetoder); og at 'lange gradienter' (artssammensetningsgradienter med stor utskifting av arter fra den ene enden til den andre) gir et mye bedre grunnlag for å forstå forflytning av observasjonssteder langs ordinasjonsakser ved analyse av tidsserier av gjentatte artssammensetningsobservasjoner [dette er utdypet, blant annet, i R. Økland & Eilertsen (1996)]. Dersom overvåkingsundersøkelsen har fokusert på effekter av spesielle påvirkningsfaktorer, må (i tillegg til kontroll over variasjon langs lokale økokliner) variasjon i grad av påvirkning fanges opp. Dette kan gjøres ved kontrollert utplassering av observasjonsområder på øverste eller på lavere næstingsnivåer, avhengig av på hvilken romlig skala påvirkningsfaktoren varierer.

'Det norske konseptet' for vegetasjonsøkologisk fastruteovervåking er bare én blant mange måter å gjennomføre gradientbasert datainnsamling. Som det er redegjort for over, er spesifikasjonene for gradientbasert datainnsamling i 'Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensiv overvåking', med subjektiv plassering av storflater innenfor hvert referanseområde for å representere variasjon langs de viktigste økoklinene, ikke optimale for utvelgelse av overvåkingsområder. Generelle betraktninger tilsier at subjektivitet om mulig bør unngås i enhver utvelgelsesprosess for å gjøre data bedre egnet for statistisk analyse (R. Økland 2007). Den subjektive plasseringen av storflater kan derfor ses på som et surrogat for datainnsamling som på samme tid er sannsynlighetsbasert og gradientbasert. Ethvert trinn i gradientbasert datainnsamling bør, om mulig, gjøre bruk av modellbasert prestratifisering. I prinsippet kan observasjonsområder på begge næstingsnivåer (i tillegg til observasjonsstedene) plasseres uten bruk av subjektiv utvelgelse dersom plassering langs alle relevante gradienter lar seg modellere. For eksempel er det mulig å bruke en digital terrengmodell eller annen arealdekkende miljøinformasjon (f.eks. informasjon avledet fra berggrunns- og kvartærgeologiske kart) til å modellere variasjonen langs viktige lokale basisøkolinier. Slike modeller kan så i sin tur brukes til prestratifisering av potensielle observasjonsområder på næstingsnivå 2 (storflater) innenfor referanseområder eller til å plassere observasjonssteder (vegetasjonsflater) direkte uten å involvere et andre næstingsnivå. Hvis gradientbasert datainnsamling gjøres på denne måten, er det mulig på samme tid å fange opp variasjon langs lokale økokliner og sørge for at observasjonsstedene er uavhengige.

Da vegetasjonsøkologisk fastruteovervåking startet opp i Norge i 1988 fantes verken arealdekkende prediktorvariabler, geografiske informasjonssystemer som kunne håndtere store datamengder eller egnete metoder for prediksjonsmodellering. Subjektiv utvelgelse av observasjonsområder på to næstingsnivåer var derfor eneste tilgjengelige metode for gradientbasert datainnsamling. Grunnlagsundersøkelsene viser imidlertid at det nå finnes prediksjonsmodelleringsmetoder, til dels også prediktorvariabelsett, som kan gjøre modellering av naturfenomener mulig helt ned til gridceller (kornstørrelser) med sidekant 25 m (III, V) eller endog 10 m (IV) eller 5 m (VII). Ved igangsetting av ny overvåking med gradientbasert datainnsamling bør derfor modellbasert stratifisering seriøst vurderes i hvert enkelt tilfelle. Da kan det vise seg at det fortsatt finnes tungtveiende argumenter for subjektivt utvalg på ett eller flere av næstingsnivåene. Slike argumenter kan være at utarbeidelse av prediksjonsmodell(er) som er gode nok til å egne seg for stratifisering og utvelgelse av observasjonsområder eller observasjonssteder innenfor referanseområder krever en uforholdsmessig stor arbeidsinnsats, for eksempel fordi egnete arealdekkende prediktorvariabler ikke finnes ennå. Dessuten kan prediksjonsmodellene vise seg ikke å være gode nok til at et modellbasert utvalg av observasjonsområder eller observasjonssteder representerer variasjonen innenfor referanseområdet godt

nok. Dette er argumenter som taler for fortsatt subjektiv utvelgelse av observasjonsområder på nøstingsnivå 2 i et gradientbasert utvalg.

I TOV-programmet inngår vegetasjonsøkologisk fastruteovervåking som én viktig del i en integrert plan for detaljerte langtidsstudier i referanseområder. Innsamling av data for andre økosystemkomponenter enn markvegetasjonen blir gjort på måter som ikke i samme grad eksplisitt tar hensyn til (og kontrollerer for) variasjonen langs lokale økokliner, men må likevel regnes som gradientbasert datainnsamling fordi de har intensjon om å representere variasjonen innenfor hvert referanseområde på en måte som kan sammenliknes mellom områder. Typiske eksempler på dette er bruken av subjektivt plasserte takseringslinjer for undersøkelser av spurvefugl (Kålås 2010) og subjektivt plasserte felter med prøvetrær for undersøkelser av epifyttiske lav (Bruteig 2008). I begge disse tilfellene er observasjonsområder plassert slik at de skal representere variasjonen i referanseområdet på en måte som er sammenliknbar mellom områdene. At ikke lokale økoklinal variasjon blir eksplisitt adressert i disse undersøkelsene, kan skyldes at ingen lokale økokliner har betydning for variasjonen i artssammensetning, enten fordi organismene forholder seg til miljøvariasjon på en grovere romlig skala (fugl) eller fordi de viktige lokale basisøkolinene virker på en mye finere romlig skala (for epifyttiske lav: innen trær). Subjektivt plasserte transekter (linjer) kan også være et alternativ til storruter som observasjonsområder på nøstingsnivå 2 i vegetasjonsøkologisk fastruteovervåking, jf. datainnsamlingsmetoden som er brukt i vegetasjonsovervåkingsområdet Solhomfjell (R. Økland & Eilertsen 1993).

Det er klare fellestrekk mellom gradientbasert datainnsamling og sannsynlighetsbasert datainnsamling, blant annet forutsetter begge utvalgsmetodene prestratifisering på ett eller flere nivåer i en nøstet datainnsamling. Drøftingen ovenfor viser at romlig prediksjonsmodellering kan være velegnet for de kritiske prestratifiseringstrinnene også i gradientbasert datainnsamling.

### 5.3.6 Selektiv datainnsamling

Selektiv datainnsamling innebærer innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel på subjektivt utvalgte observasjonssteder (*sentinel sites*; Yoccoz et al. 2001). Det klassiske eksemplet på selektiv datainnsamling er gjentatt registrering alle (eller et subjektivt utvalg av) *kjente* artsforekomster eller naturtypefigurer av gitt kategori (art eller naturtype) innenfor et definisjonsområde.

MiS-kartlegging av skog, den kommunale naturtypekartleggingen etter DNs håndbøker 13 og 19 (Anonym 2007a, 2007b) og 'floravokting' i regi av SABIMA; <http://www.nhm.uio.no/botanisk/nbf/floravokter/index.htm>) er eksempler på kartleggings- og overvåkingsaktiviteter som er basert på selektiv datainnsamling. Slik overvåking skal først og fremst fylle behovet for stedfestet naturinformasjon til bruk i praktisk arealforvaltning (se kapittel 5.1).

Observasjoner fra selektiv datainnsamling gir ikke grunnlag for å trekke *statistiske* slutninger i egentlig forstand fordi ingen av forutsetningene for klassisk statistisk testing (uavhengighet og representativitet av observasjoner) er oppfylt (jf. R. Økland 2007). Ved analyse av selektivt innsamlede observasjoner er det særlig viktig å være seg bevisst at datainnsamlingsmetoden overrepresenterer observasjonssteder der indikatorvariabelen fantes da undersøkelsen startet opp; utvalget av observasjonsenheter består jo av artsforekomster eller naturtypefigurer som var kjent ved oppstart. Forventet utvikling i et selektivt utvalg av observasjoner for en indikator med naturlig dynamikk, men uten systematisk endring i mengde etc. over tid, er ikke 'ingen endring', men en (mer eller mindre sterk) negativ utvikling (Crawley 1990). Dette skyldes til dels at utvalget typisk inkluderer observasjonssteder der indikatoren finnes i stor mengde og god tilstand, mens potensielle observasjonssteder der mengden/tilstanden er dårligere mangler i utvalget fordi de har mindre sannsynlighet for å bli oppdaget. Selektiv datainnsamling er dessuten ikke laget for å fange opp nykolonisering i samme grad som lokal utdøen; rutinemessig, aktivt søk etter nye lokaliteter inngår vanligvis ikke i denne metodikken.

### 5.3.7 Spesialutvalg

Spesialutvalg er et samlebegrep for metoder for innsamling av observasjoner av en indikatorvariabel som ikke faller inn under noen av utvalgsmetodene 1–5 ovenfor. Enhver utvalgsmetode tilrettelagt for bruk i eksperimentelle effektstudier (for eksempel faktorielle eller andre forsøksdesign, tilrettelagt for eksperimentell uttesting av ulike skjøtselsregimer) er et spesialutvalg i henhold til definisjonene i denne rapporten (kapittel 2.2). Effektstudier forutsetter spesialutvalg som optimaliserer kvaliteten på statistisk baserte slutninger (Yoccoz et al. 2001, Nichols & Williams 2006).

Tabell 8. Datainnsamlingsmetoder i naturovervåking (se kapittel 5.3.1 for definisjoner og kapitlene 5.3.2–7 for utfyllende beskrivelse): sammenheng med hovedtilnæringsmåter til naturovervåking og egnethet for å fylle ulike kunnskapsbehov (se kapittel 5.1 for forklaring). Hovedtilnæringsmåter: Basis = Basisovervåking; Effekt = Effektstudier. Kunnskapsbehov: SNI = behov for stedfestet naturinformasjon; KKSE = behov for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer for naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til; IKØ = behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk; USF = behov for uttesting av spesifikke forvaltningstiltak; EM = evaluering av måloppnåelse. +++ = svært relevant; ++ = relevant; + = kan være relevant i spesielle tilfeller; – = ikke relevant.

Datainnsamlingsmetode	Hovedtilnæringsmåte		Kunnskapsbehov				
	Basis	Effekt	SNI	KKSE	IKØ	USF	EM
Arealdekkende	+++	+	+	+++	–	+	++
Areal(type)representativ	+++	++	–	+++	–	+	+
Sannsynlighetsbasert	+++	++	++	+++	–	+	+
Gradientbasert	+++	+	–	++	+++	+	+
Selektiv	+++	–	+++	–	+	–	+
Spesialutvalg	–	+++	–	++	++	+++	+

## 5.4 Sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode og kunnskapsbehov, statistiske slutninger og egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler

### 5.4.1 Kunnskapbehov

De fem datainnsamlingsmetodene som er beskrevet i kapitlene 5.3.2–6 er først og fremst egnet til innsamling av basisovervåkingsdata mens effektstudier ofte krever spesialutvalg (kapittel 5.3.7); se Tabell 8. Basisovervåking innebærer innsamling og analyse av tidsserier av data, det vil si en induktiv vitenskapelig tilnærming, mens effektstudier ideelt sett er eksperimentelle undersøkelser rettet mot testing av spesifikke hypoteser (kapittel 5.1). Datainnsamlingsmetoden, det vil si det eksperimentelle designet, må tilpasses hypotesen som skal testes, det aktuelle økosystemet og den aktuelle indikatoren/indikatorvariabelen. I enkelttilfeller (når eksisterende data kan brukes til å teste den aktuelle hypotesen) kan data samlet inn med areal(type)representativ eller sannsynlighetsbasert metode brukes til å teste svake hypoteser om effekter av spesifikke påvirkningsfaktorer (se kapittel 5.1). I spesialtilfeller vil dette også kunne gjelde data samlet inn med arealdekkende eller gradientbasert metode.

Det ligger i sakens natur at de datainnsamlingsmetodene som gir grunnlag for arealrepresentativ estimering av indikatorvariabelegenskaper (det vil si arealdekkende, areal(type)representativ og sannsynlighetsbasert datainnsamling) er spesielt godt egnet for å fylle behovet for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer for naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til. Men når overvåkingen er motivert av behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk og det er behov for informasjon om endringer for mange arter, er gradientbasert datainnsamling den eneste metoden som kan fylle behovet. Selektiv datainnsamling fyller behov for stedfestet naturinformasjon, og er derfor først og fremst relevant for naturkartlegging. Uttesting av spesifikke forvaltningstiltak er et behov som i utgangspunktet bare kan fylles ved effektstudier, og krever derfor vanligvis spesialutvalg (kapittel 5.3.7).

Databehovet ved evaluering av måloppnåelse vil variere sterkt og er avhengig av hvilket mål som skal evalueres, hvilken presisjon det er ønsket av evalueringen skal ha, hvilket økosystem det er tale om, hvilke indikatorvariabler som skal brukes, etc. Alle de fem datainnsamlingsmetodene samt spesialutvalg kan være aktuelle. Planlegging av overvåking for evaluering av måloppnåelse krever at alle forhold med relevans for metodevalg blir grundig belyst. De generelle vurderingene av sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode, statistiske slutninger og egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler i kapitlene 5.4 og 5.5 gjelder også for evaluering av måloppnåelse, som ofte vil ha karakter av områdefokusert overvåking (se kapittel 2.4).



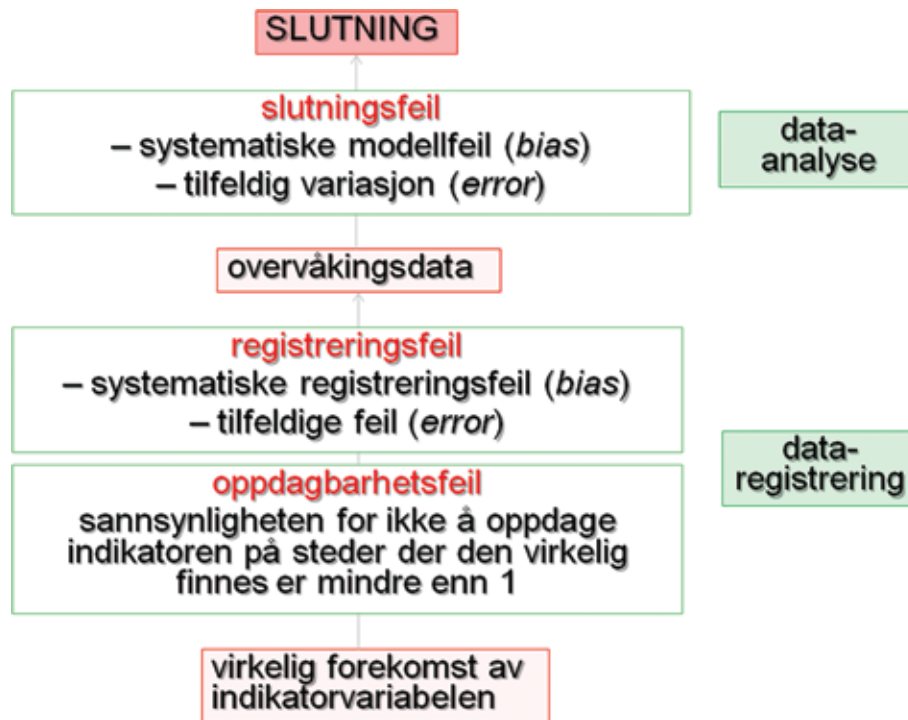


Fig. 16. Erkjennelsesprosessen som leder fram til en statistisk slutning på grunnlag av analyse av overvåkingsdata.

#### 5.4.2 Statistiske slutninger

Det aller meste av pågående naturmangfoldovervåking har til hensikt å framskaffe allmenngyldig (*generalisert*) kunnskap om indikatorer, det vil si kunnskap med gyldighet for hele overvåkings definisjonsområde. Generalisert kunnskap er hjørnesteinen i kunnskapsbasert naturforvaltning. Rødlistevurdering er én blant mange forvaltningsrelevante utredningsoppgaver som forutsetter generalisert kunnskap. Kravet til generaliserbarhet av overvåkingsresultater for et størst mulig spekter av naturegenskaper (arter, naturtyper, miljøegenskaper) har nylig blitt ytterligere aktualisert av den nye naturindeksen for Norge (Nybø et al. 2008, Anonym 2010).

Kunnskap med generell gyldighet er resultatet av en erkjennelsesprosess som starter med datainnsamling (utvalgsmetode og registreringsmetode), fortsetter med dataanalyse og ender med at det trekkes statistiske slutninger (kapittel 2.4). Deler av denne erkjennelsesprosessen er kommentert andre steder i denne rapporten; behovet for å gjøre et utvalg av observasjoner fra en populasjon i kapittel 2.3; metoder for datainnsamling i kapittel 5.3; hovedtilnæringsmåter til analyse av data (induktiv kontra hypotetisk-deduktiv metode, basisovervåking kontra effektstudier) i kapitlene 5.1 og 5.4.1; og forskjellen mellom modell- og designbaserte slutninger og ulike grader av pålitelighet i en designbasert slutning (skillet mellom sterke og svake slutninger, *strong inference* og *weak inference*) i kapitlene 5.1 og 5.2.

I dette kapitlet drøftes sammenhenger mellom datainnsamlingsmetoder og statistiske slutninger. Fig 16 viser at en statistisk slutnings pålitelighet influeres av to typer av feil, systematiske feil (*bias*) og tilfeldige feil (*error*), og at begge typene av feil kan forekomme både i registreringsfasen og i analysefasen av en overvåkingsundersøkelse. I tillegg kommer oppdagbarhetsfeil som er grundig drøftet i kapittel 5.1. Et eksempel på en systematisk feil i registreringsfasen er en art som ikke blir registrert som til stede fordi observatøren ikke klarer å skille den fra en nærstående art (og heller ikke samler materiale for identifisering i laboratoriet). Et eksempel på tilfeldig registreringsfeil er usikkerhet ved angivelse av prosentvis dekning av en karplantart i en vegetasjonsflate. Systematiske modellfeil kan skyldes at utvalget av observasjoner ikke er representativt for populasjonen de er trukket fra, for eksempel på grunn av systematiske feil i den romlige prediksjonsmodellen som er brukt til sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder. Tilfeldig variasjon er en samlebetegnelse på variasjon i en responsvariabel som ikke kan 'forklares' av prediktorvariabler.

Hvor pålitelig vår kunnskap om naturen er, bestemmes av de enkeltfaktorene som påvirker de(n)

Tabell 9. Sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode, og type av statistisk slutning, grunnlaget for slutningen og viktige slutningsfeil. Med 'slutningsmodell' menes den modellen som ligger til grunn for en modellbasert slutning (se kapittel 5.2). Øvrige begreper er forklart i teksten.

Datainnsamlingsmetode	Type av slutning	Grunnlaget for slutning	Viktige slutningsfeil
Arealdekkende	designbasert, <i>weak inference</i> , eller modellbasert	eksakt tallfesting direkte fra observasjonene	ingen, eller ved modellbasert slutning <i>bias</i> i 'slutningsmodell'
Arealrepresentativ	designbasert, <i>weak inference</i>	direkte arealrepresentativt estimat	<i>error</i>
Arealtyperepresentativ	tilnærmet designbasert	arealtyperepresentativt estimat	<i>error + bias</i> (i utvalgskriterier)
Sannsynlighetsbasert	en blanding av design-basert og modellbasert	sannsynlighetsbasert arealrepresentativt estimat	<i>error + bias</i> (i romlig prediksjonsmodell og utvalgs-kriterier)
Gradientbasert	modellbasert, eller en blanding av designbasert og modellbasert	drøfting på grunnlag av statistiske analyser	subjektivitet i utvalg og <i>bias</i> i 'slutningsmodell'
Selektiv	ekspertvurdering	ekspertvurdering (drøfting) av data	åpen for mange typer kritikk
Spesialutvalg	avhengig av utvalgsmetode, men mulighet for <i>strong inference</i>	avhengig av utvalgsmetode	avhengig av utvalgsmetode

statistiske slutning(e) denne kunnskapen er basert på. Rekkefølgen av datainnsamlingsmetodene fra 1 (arealdekkende datainnsamling) til 5 (selektiv datainnsamling) i kapittel 5.3.1 er ikke tilfeldig, men representerer en rangering etter avtakende pålitelighet på de statistiske slutningene de gir grunnlag for. Tabell 9 oppsummerer sammenhengene mellom datainnsamlingsmetoder og statistiske slutninger:

- *Arealdekkende datainnsamling* kan gi grunnlag for tallfesting av egenskaper for hele populasjonen av en indikator ved *direkte observasjon* av indikatorvariabler. Tall basert på direkte observasjon er ikke i utgangspunktet beheftet med slutningsfeil, men deres presisjon avhenger naturligvis av eventuelle registreringsfeil. Slutninger basert på observasjoner gjort med arealdekkende datainnsamlingsmetode kan i noen tilfeller være modellbaserte. Totalregistrering av bjørn i Norge er et eksempel på arealdekkende datainnsamling. En slutning om antallet bjørneindivider i Norge på et gitt tidspunkt på grunnlag av en slik totalregistrering vil imidlertid være en modellbasert slutning dersom det er ikke er grunn til å tro at alle bjørner er oppdaget, og det må gjøres antakelser om oppdagbarheten for bjørn. Dersom det ikke er grunnlag for å gjøre slike antakelser gir materialet heller ikke grunnlag for å trekke statistiske slutninger. Datamaterialet vil i så fall være å betrakte som selektivt innsamlet.
- *Arealrepresentativ datainnsamling* gir *direkte arealrepresentative estimater* for egenskaper ved en indikator med høy eller kjent oppdagbarhet på grunnlag av observasjoner av en indikatorvariabel (for eksempel for stående kubikkmasse av gran i norsk skog på grunnlag av observasjoner i Landsskogtakseringens flateutvalg). Dette er en klassisk designbasert slutning. Arealtyperepresentativ datainnsamling gir også direkte arealrepresentative estimater dersom kriteriene for å identifisere naturtypen er entydige. Med økende usikkerhet i identifisering av naturtypen får slutningen mer og mer preg av å være modellbasert (se grunnlagsundersøkelse VI).
- *Sannsynlighetsbasert datainnsamling* gir *sannsynlighetsbasert arealrepresentativt estimat* for egenskaper ved en indikator med høy eller kjent oppdagbarhet på grunnlag av observasjoner av en

		Organisasjonsnivå				
		Populasjon	Samfunn	Naturtype (økosystem)	Landskaps-egenskaper	Miljø-egenskaper
Utvalgsmetode	1 Arealdekkende	EK, TV		AD	AS	TM*
	2 Areal(type)-representativ	EK, TV		AD, TN	AS	TM
	3 Sannsynlighets-basert	EK, TV	SK	SK, AD, TN		TM
	4 Gradientbasert	EK, TV	SK	SK, AD, TN		TM
	5 Selektiv	EK, TV	SK	SK, AD, TN	AS	TM
	6 Spesialutvalg	indikatorvariablenes egnethet er avhengig av undersøkelsens formål				

Fig. 17. Ulike kategorier av indikatorvariabler: relevans for ulike organisasjonsnivåer og egnethet for ulike utvalgsmetoder. Kategorier av indikatorvariabler: EK = enkle komposisjonsvariabler, SK = sammensatte komposisjonsvariabler, AD = arealdekkevariabler, AS = arealstrukturvariabler, T = tilstandsvariabler (TN = naturtypetilstand, TV = vitalitet, TM = miljøtilstand). Grå ruter er uaktuelle kombinasjoner, indikatorvariabler som utvalgsmetoden er optimalt for er angitt med rød skrift, mens grå skrift indikerer at utvalgsmetoden er suboptimalt. \*angir arealdekkende datainnsamling ved hjelp av fjernmålingsmetodikk.

indikatorvariabel (for eksempel estimat for totalareal av en gitt naturtype i Norge basert på observasjoner gjort på observasjonssteder valgt ut på grunnlag av en evaluert romlig prediksjonsmodell). Dette er en blanding av en designbasert og en modellbasert slutning. Slutningen ville vært designbasert dersom den romlige prediksjonsmodellen som ligger til grunn for det sannsynlighetsbaserte utvalget hadde vært perfekt, men en slik forutsetning vil aldri fullt ut kunne oppfylles.

- *Gradientbasert datainnsamling* gir grunnlag for generalisering gjennom *drøfting* av resultater av statistisk analyse eller mer uformelt på grunnlag av vurdering av data (for eksempel slutninger om endring i artssammensetning i barskog i Norge på grunnlag av registreringer av artssammensetning i fastruter plassert med gradientbasert datainnsamlingsmetodikk i et subjektivt utvalg av referanseområder). Slik drøfting leder til en slutning som er mer eller mindre utpreget modellbasert, avhengig av hvor eksplisitt forståelse av gradientrelasjoner som ligger til grunn for utvelgelsen av referanseområdene, eventuelle observasjonsområder innenfor referanseområdene og av observasjonsstedene. I utgangspunktet gir ikke gradientbasert datainnsamling arealrepresentative estimater, men jo bedre modeller som ligger til grunn for utvalg på de ulike nøstingsnivåene, desto nærmere kommer man et *sannsynlighetsbasert arealrepresentativt estimat* og en designbasert slutning.
- *Selektiv datainnsamling* gir grunnlag for generalisering gjennom *drøfting* (for eksempel slutninger om endringer i totalbestanden av en truet planteart på grunnlag av årlige registreringer av populasjonsstørrelse på alle kjente forekomster, når det ikke er kjent hvor stor andel av totalpopulasjonen i landet de kjente forekomstene representerer).

Begrepet **ekspertvurdering** brukes om drøfting av mønstre som ikke er basert på statistisk analyse av data. Ekspertvurdering kan være basert på empiriske data ( gjerne selektivt innsamlet) eller gjøres uten referanse til data.

### 5.4.3 Egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler

Hvor godt en datainnsamlingsmetode egner seg for overvåking av en spesifikk indikator eller indikatorvariabel, bestemmes av egenskaper ved indikatoren (utbredelse i rom og tid, inkludert oppdagbarhet) og egenskaper ved indikatorvariabelen (hvilken type egenskap ved indikatoren den gir uttrykk for og hvilke statistiske egenskaper, f.eks. fordelingsegenskaper, den har). I kapittel 2.1 ble indikatorer delt inn i kategorier på to ulike måter; på grunnlag av om de adresserer biologisk mangfold direkte eller indirekte og på grunnlag av organisasjonsnivå. Indikatorvariabler ble også delt inn i kategorier på to ulike måter; tre kategorier på grunnlag av type egenskap de gir uttrykk for og fem kategorier på grunnlag av en kombinasjon av egenskap og hvilke(n) metode(r) som egner seg for å samle informasjon om dem. Den sistnevnte inndelingen, i kategoriene enkle komposisjonsvariabler, sammensatte komposisjonsvariabler,

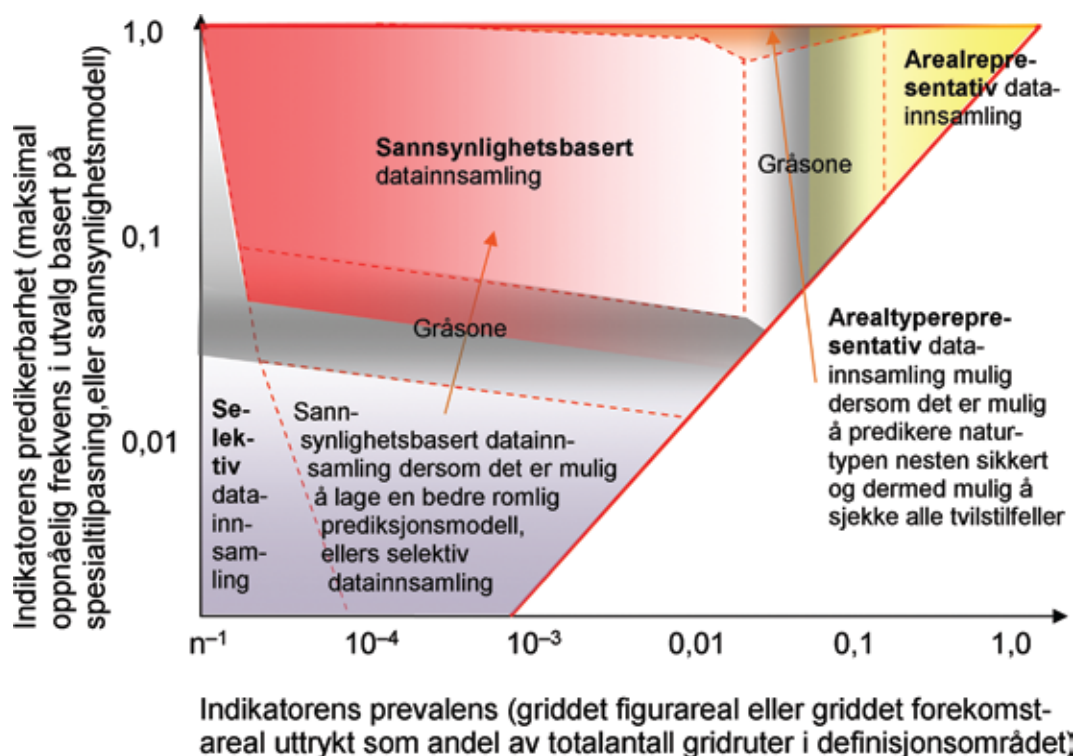


Fig. 18. Sammenhengen mellom indikatoregenskaper (prevalens og predikerbarhet) og egnet samplingdesign. Indikatorer det ikke finnes romlig prediksjonsmodell for, plasserer seg langs den røde skrålinjen.

arealdekkevariabler, arealstrukturvariabler og tilstandsvariabler, er motivert av at det er klare sammenhenger mellom indikatorvariabelegenskaper og egnet datainnsamlingsmetode. Fig. 17 oppsummerer hensiktsmessige kombinasjoner av indikator- og indikatorvariabeltyper og datainnsamlingsmetode.

Gradientbasert datainnsamling (eksemplifisert ved fastruteovervåking etter 'Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensiv overvåking'; se kapittel 5.3.5) er en optimal datainnsamlingsmetode for sammensatte komposisjonsvariabler (artssammensetning, artsantall) fordi denne datainnsamlingsmetoden (som den eneste) gjør det mulig å 'filtrere ut' et svakt signal om endring i artssammensetningen fra et mylder av variasjon langs regionale og lokale økokliner uten interesse for overvåkingsformålet (samt fra tilstandsvariasjon uten relevans for overvåkingsformålet). 'Filtreringen' skjer dels ved at referanseområder stratifiseres langs regionale gradienter, dels ved at observasjonsområder og/eller observasjonssteder stratifiseres langs lokale gradienter innenfor hvert referanseområde og dels ved at overvåkingen begrenses til én eller flere naturtyper som utspenner den samme variasjonsbredden langs lokale gradienter i hvert referanseområde. Gradientbasert datainnsamling gir altså 'kontroll på' variasjonen langs lokale basisøkolinier og mulighet for å identifisere to ulike mønstre av endring i artssammensetning; endringer med 'retning' langs de viktigste lokale økoklinene (som blir identifisert ved ordinasjonsanalyse; se kapittel 4.1) og endringer som er uavhengig av viktige økokliner (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004). Observasjoner fra arealrepresentativ datainnsamling er vanligvis ikke egnet for identifisering av små endringer i artssammensetning (på grunn av manglende mulighet til å 'filtrere' variasjon), men kan være egnet til å identifisere endringer i artsrikdom eller store endringer i artsdsammensetning, som for eksempel langs tilstandøkolinier. For eksempel kan totalregistrering av artssammensetningen i naturtypefigurer av slåttemark (i et arealrepresentativt eller sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonsheter) gi nyttig informasjon om store trekk i endringer i artsrikdom forårsaket av endringer i gjengroingstilstand.

Den egenskapen ved indikatorer og indikatorvariabler som sterkest styrer hvilke(n) datainnsamlingsmetode(r) som er egnet, er indikatoren prevalens [andelen av potensielle observasjonsheter (gridruter) der indikatoren faktisk er til stede]. Årsaken til at prevalensen er så viktig er at den bestemmer effektiviteten til en overvåkingsundersøkelse, definert som presisjonen på estimatene for viktige indikatorvariabelegenskaper [Yoccoz et al. (2001); se kapittel 5.2]: standardavviket for et estimat for middelveidien (standardfeilen) til en variabel er omvendt proporsjonal med kvadratroten

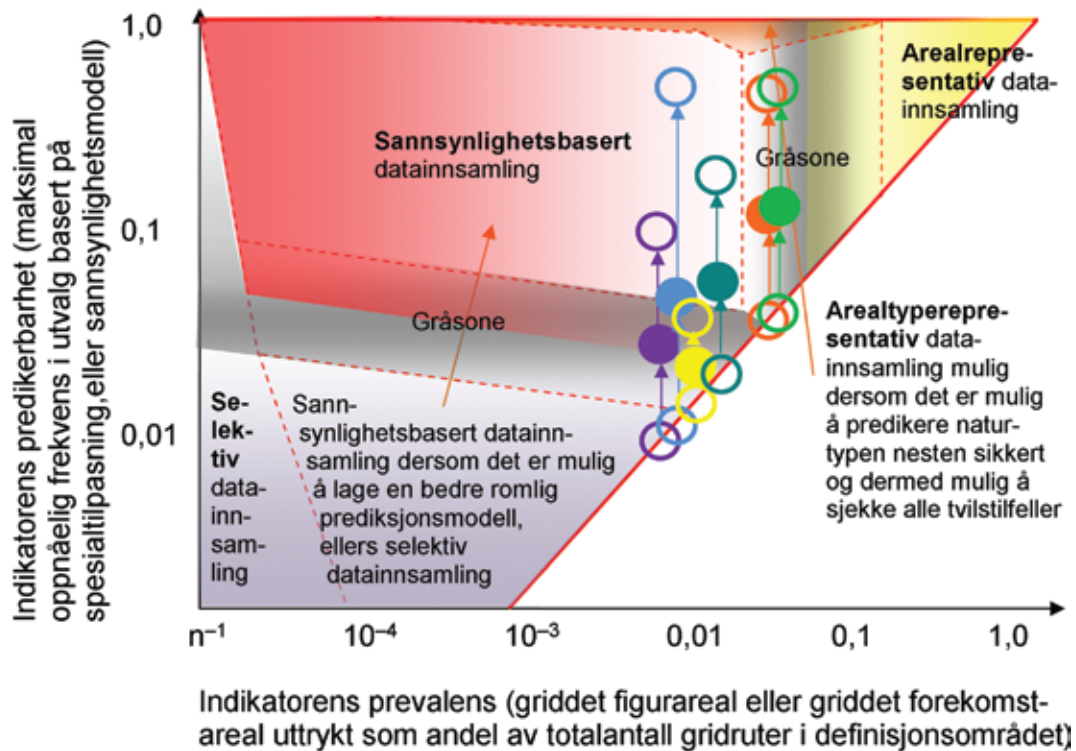


Fig. 19. Sammenhengen mellom prevalens og predikerbarhet for fire arter og to naturtyper som det foreligger romlige prediksjonsmodeller for fra Norge (data fra Tabell 7). De tre ringene for hvert av de seks naturfenomenene viser prevalens (åpen ring langs den røde skrålinjen), omtrentlig optimalt representasjonsforhold ( $s \approx 1$ ; jf. kapittel 5.3.4, vist med fylt ring) i sannsynlighetsbasert datainnsamling og maksimal overrepresentasjon modellen gjør mulig. Sammenhengen mellom indikatoregenskaper (prevalens og predikerbarhet) og egnet samplingdesign er vist som bakgrunn i figuren (se Fig. 18). Fiolett = griseblad (*Scorzonera humilis*) i SØ Østfold (grunnlagsundersøkelse III); grønn = kulturmarkseng i Oppdal (Sør-Trøndelag), modell NaS P100, evaluert med E100 (IV); oransje = eik (*Quercus* spp.) i SØ Norge (V); blå = åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord (VI); gul = parkslirekne (*Fallopia japonica*) i Hordaland og Sogn og Fjordane; blygrå = hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) i Hordaland og Sogn og Fjordane.

av antallet observasjoner (som redegjort for i kapittel 2.4). Det trengs altså en firedobling av antallet (tilstedeværelses)observasjoner for å halvere standardavviket til middelveidestimatet. Dette har store ressursmessige konsekvenser: med avtakende prevalens øker raskt kostnadene for å kunne trekke en pålitelig statistisk slutning. Rekka av de fire datainnsamlingsmetodene fra arealrepresentativ datainnsamling via arealtyperepresentativ datainnsamling og sannsynlighetsbasert datainnsamling til selektiv datainnsamling representerer spennvidden fra fullstendig tilfeldig/systematisk utvalg hvor hver indikator blir representert i forhold til sin prevalens (arealrepresentativ datainnsamling) til et utvalg hvor andelen tilstedeværelsesobservasjoner er fullstendig kontrollert av observatøren. Langs denne rekka betales en stadig høyere pris for arealrepresentative estimater for indikatorer med lav prevalens i form av økende risiko for slutningsfeil; ved arealtyperepresentativ datainnsamling på grunn av usikkerhet ved identifikasjon av den aktuelle naturtypen, ved sannsynlighetsbasert datainnsamling i tillegg på grunn av systematiske feil i den romlige prediksjonsmodellen. Arealtyperepresentativ datainnsamling og sannsynlighetsbasert datainnsamling kan ses på som substitutter for arealrepresentativ datainnsamling der mer og mer sofistikerte metoder tas i bruk for å øke andelen tilstedeværelsesobservasjoner uten å ty til subjektive valg og uten å ødelegge estimatenes arealrepresentativitet.

Sammenhenger mellom indikatoren prevalens og foretrukne datainnsamlingsmetoder er illustrert i Fig. 18. 'Gråsonene' i figuren reflekterer at det ikke er mulig å trekke absolutte grenser på grunnlag av prevalens og predikerbarhet alene; drøftingene i kapitlene 5.4.1–3 viser at mange andre faktorer også spiller inn. Hvor akutt behovet for kunnskap om en gitt indikator er, vil for eksempel langt på veg bestemme hvor store ressurser det vil være vilje til å investere. Som en grov generalisering har jeg antydnet en smertegrense for iverksettelse av arealrepresentativ datainnsamling ved prevalens i området mellom 0,02 og 0,1 (det vil

si at indikatoren er til stede i mellom 2 og 10 % av potensielle observasjonssteder). Dersom en relevant indikatorvariabel kan observeres i et eksisterende arealrepresentativt nettverk der observasjonsstedene uansett oppsøkes i fast omdrev, for eksempel Landsskogtakseringsnettverket, reduseres kostnadene og kravet til prevalens senkes. Da kan arealrepresentativ datainnsamling også være aktuelt for indikatorer med lavere prevalens enn 0,02. Fig. 18 viser at arealtyperepresentativ datainnsamling forutsetter at tilstedeværelse av indikatoren med mer eller mindre fullstendig presisjon kan predikeres på grunnlag av lett etterprøvbare kriterier (se kapittel 5.3.3).

Fig. 18 viser at sannsynlighetsbasert datainnsamling er eneste mulige veg til generalisert kunnskap om indikatorer (naturtyper og arter) med prevalens i det store intervallet 0,00001–0,02. Det er grunn til å anta, uten at det foreligger mye eksakte data til å underbygge dette, at et stort flertall av naturtyper og arter som det knytter seg spesiell forvaltningsmessig interesse til hører hjemme i dette intervallet. Dette har som direkte konsekvens at gode romlige prediksjonsmodeller er en forutsetning for mye av den generaliserte kunnskapen norsk naturforvaltning etterspør. De *case studies* med romlig prediksjonsmodellering fra Norge som blir omtalt i denne rapporten (se Tabell 7 og grunnlagsundersøkelsene III–VI) gir imidlertid grunn til optimisme med hensyn til muligheten for generalisert kunnskap om sjeldne naturmangfoldindikatorer. Predikerbarheten for de fire artene og to naturtypene (se Fig. 19) er så god at sannsynlighetsbasert datainnsamling med et representasjonsforhold som er optimalt for gode arealrepresentative estimater (kapittel 5.3.4) klart er mulig for tre, mens de øvrige tre befinner seg i gråsonen.

Grunnlagsundersøkelsene IV og VI illustrerer at et naturfenomen sin prevalens (dens relative frekvens; se kapittel 2.5) avhenger sterkt av hvilken kornstørrelse den blir beregnet for. Naturtypen kulturmarkseng i Oppdal (IV) har for eksempel en prevalens i det tilfeldig innsamlete evalueringsdatasettet på 0,390 når kornstørrelsen er 500 m, 0,128 når den er 100 m og 0,049 når den er 10 m. I tilsvarende datasett for åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord (VI) er naturtypen til stede i 42 av 46 observasjonsområder å 500 × 500 m (prevalens = 0,913), mens prevalensen synker til 0,0087 når gridrutenes areal reduseres til 1/10 000 (5 × 5 m). Den sterke sammenhengen mellom prevalens og kornstørrelsen som brukes til gridding av prediktorvariablene, medfører at valg av kornstørrelse (f.eks. før iverksettelse av sannsynlighetsbasert overvåking) innebærer en avveining mellom flere ulike hensyn. Det er mulig å øke prevalensen ved å grille prediktorvariablene til et grovere rutenett, men samtidig genereres vesentlig merarbeid når indikatoren skal lokaliseres innenfor større observasjonsområder. Dessuten synes det også som om de mest presise estimatene fra sannsynlighetsbasert utvalg oppnås ved et lavere representasjonsforhold når prevalensen øker (se 5.3.4).

#### 5.4.4 Syntese: hvilke datainnsamlingsmetoder egner seg for hvilke indikatorer og indikatorvariabler?

Rangeringen av datainnsamlingsmetoder etter hensynet til kvaliteten på generalisert informasjon er den omvendte av rangeringen etter praktisk gjennomførbarhet, arbeids- og driftskostnader (kapittel 5.4.3). Sjøl om også mange andre hensyn må tas i betraktning ved valg av datainnsamlingsmetode (kapitlene 5.4.1 og 5.4.2), er *indikatorvariablenes fordelingsegenskaper* de viktigste enkeltfaktorene ved valg av datainnsamlingsmetode (jf. kapittel 5.4.3 og Fig. 18). Svaret på spørsmålet om hvilke datainnsamlingsmetoder som egner seg for hvilke indikatorer og indikatorvariabler kan derfor oppsummeres i følgende hovedpunkter:

- *Arealdekkende datainnsamling*, som gir generalisert informasjon ved *direkte observasjon*, er først og fremst egnet for indikatorvariabler som kan observeres ved fjernanalyse eller ved kontinuerlig oppdatering av datagrunnlaget (f.eks. INON).
- *Arealrepresentativ datainnsamling*, som gir kostnadseffektive *direkte arealrepresentative estimater*, er egnet for indikatorvariabler som kan observeres (er tilstede) på mange observasjonssteder i et arealrepresentativt nettverk; det vil for eksempel si arter eller naturtyper som er relativt vanlige, som er vidt utbredt innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde og som er enkle å registrere i felt eller på grunnlag av fjernmålingsinformasjon (dvs. som ikke stiller krav til feltpersonell med spesialkompetanse).
- *Sannsynlighetsbasert datainnsamling*, som ikke stiller andre spesifikke krav til indikatorvariablene for å gi *sannsynlighetsbasert arealrepresentativt estimat* enn at indikatoren har høy predikerbarhet (fordi det finnes en romlig prediksjonsmodellering som er evaluert ved bruk av uavhengige evalueringsdata); sannsynlighetsbasert datainnsamling blir gradvis mindre velegnet desto sjeldnere en indikator er og desto vanskeligere den er å observere i felt (fordi individene beveger seg, fordi de har lav oppdagbarhet, for eksempel ved å være små, kortlevete, observerbare i et kort tidsrom eller av andre grunner vanskelige å oppdage).
- *Gradientbasert datainnsamling*, som (i sin 'klassiske' utforming med subjektiv stratifisering) gir

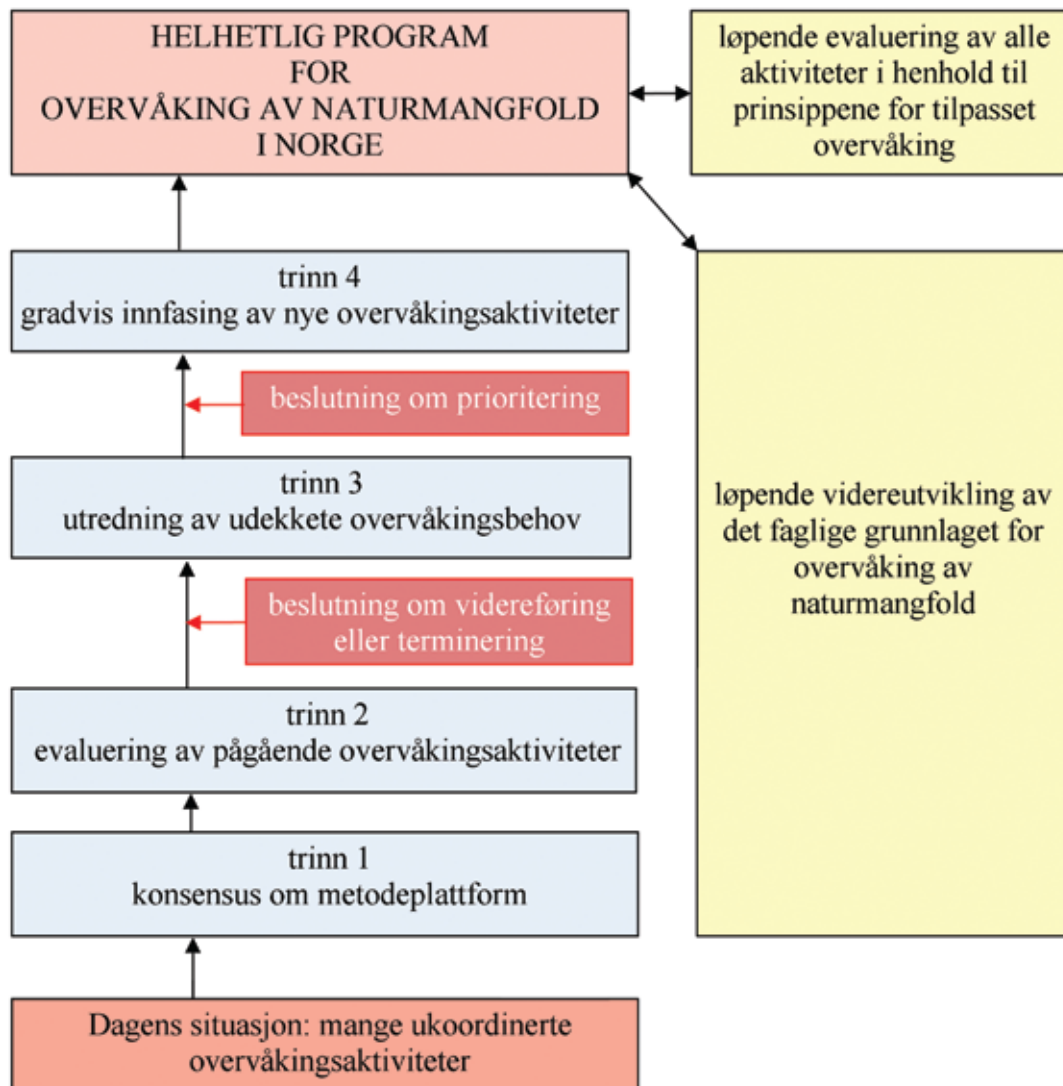


Fig. 20. Skisse til vegkart for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge.

grunnlag for generalisering gjennom *drøfting* av resultater fra statistiske analyser (modellbaserte slutninger), er egnet for overvåking av sammensatte indikatorvariabler (artssammensetning) og enkle komposisjonsvariabler når det er behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk.

- *Selektiv datainnsamling*, som gir grunnlag for generalisering gjennom *drøfting*, kan brukes for indikatorer (arter og naturtyper) med svært få forekomster/figurer og/eller lav oppdagbarhet, det vil si når andre datainnsamlingsmetoder ikke lar seg bruke.

De viktigste forholdene som bestemmer hvilken datainnsamlingsmetode som bør velges i hver enkelt overvåkingsundersøkelse er (i) indikatorens utbredelses- og fordelingsegenskaper innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde og (ii) avveilingen mellom det som er optimalt fra et statistisk synspunkt og det som er mulig fra et ressursynspunkt. Det store mangfoldet av grunner for å overvåke natur (kapittel 5.1) kombinert med den store variasjonen i egenskaper hos indikatorer og indikatorvariabler som er relevante for naturovervåking (kapittel 5.4) gjør at alle de fem datainnsamlingsmetodene og spesialutvalg har viktige roller å spille i et helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold. Gradientbasert datainnsamling er en metode som er spesialtilpasset for overvåking av sammensatte komposisjonsvariabler (artssammensetning) og enkle komposisjonsvariabler for mange arter når det er viktig å kunne identifisere små endringer tidlig samt å få dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk. Dersom behovet for informasjon er knyttet til enkle komposisjonsvariabler (populasjonsstørrelse og artsmengde)

for enkeltarter og/eller arealdekkevariabler og tilstandsvariabler for naturtyper, bør hovedregelen være at den datainnsamlingsmetoden som *innenfor rammen av tilgjengelige ressurser* gir det beste grunnlaget for å generalisere fra overvåkingsresultatene skal velges (arealdekkende datainnsamling framfor areal(type) representativ datainnsamling framfor sannsynlighetsbasert datainnsamling framfor selektiv datainnsamling). For å iverksettes, må all overvåking tilfredsstille krav om effektivitet, det vil at overvåkingen kan forventes å gi pålitelige estimater for aktuelle indikatorvariabelegenskaper. Dersom en aktuell indikator ikke lar seg overvåke i et utvalg av observasjonssteder som gir grunnlag for arealrepresentative estimater med akseptabel presisjon, er oppfølging av kjente artsforekomster eller naturtypefigurer (selektiv datainnsamling) eneste mulighet. Denne metoden anbefales brukt for indikatorer (arter og naturtyper) der behovet for stedfestet informasjon er særlig stort.

## 5.5 Innspill til helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge

### 5.5.1 Vegkart for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold

Et helhetlig program for overvåking av naturmangfold bør ha som visjon å gi en god, samlet statusoversikt for mangfoldet av arter (populasjonsstørrelse, reproduksjon, forekomsttall og totalt forekomstareal) og naturtyper (tilstand, artssammensetning, figurantall og totalt figurareal), tilstanden for viktige miljøfaktorer (inkludert påvirkningsfaktorer) og kunnskap om pågående endringer. Pågående naturovervåking i Norge bidrar med viktig kunnskap om mange arter og noen naturtyper og viktige miljøfaktorer, men de enkelte overvåkingsaktivitetene inngår ikke i noen helhetlig plan. Visjonen om et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge kan realiseres gjennom en prosess med fire trinn (Fig. 20):

1. *Konsensus om metodeplattform for et helhetlig overvåkingsprogram* ('programmets verktøykasse') det vil si en omforent oppfatning om hvilke overvåkingsmetoder som skal benyttes til hvilke formål og hvilke indikatorer og indikatorvariabler de enkelte metodene egner seg for
2. *Evaluering av pågående overvåkingsaktiviteter* på grunnlag av prinsippene for tilpasset overvåking (kapittel 5.1, se Fig. 14), fulgt at beslutning om videreføring som ledd i det helhetlige programmet (eventuelt etter revisjon) eller terminering
3. *Utredning av udekkete overvåkingsbehov* og beslutning om prioritering mellom nye overvåkingsaktiviteter
4. *Gradvis innfasing av nye overvåkingsaktiviteter*

Videreutvikling av det faglige grunnlaget for overvåking av naturmangfold (videreutvikling av overvåkingsmetodikk og infrastruktur for overvåking – naturbeskrivelsessystem og datagrunnlag for bedre prediksjonsmodeller) må fortsette parallelt med utviklingen av det helhetlige overvåkingsprogrammet. Også etter at et helhetlig program er etablert vil det være behov for utvikling av det faglige grunnlaget. Alle aktiviteter i ethvert overvåkingsprogram må evalueres løpende i henhold til prinsippene for tilpasset overvåking.

### 5.5.2 Metodeplattform for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold

Konklusjonen på gjennomgangen av datainnsamlingsmetoder i naturovervåking (kapittel 5.3), hvilke indikatorer de egner seg for og hvilke kunnskapsbehov de kan fylle (kapittel 5.4) er at alle de fem datainnsamlingsmetodene samt spesialutvalg har viktige roller å fylle innenfor et helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold. Gjennomgangen viser dessuten at disse datainnsamlingsmetodene til sammen fyller de behov for overvåkingsinformasjon som i dag anses for viktige; de *utgjør en tilstrekkelig verktøykasse for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold*. Hver av datainnsamlingsmetodene har en tett kobling til en av hovedtilnæringsmåtene til overvåking. Datamaterialet som blir samlet inn ved bruk av en bestemt datainnsamlingsmetode egner seg gjerne for et begrenset utvalg av analysemetoder og gir grunnlag for slutninger beheftet med spesifikke typer feil og usikkerhet. Det er derfor god grunn til å betrakte hver datainnsamlingsmetode som del av én overvåkingsmetode (se kapittel 2.4 for forklaring av forskjellen mellom datainnsamlingsmetode og overvåkingsmetode). Gjennomgangen av datainnsamlingsmetodene i tidligere kapitler viser at fire av de seks overvåkingsmetodene fyller spesielt viktige roller i et helhetlig overvåkingsperspektiv. Disse blir derfor betegnet hovedelementer i metodeplattformen, mens de to andre blir betegnet bielelementer (Fig. 21).

Tilrettelegging for maksimale samvirkningseffekter mellom ulike temaer i et helhetlig overvåkingsprogram,



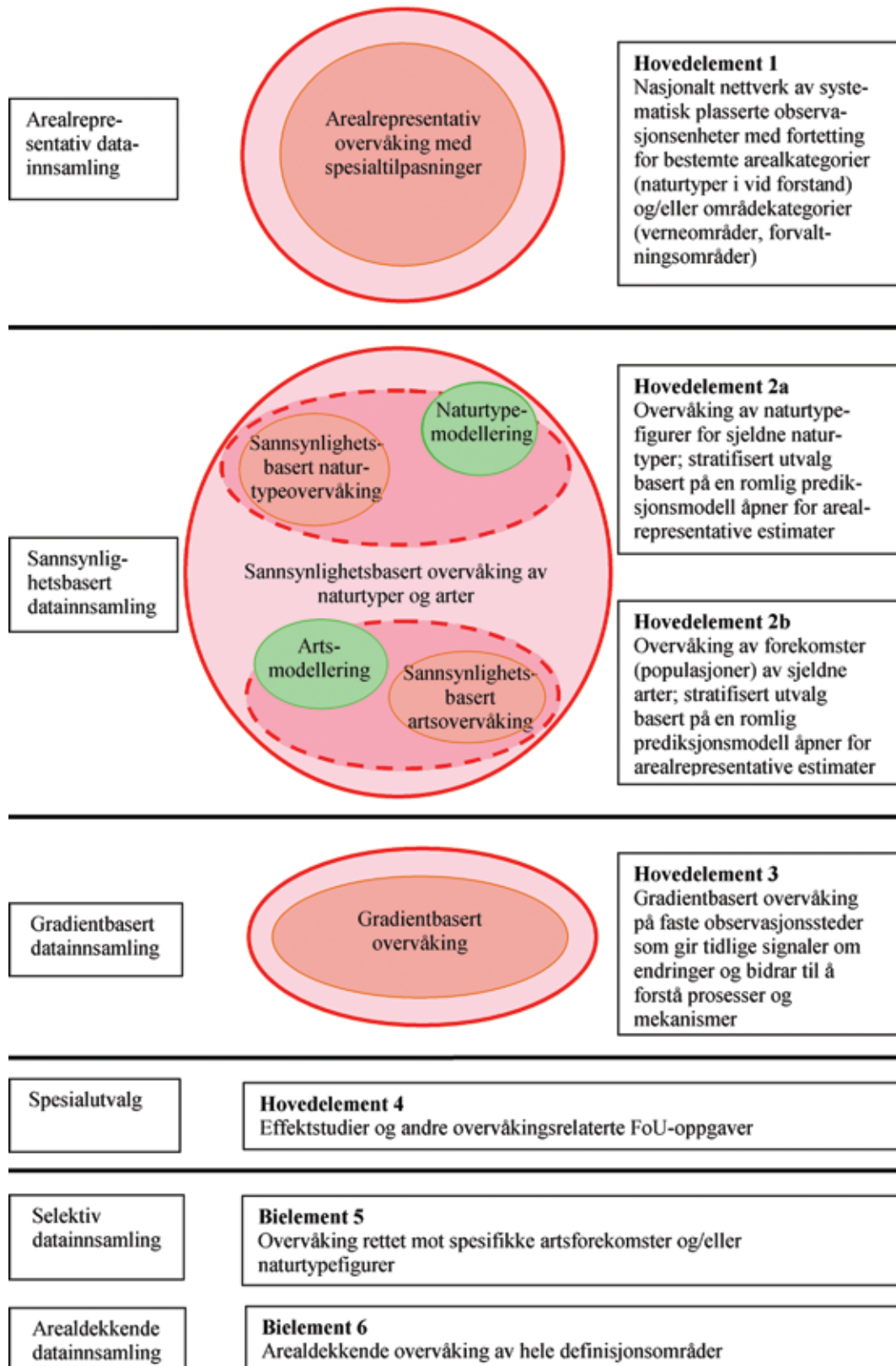


Fig. 21. Metodeplattform for et helhetlig program for kartlegging og overvåking av natur-mangfold; overvåkingsmetoder (midtre kolonne, forklaring i høyre kolonne), utvalgsmetodene de er basert på (venstre kolonne) og hvilke indikatorer/indikatorvariabler de er relevante for. Grønne sirkler angir behov for romlig prediksjonsmodellering.

for eksempel effektiv dataregistrering og gjenbruk av innsamlete data, kan oppnås ved å ta i betraktning følgende:

Hovedelement 1, **arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger**. Med utgangspunkt i at størst mulig grad av samordning er fordelaktig fordi det øker effektiviteten på feltarbeidet og gir muligheter for flerbruk av data, er det ønskelig at et helhetlig overvåkingsprogram inneholder *ett* og bare ett landsdekkende **standard-rutenett for naturovervåking**. Dette nettet kan tilpasses spesialbehov (spesialtilpasset arealrepresentativ overvåking) ved fortetting til finere maskevidde, for eksempel 9 × 9 km, 3 × 3 km, 1 × 1 km og om nødvendig også enda finere, eller ved andre tilpasninger.

Skjæringspunkter mellom vertikale og horisontale linjer i standardnettet benyttes som senterpunkter i et basisutvalg av observasjonsområder. Dette basisutvalget må omfatte så mange observasjonsområder at utvalget gir grunnlag for pålitelige slutninger om tilstand og endringer 'allmenn-naturen' (relativt vanlige arter og naturtyper). Det foreslåtte LUCAS-nettet (18 × 18 km med ca. 1172 skjæringspunkter; Strand & Rekdal 2005) er én kandidat til standard-rutenett (det svenske NILS-nettverket omfatter til sammenlikning ca. 600 observasjonsområder i et utvalg med svak geografisk stratifisering av observasjonssteder).

Standardnettverket for arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger bør i utgangspunktet være åpent, det vil si at det ikke er restriksjoner på informasjon om observasjonsområdenes plassering og at alle data samlet inn i nettverket kan gjenbrukes fritt. En fordel med et åpent nettverk er at alle observasjoner av naturmangfoldet, for eksempel funn av mindre vanlige arter som blir gjort under overvåkingsfeltarbeidet, kan gjøres tilgjengelig for alle gjennom Artsobservasjoner, Artskart og GBIF-portalen. Det finnes imidlertid også vektige argumenter imot at den eksakte plasseringen av observasjonsområder er allment kjent (se f.eks. Olsen et al. 1999). Verken Landsskogtakseringen eller 3Q opererer med åpne nettverk. Valget mellom åpent og lukket nettverk krever derfor grundige vurderinger før arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger implementeres i Norge.

Ideelt sett bør *all* areal(type)representativ datainnsamling som inngår i et nasjonalt program for overvåking av naturmangfold samles inn fra et og samme nettverk med 'undernettverk'. Det finnes grunner for å velge UTM-nettet til å identifisere observasjonspunktene i standardnettverket. UTM-rutenettet er standard for geografiske referanser i Norge, og er enkelt tilgjengelig via kartserien M711, GPS etc. Valg av geografisk referanse må imidlertid avklares i forhold til EUs INSPIRE-direktiv for kartfesting av miljøinformasjon.

Hovedelement 2, **sannsynlighetsbasert overvåking av naturtyper og arter**, forutsetter at det finnes romlige prediksjonsmodeller for tilstedeværelse av de indikatorene (naturtyper og arter) som skal overvåkes, og at disse prediksjonsmodellene er evaluert ved bruk av uavhengige tilstedeværelse-fraværdata (se kapittel 4.2.6). Sannsynlighetsbasert overvåking er foreløpig ikke utprøvd i et større definisjonsområde, men det er sannsynlig at metodikken må tilpasses til hvert enkelt overvåkingstema. Som det framgår av kapittel 5.3.4 er det behov for videreutvikling, både av overvåkingsmetoden som sådan (hvordan sannsynlighetsbasert utvalg skal gjøres i praksis, hvilke parametervalg som er optimale etc.) og av infrastrukturen den bygger på. Særlig synes det som om det fortsatt er et stort potensiale for å forbedre romlige prediksjonsmodeller ved utvikling av nye prediktorvariabler (se grunnlagsundersøkelsene III–VI).

Hovedelement 3, **gradientbasert overvåking**, finnes i Norge bare for få, utvalgte naturtyper. Den mest omfattende gradientbaserte fastruteovervåkingen i Norge i dag er den vegetasjonsøkologiske fastruteovervåkingen i blåbærdominert gran- og bjørkeskog som inngår i TOV (T. Økland et al. 2004, Halvorsen et al. 2009c, Nordbakken et al. 2010). Det er tidligere utarbeidet et forslag om videreutvikling av gradientbasert fastruteovervåking som ledd i en helhetlig plan for overvåking av naturmangfold (R. Økland et al. 2004). En variant av gradientbasert fastruteovervåking som er knyttet til det arealtyperepresentative 3Q-nettverket er utviklet for overvåking av artssammensetningen i enger (i vid forstand) i jordbrukslandskapet (Engan et al. 2008). Muligheten for å erstatte subjektiv stratifisering i gradientbasert datainnsamling med modellbasert stratifisering bør utredes nærmere før ny gradientbasert fastruteovervåking iverksettes (se kapittel 5.3.5).

Hovedelement 4, **effektstudier og andre overvåkingsrelaterte FoU-oppgaver**, omfatter målrettet følgeforskning til naturovervåking med siktemål å teste hypoteser som har utspring i overvåkingsresultater eller gi dypere innsikt i mekanismene bak observerte mønstre. Slik følgeforskning har spilt og vil fortsette å være viktig og inngå som en selvfølgelig del av et helhetlig program for naturovervåking. Programforskning bør derfor være nært knyttet opp mot et helhetlig program for naturovervåking.

Bielement 5, **overvåking rettet mot spesifikke artsforekomster og/eller naturtypefigurer**, er utbredt i Norge i dag (se kapittel 5.3.6), men selektiv datainnsamling er først og fremst egnet til kartlegging (målrettet leiting etter artsforekomster og naturtypefigurer for arter og naturtyper det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til). Fordi selektiv datainnsamling gir et dårligst mulig utgangspunkt for å trekke generelle slutninger (se kapittel 5.4.2), bør denne metoden bare brukes for overvåking når ingen andre datainnsamlingsmetoder lar seg bruke, det vil si for indikatorer (arter og naturtyper) med svært få

forekomster/figurer og/eller lav oppdagbarhet og når behovet for kunnskap er stort.

Bielement 6, **arealdekkende overvåking av hele definisjonsområder**, er først og fremst relevant for (et mindre utvalg) indikatorer spesielt godt egnet for overvåking på grunnlag av fjernmålingsinformasjon.

### 5.5.3 Bruk av metodeplattformen til overvåking av naturtyper

Sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode og egenskaper ved naturtyper som indikator og relevante indikatorvariabler (enkle og sammensatte komposisjonsvariabler, arealdekkevariabler, tilstandsvariabler) blir drøftet i kapittel 5.4 med fokus på egnethet av de enkelte datainnsamlingsmetodene. Ved iverksetting av ny naturtypeovervåking eller innpassing av eksisterende overvåking i et helhetlig overvåkingsprogram, er utfordringen den omvendte: å finne den metoden som egner seg best til å overvåke en bestemt naturtype, gitt et bestemt overvåkingsformål. I dette kapitlet tas naturtypenes egenskaper som utgangspunkt for drøfting av egnet overvåkingsmetode.

- *Naturtyper som er vanlige innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde.* Naturtyper med høyt faktisk totalt figurareal (prevalens > ca. 0,02 i gridruter av standard størrelse, f.eks. 500 × 500 m eller 1 km<sup>2</sup>) bør overvåkes med den arealrepresentative overvåkingsmetoden. Når nasjonalt vanlige naturtyper også skal overvåkes innenfor mindre del-definisjonsområder (f.eks. et verneområde eller en gruppe verneområder), bør samme utvalgsmetode og samme indikatorvariabler som i det nasjonale overvåkingsprogrammet benyttes, eventuelt med nødvendige tilpasninger styrt av formålet med overvåkingen i del-definisjonsområdet (f.eks. ved evaluering av bevaringsmåloppnåelse). For å kunne gi representative estimater for et enkelt verneområde eller et annet mindre område, må standardnettverket for arealrepresentativ overvåking fortettes nok til at antallet observasjoner av indikatorvariabelen fra del-definisjonsområdet alene gir grunnlag for pålitelige estimater (se VI for ett eksempel). Det bør utredes, for eksempel ved simulering (jf. VII), hvor vanlig en naturtype bør være for å egne seg for arealrepresentativ overvåking, nasjonalt og i mindre del-definisjonsområder.
- *Naturtyper som er mindre vanlige eller sjeldne innenfor overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde, men med naturtypefigurer som lett kan identifiseres uten omfattende feltsjekk.* Naturtyper som tilfredsstiller kravet om at alle eller nær alle naturtypefigurer skal kunne identifiseres uten å sjekke tallrike potensielle observasjonssteder i felt, kan overvåkes ved arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger i form av fortetting av et nasjonalt standardnettverk. Det finnes knapt noen nedre prevalensgrense for bruk av arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger (jf. Fig. 18); det avgjørende kriteriet er hvorvidt sikker identifisering av naturtypefigurer er mulig uten for store kostnader.
- *Naturtyper som er vanlige i et del-definisjonsområde, men som ikke omfattes av et nasjonalt program.* For naturtyper som ikke overvåkes nasjonalt, men som har høyt nok faktisk totalt figurareal i et del-definisjonsområde (f.eks. verneområde) til at arealrepresentativ overvåking er hensiktsmessig, er det mulig å bruke arealrepresentativ overvåking, eventuelt med spesialtilpasning (fortetting av standardnettverket), innenfor del-definisjonsområdet. Bruk av samme eller tilsvarende indikatorvariabler (arealutstrekning, tilstand og/eller artssammensetning) som for tilsvarende indikatorer (naturtyper) i nasjonal areal(type)representativ overvåking vil kunne gi samordningsgevinster.
- *Naturtyper som er mindre vanlige i et del-definisjonsområde og sjeldne nasjonalt, og som inngår i sannsynlighetsbasert overvåking med hele Norge som definisjonsområde.* Naturtyper som oppfyller disse betingelsene bør i utgangspunktet overvåkes i del-definisjonsområdet med samme metode som i den nasjonale overvåkingen (sannsynlighetsbasert overvåking), eventuelt med spesialtilpasninger (f.eks. fortettet sannsynlighetsbasert utvalg over del-definisjonsområdet). Det er behov for nærmere uttesting av hvordan slike tilpasninger best kan gjøres i ulike tilfeller (relevante *case studies*). Én mulighet er å gjøre et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder i del-definisjonsområdet, i egnet antall, på grunnlag av en romlig prediksjonsmodell for naturtypen som er utarbeidet for Norge. En annen mulighet, som kan være aktuell for naturtyper med svært lite faktisk totalt figurareal og/eller lavt figurantall i del-definisjonsområdet, er at alle figurer av naturtypen i del-definisjonsområdet benyttes som observasjonssteder, at observasjoner gjøres med samme dataregistreringsmetode som i den nasjonale overvåkingen, og at observasjonene eventuelt knyttes til den nasjonale overvåkingen gjennom poststratifisering (se kapittel 5.3.4).
- *Naturtyper som er mindre vanlige i et del-definisjonsområde og sjeldne nasjonalt, og som ikke inngår i et nasjonalt overvåkingsprogram.* Også for slike naturtyper kan sannsynlighetsbasert overvåking være en mulighet; metodikken for sannsynlighetsbasert datainnsamling kan benyttes uansett hvor lite definisjonsområdet er (jf. eksemplene i grunnlagsundersøkelsene III, IV og VI). Dersom ingen egnet romlig prediksjonsmodell finnes, må en slik modell utarbeides, spesifikt for del-definisjonsområdet eller for et større område som inkluderer del-definisjonsområdet. Fordi sannsynlighetsbasert datainnsamling

har betydelige oppstartkostnader (utarbeidelse av romlig prediksjonsmodell, modellevaluering, utvelgelse og etablering av observasjonssteder i felt) vil imidlertid sannsynlighetsbasert overvåking neppe være aktuelt for overvåking i verneområder eller andre mindre områder annet enn for naturtyper som overåkes i et nasjonalt program med den sannsynlighetsbaserte overvåkingsmetoden. Alternativet for slike tilfeller er overvåking rettet mot spesifikke naturtypefigurer (oppfølging av selektivt utvalgte naturtypefigurer) eller, dersom del-definisjonsområdet er lite og blir gjort gjenstand for total naturtypekartlegging, arealdekkende overvåking av naturtypen i hele definisjonsområdet. I praksis innebærer det at alle eller et utvalg av naturtypefigurer, samlet fra den kjente totalpopulasjonen av naturtypefigurer (spesialtilpasset arealdekkende overvåking; se kapittel 5.3.2), blir overvåket. Valget av indikatorvariabler må tilpasses overvåkingsformålet.

- *Naturtyper som er sjeldne i et del-definisjonsområde.* For naturtyper som er representert med svært få figurer og har lite totalt figurareal innenfor et del-definisjonsområde (f.eks. et verneområde eller et militært øvingsfelt), og som med enkle midler (for eksempel ved bruk av fjernmålingsinformasjon) kan kartlegges eller som allerede er kartlagt gjennom total naturtypekartlegging av området, bør overvåkes ved arealdekkende overvåking, eventuelt med spesialtilpasninger som beskrevet i forrige punkt. Dersom naturtypen inngår i et nasjonalt overvåkingsprogram, bør indikatorvariabler og prosedyrer for dataregistrering så langt som mulig være de samme.

Gradientbasert overvåking med definisjonsområdet som *ett* referanseområde kan brukes ved overvåking av artsrikdom eller variasjon i artssammensetning i gitte naturtyper innenfor et lite definisjonsområde. Utvalgsmetoden bør ikke forutsette subjektive valg (jf. drøfting i kapittel 5.3.5). Dersom naturtypen eller naturtypene som er aktuelle for overvåking i et lite definisjonsområde allerede inngår i nasjonal gradientbasert fastruteovervåking, bør det vurderes om det lille definisjonsområdet eller deler av dette kan egne seg som referanseområde i den nasjonale overvåkingsundersøkelsen.

Selektiv datainnsamling, det vil si registrering av indikatorvariabler i kjente naturtypefigurer eller i et utvalg av kjente naturtypefigurer (når totalpopulasjonen av naturtypefigurer ikke er kjent), bør bare benyttes dersom ingen andre overvåkingsmetoder lar seg bruke og når naturtypen ikke inngår i et nasjonalt overvåkingsprogram. I dette tilfellet gjelder den generelle anbefalingen (kapittel 5.4.4) om at selektiv datainnsamling bare bør brukes for overvåking av indikatorer som ikke lar seg overvåke med metoder som gir grunnlag for arealrepresentative estimater (med akseptabel presisjon) og etter særskilt vurdering. Også ved selektiv datainnsamling bør prosedyrer for dataregistrering (f.eks. av figurareal, tilstand og artssammensetning) standardiseres så mye som mulig.

#### 5.5.4 Tilrettelegging for aggregering av resultater fra naturovervåking

I programmet 'Oppfølging av verneområder – bevaringsmål og overvåking' (B.Ø. Solberg et al., upublisert notat) blir tre overvåkingsformål definert, alle nært knyttet til begrepet bevaringsmål. Overvåking (oppfølging) rettet mot evaluering av bevaringsmål skal:

1. *For hvert enkelt verneområde gi grunnlag for evaluering av hvorvidt bevaringsmålet er nådd* (om området har gunstig bevaringsstatus) og, eventuelt, utløse skjøtels- og/eller restaureringstiltak, samt gi grunnlag for å evaluere effekten av disse tiltakene. Kunnskapsbehovet det her er tale om, kan dels forutsette effektstudier, dels kan det fylles ved overvåking slik begrepet er definert i denne rapporten (kapittel 2.2).
2. *Gi grunnlag for å aggregere tall for:*
  - a. ulike kategorier av verneområder (nasjonalparker, landskapsvernområder, naturreservater),
  - b. ulike tematiske verneområder (for eksempel barskogsreservater eller myrreservater), og
  - c. ulike geografiske områder.

Aggregering av tall er det samme som generalisering av resultater, og stiller krav til at observasjoner av indikatorvariablene er samlet på mest mulig lik måte i alle områdene data skal aggregeres fra.
3. *Gi grunnlag for å sette aggregerte tall for verneområdene i sammenheng med tilsvarende tall for hele Norge.* Dette forutsetter at de samme indikatorvariablene observeres både i og utenfor verneområdene, det vil si at overvåkingen i verneområder er en integrert del av en nasjonal overvåking av indikatoren.

Behovet for å aggregere overvåkingsresultater på flere nivåer – ett enkelt mindre definisjonsområde eller mange del-definisjonsområder av samme kategori (f.eks. verneområder som inngår i samme tematiske verneplan) – innenfor et større definisjonsområde – f.eks. ett fylke eller hele Norge – er imidlertid ikke spesifikt knyttet til evaluering av bevaringsmål for verneområder, men kan også ha relevans for andre kategorier av del-definisjonsområder, for eksempel militære øvingsfelt.

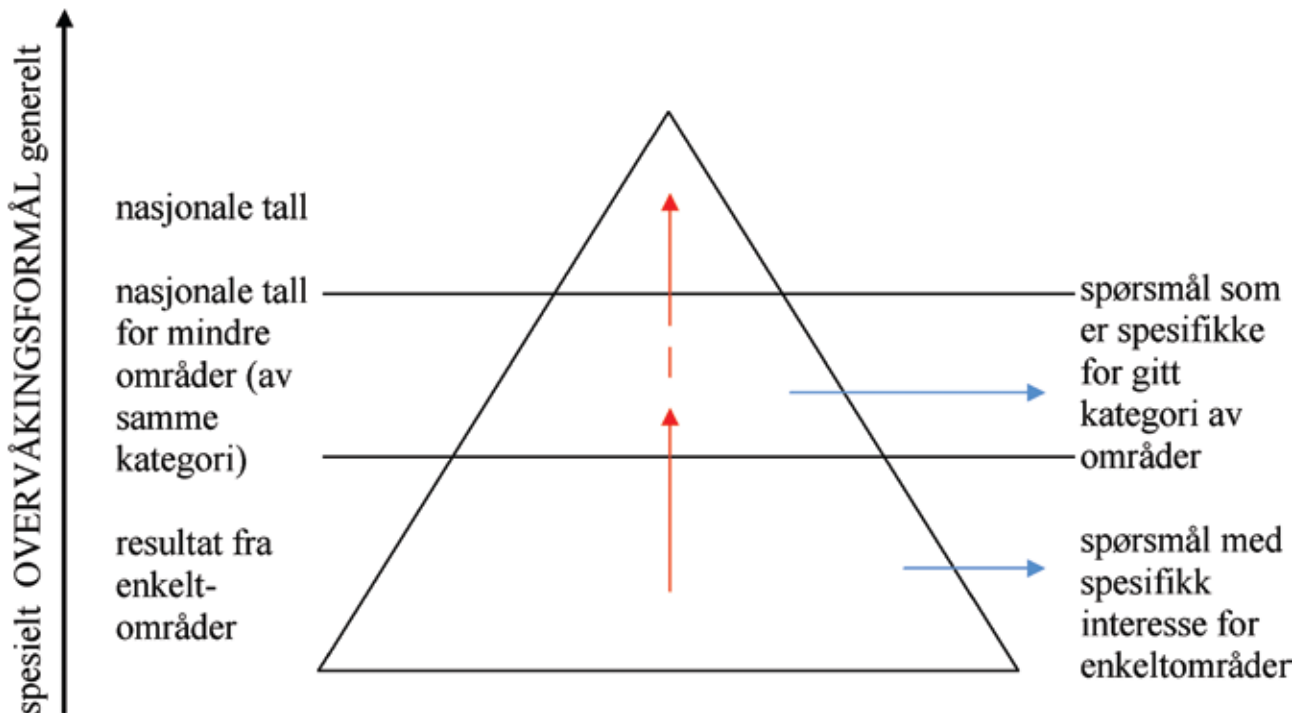


Fig. 22. Illustrasjon av hvordan resultater av overvåking i mindre del-definisjonsområder (f.eks. verneområder) kan være relevant også for overvåkingsmål som det knytter seg generell interesse til. Nivåer for aggregering av overvåkingsresultater til generelle slutninger er indikert med røde piler, utnyttelse av overvåkingsresultater til spesifikke formål knyttet for eksempel til oppfølging av verneområder er indikert med blå pil.

Behovet for å aggregere overvåkingsresultater på tvers av romlige skalaer er bare én problemstilling innenfor et stort tema – sammenstilling ('integrering') av naturmangfoldinformasjon fra ulike informasjonskilder. Dette temaet er viktig fordi hvert land (ofte også ulike sektorer i ett enkelt land) driver naturmangfoldovervåking rettet mot én og samme problemstilling, men med ulike metoder. Det er viktig at muligheten til å sette denne informasjonen sammen til et mer fullstendig mønster utnyttes så langt som mulig. Henry et al. (2008) lister opp fire 'dimensjoner' som er relevant for sammenstilling av overvåkingsinformasjon: størrelsen på observasjonseenhetene, taksasom blir adressert, definisjonsområder og tidsperioder. Henry et al. (2008) gir også en oversikt over metoder for sammenstilling av resultater fra data med ulike egenskaper, og drøfter de utfordringene dette innebærer.

Ved oppstart av ny overvåking, er det imidlertid opplagte fordeler forbundet med god samordning og planlegging. Direkte generalisering av overvåkingsinformasjon er mye enklere (og vil normalt gi mer pålitelige resultater) når den aktuelle indikatorvariabelen registreres med samme metoder i et nasjonalt overvåkingsprogram og ved overvåking i mindre del-definisjonsområder.

Vilkår for generalisering av overvåkingsresultater fra mindre del-definisjonsområder til nasjonale tall er skissert i Fig. 22. Som eksempel på en 'generaliseringskjede' kan nevnes områdefokusert overvåking i enkeltverneområder (1), generalisering av resultater til en gitt kategori av verneområder (for eksempel barskogsreservater; 2), og evaluering av verneområder i en nasjonal sammenheng (3). For å kunne generalisere til nasjonale tall eller sette verneområder inn i en nasjonal sammenheng (Framstad et al. 2010), bør overvåkingen i verneområder være en integrert del av en nasjonal plan for overvåking av naturmangfold. For å nå generaliseringsnivå (2) bør data samles inn fra verneområdene etter samme prinsipper som i nasjonal overvåking. Bare dersom det er mulig å tenke seg at et bevaringsmål for et enkelt verneområde (1) alene er viktig og at det ikke (i overskuelig framtid) vil være aktuelt å se dette i en større sammenheng, bør overvåking i verneområder planlegges løst fra en nasjonal overvåkingsplan. Det er neppe mange tilfeller der dette er en relevant situasjon. Sannsynligvis vil formålet med oppfølging av verneområder og annen overvåking knyttet til mindre definisjonsområder i de aller fleste tilfeller innebære at overvåkingsresultatene skal kunne brukes både til områdespesifikke slutninger og til å sette området inn i en større sammenheng.

### 5.5.5 NiN som infrastruktur for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold

Utviklingen av Naturtyper i Norge (NiN) har siden starten i 2006 vært forankret i behovet for et standardisert system for å beskrive naturvariasjon i Norge, blant annet til bruk i naturtypeovervåking (Halvorsen 2008). I dette kapitlet drøftes rollen NiN skal spille som infrastruktur for natur(type)overvåking med referanse til framlegget til metodeplattform for et helhetlig program for overvåking av naturmangfold (kapittel 5.5.1–2). I neste kapittel (5.5.6) drøftes behovene for videreutvikling av NiN som infrastruktur for naturmangfoldovervåking med utgangspunkt i erfaringene med bruk av NiN i NatTOV-prosjektet (se I, II, IV og VI).

Halvorsen (2008) lister en rekke områder der et standardisert naturbeskrivelsessystem som NiN vil være til vesentlig nytte for naturovervåking. De viktigste er:

1. *Økt kompatibilitet mellom arealtypeinndelinger og økt tilgjengelighet til systematisert arealinformasjon bedrer beslutningsgrunnlaget for overvåking.* Standardisering av begrepsapparatet for naturtypevariasjon fremmer kompatibilitet mellom ulike arealtypeinndelinger. Som standard for naturtypeinndeling kan NiN tjene som en fellesnevner som andre arealtypeinndelinger kan oversettes til. Det muliggjør felles innsyn til, og felles analyse av, resultater fra ulike tematiske kartleggings- og overvåkingsaktiviteter uten at det må gjøres store investeringer i datatilrettelegging i hvert enkelt tilfelle. Som et første skritt i retning økt tilgjengelighet til systematisert arealinformasjon ble det utarbeidet en oversettelsesnøkkel mellom DNS naturtypekartleggingshåndbøker 13 og 19 og NiN versjon 1.0 (Halvorsen 2010). Denne oversettelsesnøgkelen er basert på eksplisitte prinsipper for 'oversettelsesnøkling'. Oversettelsesnøgkelen er foreløpig ikke mye brukt, men vil legge grunnlaget for den planlagte revisjonen av kartleggingshåndbøkene (tilpasning til NiN). Felles innsyn til arealtypeinformasjon gjennom oversettelse til NiN er viktig som infrastruktur for naturtypeovervåking fordi kunnskap om naturtypenes utbredelse, totale figurareal og prevalens er grunnlaget for vurdering av rødlistestatus, prioritering av forvaltningstiltak og beslutninger om overvåking.
2. *Felles begrepsapparat for naturvariasjon i Norge fremmer kommunikasjon,* som er viktig av flere grunner:
  - a. Bedre kommunikasjon mellom ulike fagsektorer gjør det lettere å oppnå konsensus om, og deretter utvikle et sektorovergripende, helhetlig nasjonalt kartleggings- og overvåkingsprogram.
  - b. Et standardisert begrepsapparat for naturvariasjon fremmer kommunikasjon av resultater fra kartlegging og overvåking av natur(type)mangfold
  - c. Standardisering av begrepsapparatet for naturvariasjon fremmer flerbruk og gjenbruk av overvåkingsdata.
3. *NiN fremmer kvalitet og relevans av naturovervåking.* Et kunnskapsbasert standardisert arealinndelingssystem vil heve kvaliteten på, og dermed nytteverdien av, de enkelte kartleggings- og overvåkingsaktivitetene. For overvåkingsmetoder som baserer seg på avgrensning av naturtypefigurer er en standard naturtypeinndeling med presise definisjoner og avgrensningskriterier avgjørende for kvaliteten på overvåkingsresultatene. Oppbygningen av NiN, der grunnleggende naturegenskaper som er stabile over lengre tid (lokale basisøkokliner) brukes til å definere typer mens andre egenskaper (kilder til variasjon; se kapittel 3.3.4), inkludert tilstandsvariasjon, brukes etter behov til å beskrive naturtypefigurene, gjør systemet spesielt godt egnet for naturtypeovervåking. Typeinndelingen kan dermed brukes til å definere indikatorene (hvilke naturtyper som skal overvåkes og hvordan de skal avgrenses) mens beskrivelsessystemet inneholder standardisert begrepsapparat for viktige indikatorvariabler (tilstandsvariabler, objektinnhold).
4. *Ett standard naturbeskrivelsessystem fremmer kontinuerlig kunnskapsoppbygging.* Artsdatabanken har ambisjon om at NiN skal være et nasjonalt kunnskapsgrunnlag om naturmangfoldvariasjon, som skal videreutvikles over lang tid. Det legges dermed til rette for at nye oppdagelser og erfaringer, blant annet fra kartleggings- og overvåkingsaktiviteter, kan tas vare på og kontinuerlig inkorporeres i dette kunnskapsgrunnlaget. Mange indikatorvariabler (artsmengdemål, tilstandsvariabler etc.) har for eksempel sin naturlige plass i NiN-systemet som kilder til naturvariasjon.
5. *Infrastruktur for naturtypekartlegging.* Presise definisjoner og skarpe avgrensningskriterier er en forutsetning for gode, observatøruavhengige naturtypekart (se I: 1). En av hovedhensiktene med NiN er at systemet skal gi grunnlag for mer presis naturtypekartlegging, såvel utfigurering av enkelte naturtyper det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til som totalkartlegging av naturtyper i større eller mindre kartleggingsområder. NiNs fleksibilitet med hensyn til valg av organisasjonsnivå og romlig skala (se kapittel 3.3.1), generaliseringsnivå (se kapittel 3.3.2) og hvilke egenskaper ved naturtypefigurene som skal registreres gir brukerne stor mulighet til å lage spesialtilpassete kartleggingsinstruksjoner og å målrette disse mot spesifikke kartleggingsformål. Samtidig stiller denne fleksibiliteten store krav til kompetanse og intensjonsdybde hos brukeren.

6. *Grunnlag for andre aktiviteter med relevans for kartlegging og overvåking av naturmangfold.*  
En økoklinbasert naturtypeinndeling har stor nytteverdi som grunnlag for overvåkingsrelevante forsknings- og utredningsoppgaver, for eksempel romlig prediksjonsmodellering. Naturtyper definert i et økoklinbasert system kan brukes som surrogat for viktige kompleksgradienter som vanskelig lar seg representere med arealdekkende prediktorer (se kapittel 4.2.2 og R. Halvorsen, unpubl. manuskript).

Alle de seks (kartleggings- og) overvåkingsmetodene (se Fig. 21) samt mange kartleggings- og overvåkingsrelaterte FoU-aktiviteter vil dra nytte av en standardisert naturtypeinndeling, men nytteverdien og bruksområdene vil til dels være forskjellig for ulike overvåkingsmetoder:

- *Arealrepresentativ kartlegging og overvåking med spesialtilpasninger (hovedelement 1 i metodeplattformen for et helhetlig program).* NiNs standardiserte, fullstendig arealdekkende typeinndeling på natursystem-nivået fremmer kvaliteten på (punkt 3) og kommunikasjonen av resultater fra (punkt 2) naturtypeovergripende arealrepresentativ overvåking i et landsdekkende standardrutenett. En presis, standardisert naturtypeinndeling er særlig viktig for høy kvalitet på (gjentatt) naturtypekartlegging (punkt 5) av store observasjonsenheter (flater på 1 km<sup>2</sup> eller noe mindre), en nøkkelaktivitet i mange store, arealrepresentative overvåkingsundersøkelser (for eksempel 3Q og den svenske NILS-undersøkelsen som er omtalt i kapittel 5.1). At NiN også inneholder typeinndelinger for landskap, landskapsdel og livsmedium muliggjør nasjonal arealstatistikk for viktige typer også på disse organisasjonsnivåene. Nasjonal arealstatistikk for landskap forutsetter imidlertid at typeinndelingen på landskapsnivået i NiN videreutvikles til å fange opp landskapsvariasjon på finere romlige skalaer, som anbefalt av Simensen & Uttakleiv (2011).

NiNs typeinndeling på natursystem-nivået er særlig viktig for arealtyperepresentativ overvåking (med eventuelle spesialtilpasninger). En standardisert naturtypeinndeling fremmer kompatibilitet mellom eksisterende arealtyperepresentativ kartlegging og overvåking (punkt 1), for eksempel mellom Landsskogtakseringen og 3Q på den ene siden og overvåking i et nytt landsdekkende standardrutenett på den andre siden. En gjennomarbeidet og kunnskapsbasert naturtypeinndeling vil dessuten heve kvaliteten og relevansen på data innsamlet i naturovervåkingsprogrammer (punkt 4) og fremme kommunikasjon og flerbruk av data (punkt 2). En standardisert natursysteminndeling er en forutsetning for å generalisere arealestimater fra arealtyperepresentativ kartlegging og overvåking til arealstatistikk for et større definisjonsområde. Dokumentasjon av eksisterende kunnskap gjennom NiN og videre kunnskapsoppbygging (punkt 5) vil legge et godt grunnlag for beslutninger om ny arealtyperepresentativ kartlegging og overvåking, for eksempel av naturtyper som ikke kan rødlistevurderes på grunn av mangelfullt kunnskapsgrunnlag (kategorien DD – *data deficient*) og naturtyper som gjøres gjenstand for utvelgelse etter Naturmangfoldloven (punkt 1).

Erfaringene fra utprøvingen av NiN som praktisk kartleggingsssystem og annen bruk av NiN i NatTOv-prosjektet i 2010 (I) tilsier at 1:5 000 er en hensiktsmessig målestokk for kartlegging av naturtyper på natursystem- og landskapsdel-nivåene. Denne målestokken bør derfor legges til grunn for naturtypekartlegging som skal inngå i en større overvåkingsundersøkelse, for eksempel ved basisovervåking av arealdekke i observasjonsenheter i et arealrepresentativt nettverk av overvåkingsflater. Erfaringene fra prøvekartlegging av de åtte kartleggingsflatene (grunnlagsundersøkelse I) fra ulike steder i Norge med svært ulike naturforhold viser at grundig feltkartlegging av 1 km<sup>2</sup> etter NiN krever anslagsvis 1–2 ukeverk i felt av en erfaren kartlegger. Resultatene av kartleggingen viser imidlertid også at fordi store deler av Norge har stor naturtypevariasjon på ned til fin og middels fin lokal romlig skala, betinget av topografisk variasjon og variasjon i historisk hevd, vil mindre flater som er vesentlig mindre enn 1 km<sup>2</sup> også fange opp det meste av naturtypevariasjonen innenfor et lokalt område. Erfaringene fra 2010 indikerer at 500 × 500 m (0,25 km<sup>2</sup>), som kan kartlegges i felt i løpet av 1–3 dager, kan være en hensiktsmessig flatestørrelse.

- *Sannsynlighetsbasert overvåking av naturtyper og arter (hovedelement 2).* NiNs standardiserte typeinndeling av natursystemer gjør arealtypedata for betydelige arealer kompatible (punkt 1) og fremmer dermed kommunikasjon og flerbruk av informasjon (punkt 2), for eksempel som treningsdata for romlig prediksjonsmodellering av naturtyper, som er en viktig forutsetning for sannsynlighetsbasert overvåking (punkt 6). En standardisert naturtypeinndeling vil dessuten være et viktig korrektiv til eksisterende arealstatistikk (punkt 3). Hele det norske fastlandarealet er vegetasjonskartlagt på grunnlag av satelittdata med en kornstørrelse (lineær pikseldimensjon) på 30 m (Johansen 2009). Satelittbaserte vegetasjonskart har imidlertid klare begrensninger med hensyn til maksimal oppnåelig presisjon (punkt 3; Erikstad et al. 2009). Gjennom femti år med tradisjonell feltbasert vegetasjonskartlegging er i overkant av 10% av det norske landarealet kartlagt i målestokk 1:50 000 eller finere (Balle 2000, Bryn

2006), det aller meste med Skog og landskap (tidligere NIJOS) sin metode (Rekdal & Larsson 2005, Bryn 2006). Kun en mindre arealandel (i år 2000 mellom 2 og 3 % av det norske landarealet; jf. Balle 2000) er vegetasjonskartlagt i finere målestokk enn 1:50 000. I tillegg er over 35 000 naturtypefigurer for spesifikke naturtyper kartlagt etter DN's håndbok 13 (Gaarder et al. 2007). Nyttverdien av all denne arealtypeinformasjonen, blant annet som datagrunnlag for utbredelsesmodellering, vil øke betydelig dersom den kan oversettes og gjøres tilgjengelig gjennom ett standard naturtypeinndelingssystem (punkt 1). Standardisert angivelse av arters miljørelasjoner (deres naturtypetilhørighet) er en forutsetning for effektiv artsmodellering (punkt 6). Kombinering av romlige prediksjonsmodeller for mange arter som karakteriserer en naturtype kan dessuten være et alternativ til direkte modellering av en naturtype ved bruk av kjente naturtypefigurer (se grunnlagsundersøkelsene IV og VI).

- *Gradientbasert overvåking (hovedelement 3)*. Overvåking på faste observasjonssteder innenfor referanseområder, mer eller mindre i tråd med 'Det norske konseptet for vegetasjonsøkologisk intensiv overvåking', innebærer først og fremst registreringer på fastmerkete observasjonssteder ('vegetasjonsruter' eller faste fugletakseringslinjer el.l.) innenfor et gitt spekter av naturtyper innen utvalgte referanseområder (se kapittel 5.3.5). En standardisert typeinndeling på natursystem-nivået kan forankre gradientbasert overvåking på faste observasjonssteder i arealrepresentativ overvåking (punkt 1 om kompatibilitet og punkt 3 om kvalitet), for eksempel ved å legge til rette for estimering av totalt faktisk figurareal for den overvåkede naturtypen. Det kan være til hjelp ved vurdering av hvor representative dataene som er samlet inn i et gradientbasert utvalg er for den aktuelle naturtypen definisjonsområdet som helhet. En standardisert typeinndeling på natursystem-nivået bidrar også til mer presise definisjoner av naturtyper som skal overvåkes i faste vegetasjonsruter og bedrer sammenliknbarheten mellom naturtyper mellom referanseområder i ulike regioner. Det eksplisitte skillet mellom lokale basisøkokliner og regionale økokliner som kilder til variasjon i NiN bidrar til dette. En god, standardisert naturtypeinndeling bidrar derfor til å heve kvaliteten på fastruteovervåking (punkt 3).
- *Effektstudier og andre overvåkingsrelaterte FoU-oppgaver (hovedelement 4)*. En standardisert naturtypeinndeling vil på ulike måter (avhengig av formål og angrepsvinkel) kunne bidra til økt kvalitet på et stort spekter av overvåkingsrelaterte undersøkelser (punkt 3).
- *Overvåking rettet mot spesifikke artsforekomster og/eller naturtypefigurer (element 5)*. For kartlegging og påfølgende overvåking av naturtypefigurer eller artsforekomster (for eksempel i naturtypefigurer, det vil si med naturtypefigurer som observasjonssteder), er muligheten for presis naturtypekartlegging, det vil si presis avgrensning av naturtypefigurer, avgjørende (jf. Gaarder et al. 2007). Denne muligheten fremmes av en standardisert naturtypeinndeling (punktene 3 og 5). NiN skal videreutvikles i et langsiktig tidsperspektiv (punkt 4), og systemet vil derfor stadig bli bedre egnet for naturbeskrivelse. NiN vil dermed bidra til å fremme kommunikasjon av resultater og flerbruk av overvåkingsdata (punkt 3) og til bedret tilgjengelighet til systematisert arealinformasjon (punkt 1) på grunnlag av resultater fra mange ulike kartleggings- og overvåkingsaktiviteter som for eksempel MiS-kartlegging i skog, den kommunale naturtypekartleggingen og framtidig naturtypekartlegging i Norge (alle disse kartleggingsaktivitetene er eksempler på denne overvåkingsmetoden, jf. kapittel 5.3.7). NiN dokumenterer hvilke naturtyper som er dårlig kjent og bidrar dermed til å identifisere naturtyper som trenger tilleggskartlegging (punkt 1). En standardisert naturtypeinndeling er en forutsetning for å sette resultater fra store programmer for kartlegging (og overvåking) rettet mot spesifikke naturtyper inn i en lands- eller landsdelssammenheng (arealregnskap for ulike naturtyper fra areal(type)representativ overvåking).
- *Arealdekkende kartlegging og overvåking av hele definisjonsområder (element 6)*. NiNs typeinndelinger for landskapsdel- og natursystemnivåene (til dels også et finere landskapsnivå; se Simensen & Uttakleiv 2011) er relevante for kartlegging og overvåking blant annet fordi de fremmer kompatibilitet mellom arealtypeinndelinger (punkt 1) og dermed kommunikasjon på tvers av sektorer uten tradisjon for samarbeid og kommunikasjon (punkt 2). NiN-arbeidet har hatt som uttalt formål å videreføre etablerte kriterier for arealtypeinndeling så langt som råd innenfor et helhetlig sett av inndelingsprinsipper. For eksempel er viktige markslagsdefinisjoner fra N5 (økonomisk kartverk; Bjørdal 2007) og N50 (M711-kartserien) lagt til grunn for inndelingen i natursystem-hovedtyper i NiN versjon 1.0 så langt NiN-prinsippene har gjort dette mulig. En slik samordning gjør at store investeringer i nasjonal digital kartinfrastruktur kan utnyttes til arealregnskap for enheter og/eller grupper av enheter i NiNs natursystemtypeinndeling. Med sitt mål om klarest mulige avgrensningskriterier mellom typer bidrar NiN til å øke kvaliteten (punkt 3) på all arealdekkende kartlegging og overvåking av naturtyper.

Muligheten for å beskrive tilstandsvariasjon (blant annet er gjengroingstilstand egen tilstandøkolin i NiN) som en eksplisitt kilde til variasjon i NiN versjon 1.0 åpner nye perspektiver på kartlegging og overvåking (punkt 3). Blant annet åpnes nye muligheter for overvåking og tilstandskontroll i spesielt verdifulle, kartlagte kulturlandskap i landbruket og for overvåking i verneområder. Det fleksible beskrivelsessystemet



for variasjon innen hovedtyper på natursystem-nivået i NiN åpner muligheter for en detaljert oppfølging av virkemiddelbruken på grunnlag av innrapportering av arealbruk og skjøtselstiltak (for eksempel med referanse til eksplisitte målnivåer).

En standardisert naturtypeinndeling er viktig som grunnlag for å systematisere kunnskap om arters relasjoner til miljøforholdene, og dermed også for god forvaltning av kjente artsforekomster. NiN gir mulighet for standardisert beskrivelse av arters miljørelasjoner på natursystem- og livsmedienivåene.

### 5.5.6 Behov for videreutvikling av NiN som infrastruktur for naturovervåking

Ett av hovedformålene med NatTOv-prosjektet (se kapittel 3) har vært å prøve ut NiN som kartleggingssystem for naturtypevariasjon. NiN har også vært en viktig del av infrastrukturen i to av undersøkelsene som belyser bruk av romlig prediksjonsmodellering i sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking. Erfaringene med bruken av NiN som kartleggingssystem, som er drøftet i I: 4, og erfaringene fra bruk av NiN i andre sammenhenger (drøftet i grunnlagsundersøkelsene IV og VI) kan kort oppsummeres i følgende punkter:

- *NiN har passert første test som naturtypekartleggingssystem*, både for identifisering og avgrensning av spesifikke naturtyper som skal kartlegges eller overvåkes (IV og VI) og for totalkartlegging (I). De seks kartleggerne som deltok i utprøvingen av kartlegging etter NiN sommeren 2010 ga entydig uttrykk for at systemet som sådan fungerte godt for kartlegging i 1:5 000, og at denne kartleggingsmålestokken er velegnet for kartlegging av naturtypefigurer for hoved- og grunntyper på natursystem- og landskapsdelnivåene i NiN.
- *NiN-dokumentasjonen må videreutvikles og tilrettelegges bedre for praktisk bruk dersom naturtypekart etter NiN skal bli presise*. Utprøvingen av NiN i felt resulterte i identifisering av en lang rekke spesifikke naturtyper og kilder til variasjon der dokumentasjonen kan og bør forbedres (se liste i I: 4.2). De viktigste tilbakemeldingene fra kartleggerne var:
  - at arter i langt større grad enn tilfellet har vært til nå må tas i bruk som indikatorer for naturtyper og økoklintrinn; og
  - at det må utarbeides kortfattet men likevel presis avgrensningsinformasjon (og typebeskrivelser) som er spesielt tilrettelagt for bruk i praktisk kartlegging (i tillegg til at den mer fullstendige dokumentasjonen av NiN i Naturtypebasen må bygges videre ut, blant annet med beskrivelser av alle grunntyper og standardiserte eksempler).
- *Det må utvikles et differensiert kursopplegg for brukere av NiN*. Såvel resultatene av naturtypekartleggingen som kartleggernes egne erfaringer identifiserer manglende kjennskap til systemet som en hovedårsak til feil, mangler og redusert presisjon ved kartleggingen. Erfaringene med NiN så langt indikerer at det er behov for differensiert utdanning, inkludert etter- og videreutdanning, rettet mot flere ulike målgrupper:
  - brukere som trenger å kjenne til hovedtrekk i hvordan systemet er bygd opp (1 dag);
  - brukere som trenger noe mer inngående forståelse av hva naturvariasjon er, hvordan naturvariasjon blir systematisert i NiN og hovedtrekk i variasjonen i norsk natur (1–3 uker, inkludert undervisning i felt); og
  - kartleggere og andre som skal bruke NiN som et viktig redskap i sitt arbeid (modulbasert studium som omfatter inntil ett semester arbeid spredt ut over ett kalenderår).
- *Instruksene for kartlegging etter NiN må forbedres vesentlig* (instruksene som ble benyttet ved kartlegging etter NiN sommeren 2010 er gjengitt som I: vedlegg 1), særlig med hensyn til kriteriene for utfigurering av mosaikkfigurer.

Feltutprøvingen av NiN som kartleggingssystem sommeren 2010 ga ikke svar på hvor presise naturtypekart det i teorien kan være mulig å lage på grunnlag av et system som er basert på prinsippene som ligger til grunn for NiN. Undersøkelsen avdekket at kartpresisjonen uansett vil variere mye mellom kartleggingsområder og være større i områder med 'enklere' naturvariasjon enn i områder med mer kompleks naturvariasjon. Undersøkelsen viste at gradvise overganger (som finnes over alt i naturen) alltid vil være en viktig kilde til usikkerhet ved grensetrekking: Når naturvariasjonen er kontinuerlig er jo alle grenser kunstige (jf. det teoretiske grunnlaget for NiN; Halvorsen 2009b). Dessuten er ingen steder helt like, og tolkningsforskjeller er unngåelig. Uansett hvor utfyllende avgrensningsinformasjon som blir utarbeidet vil det finnes arealer der kriteriene er vanskelig eller umulig å bruke, fordi indikatorarter mangler eller forekommer utenfor sin normale økologiske amplitude eller av andre grunner.

Den gjennomsnittlige presisjonen i de parallelle naturtypekartene for de åtte kartleggingsområdene var 82,1 % for kartlegging til dominerende hovedtype, men bare 35,4 % til dominerende grunntype innen

naturtypefigurer som var kartlagt til samme dominerende hovedtype. Det er behov for løpende oppdatering av disse tallene etter hvert som dokumentasjonen for NiN og kartleggingsinstruksen utvikles videre og opplæring av kartleggere settes i system.

Utprøvingen av NiN som kartleggingssystem i 2010 identifiserer noen få forbedringspunkter i sjølve typeinndelingen. Disse bør tas i betraktning når arbeidet med versjon 2.0 av NiN starter opp seinere i 2011.

### 5.5.7 Naturtypebasert tilnærming til overvåking av rødlistearter

Rødlistearter (og andre sjeldne arter det knytter seg overvåkingsinteresse til, for eksempel arter som blir definert som 'nasjonale ansvarsarter') kan ofte med fordel kartlegges og overvåkes gjennom en naturtypebasert tilnærming. Den økologiske begrunnelsen for en slik tilnærming er at mindre vanlige arter ofte har spesialiserte miljøkrav [mindre vanlige arter med snever økologisk amplitude betegnes satellittarter av Collins et al. (1993)] og ofte har tendens til å danne konsentrasjoner (såkalte *hotspots* i naturen; se også kapittel 5.3.5). *Hotspots* kan være konsentrasjoner av arter fra samme eller fra forskjellige artsgrupper. I hvilken grad det forekommer *hotspots* i naturen er sterkt omdiskutert; spørsmål som er mye diskutert i litteraturen er på hvilken skala *hotspots* kan identifiseres, i hvilke typer av natur, og hvilke artsgrupper som eventuelt har sammenfallende *hotspots*. Dette kan belyses av noen eksempler: Prendergast et al. (1993) viser at det er lite sammenfall mellom *hotspots* for fugler, vannplanter og levermoser i Storbritannia; Dobson et al. (1997) viser at det bare er et begrenset sammenfall mellom *hotspots* for rødlistete arter mellom karplanter og seks dyregrupper i U.S.A.; Gjerde et al. (2004) finner liten grad av overlapp mellom konsentrasjoner av rødlistearter for ulike artsgrupper og svak sammenheng mellom generell artsrikdom og forekomst av rødlistearter i boreal barskog i Norge; mens Perhans et al. (2007) finner at fordelingen av artsrikdom og artssammensetning hos moser og lav er forskjellig i ulike kategorier av skogteiger som er unntatt fra hogst. R. Økland et al. (2001) og Sætersdal et al. (2003) viser imidlertid at karplantefloraen kan gi en god indikasjon på hvordan artsmangfold og artssammensetning for andre artsgrupper fordeler seg i skog. Derfor er det ofte ikke et enten-eller, men et både-og med hensyn til hvilke prediktorer som er best egnet til utvelgelse av områder for bevaring av biologisk mangfold; Gjerde et al. (2007) og Juutinen et al. (2008) konkluderer begge at artsmangfoldet i skog best fanges opp når man fanger opp variasjonen langs økokliner og kombinerer dette med å ta vare på særlig artsrike lokaliteter. Sannsynligvis reflekterer den tilsynelatende uenigheten i litteraturen om eksistensen av *hotspots* at svaret på spørsmålet er artsgruppe-, skala- og organismegruppe-spesifikt: det finnes et stort mangfold av forklaringer på (variasjonen i) mangfold i naturen (Tilman 1999, R. Økland et al. 2003). Oversiktene over rødlisteartenes fordeling på habitater i Kålås et al. (2010a) viser da også at det finnes naturtyper med såvel større som mindre konsentrasjoner av rødlistearter fra ulike artsgrupper.

Naturtypebaserte tilnærminger til overvåking av rødlistearter blir ofte betegnet '*hotspot*-tilnærminger' (Sverdrup-Thygeson et al. 2008). Sverdrup-Thygeson et al. (2008) skriver i den forbindelse at 'en del arter med velkjente og spesifike habitatkrav og begrenset geografisk utbredelse kan forholdsvis effektivt dekkes ved intensiv overvåking av habitater med konsentrasjoner av flere rødlistearter (*hotspots*).' Sverdrup-Thygeson et al. (2008) foreslår en slik **hotspot-tilnærming til artsovervåking** som et supplement til overvåking rettet mot spesifikke arts- og naturtypefigurer (bielement 5 i framlegget til helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold): 'For en stor andel av disse artene [prioriterte arter for hver artsgruppe] anbefales overvåking som spesialobjekter, dvs. vanligvis ved oppfølging av kjente forekomster. I tillegg kan en del arter, spesielt av insekter, sopp og til dels karplanter, følges opp ved intensivovervåking av konsentrasjoner av arter i hotspot-habitater: Kalkrike, tørre berg og enger for karplanter, lav og insekter, gamle/hule eiker for sopp, lav og insekter, og naturbeitemarken for sopp.'

Oversikten over overvåkingsmetoder (kapitlene 5.3.1 og 5.5.2) og drøftingen av sammenhenger mellom datainnsamlingsmetode og egenskaper ved indikatorer og indikatorvariabler (kapittel 5.4) viser imidlertid at overvåking rettet mot spesifikke artsforekomster og/eller naturtypefigurer bare er én blant flere overvåkingsmetoder som kan nyttes til kartlegging og overvåking av *hotspots*. Ettersom denne overvåkingsmetoden gir svakt grunnlag for generalisering av resultater og derfor bare anbefales som en nødløsning i tilfeller der andre overvåkingsmetoder ikke strekker til (kapitler 5.3.6 og 5.5.2), bør andre alternativer først vurderes:

1. *Arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger* (hovedelement 1) for den aktuelle naturtypen kan være en aktuell overvåkingsmetode for *hotspots* med tilstrekkelig høyt totalt faktisk figurareal, høy nok prevalens og høy predikerbarhet samt andre utbredelsesegenskaper som gjør det mulig å fange den opp i et spesialtilpasset nettverk av observasjonssteder. Både direkte indikatorer (f.eks. rødlistete arter) og indirekte indikatorer på mangfoldet av rødlistearter (f.eks. naturtypetilstand og faktisk figurareal) kan være relevante (se VI for eksempel).

Tabell 10. Eksempler på overvåkingstemaer som kan være aktuelle for et helhetlig nasjonalt program for kartlegging og overvåking av naturmangfold. Kunnskapsbehov refererer seg til inndelingen i kapittel 5.1: SNI = behov for stedfestet naturinformasjon; KKSE = behov for kvalitetssikret kunnskap om status og/eller endringer for naturfenomener (naturtyper og arter) som det knytter seg spesiell forvaltningsinteresse til; IKØ = behov for dyp innsikt i komplekse økosystemers struktur, funksjon og dynamikk; USF = behov for uttesting av spesifikke forvaltnings tiltak; EM = evaluering av måloppnåelse. Definisjonsområde (nasjonal overvåking eller områdebasert overvåking) er definert i kapittel 2.4. Relevante indikatorer og indikatorvariabler beskrives ved hjelp av begrepsapparatet i kapittel 2. Overvåkingmetodene er beskrevet i kapittel 5.5.2 (se Fig. 21); utfyllende beskrivelse av datainnsamlingsmetoder finnes i kapittel 5.3.

Overvåkingstema	Kunnskapsbehov (hvorfor overvåke?)	Definisjonsområde	Relevante indikatorer og indikatorvariabler (hva skal overvåkes?)	Ekisterende relevant kartlegging og overvåking	Egnet(e) overvåking metode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Landsdekkende arealtypegnskap for relativt vanlige og vidt utbredte naturtyper	KKSE (Naturindeks)	Hele Norge	Naturtyper som det knytter seg generell interesse eller spesiell forvaltningsinteresse til	Landsskogtakseringen; 3Q	Arealrepresentativ overvåking	<p>* Avklaringsbehov:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Bruk av eksisterende nett (Landskogtakseringens nett eller LUCAS-nettet) eller etablering av nytt nett?</li> <li>– Åpent eller lukket nett (se kapittel 5.5.2)?</li> <li>– Størrelse på observasjonsflater for total naturtypekartlegging (se kapittel 5.5.5, 1. prikkpunkt)</li> <li>– Valg av indikatorvariabler (arealdekke, tilstand ...?)</li> </ul> <p>* Nødvendig infrastruktur:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Utvikling av NiN slik at kartleggingspresisjonen blir vesentlig høyere enn i dag (kapittel 5.5.6)</li> <li>– Utvikling av metodikk for optimal utnyttelse av fjernmålingsinformasjon (flyfoto, IR-bilder, LIDAR-data)</li> </ul>
Stedfestet informasjon om slåttemark	SNI (håndheving av Naturmangfoldloven)	Ett eller flere fylker	Kulturmarkseng (slåtteeeng), tilstedeværelse og arealdekke (figurareal)	Naturtypekartlegging etter DNS Håndbok 13	Kartlegging av spesifikke naturtypefigurer	<p>* Avklaringsbehov:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Er dagens kartleggingsstatus for slåttemark god (er dekingen god og jevn nok; er presisjonen i avgrensning av naturtypefigurene god nok som grunnlag for lovåndheving)?</li> <li>– Tilpasningsbehov (hvis avklaringen viser behov for tilpasninger/tilleggsregistreringer):</li> <li>– Ytterligere presisering av hvordan slåttemark skal defineres eller avgrenses mot andre naturtyper?</li> <li>– Supplerende kartlegging/revisjon av utfigurering?</li> </ul>

Tabell 10 (forts.).

Overvåkingstema	Kunn- skapsbe- hov (hvor- for over- våke?)	Defini- sjons- område	Relevante indikatorer og <i>indikatorvariabler</i> (hva skal overvåkes?)	Eksisterende relevant kart- legging og overvåking	Egnet(e) overvåkings- metode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Tilstand og endringer i slåttemark	KKSE (potensiell rødlista og utvalgt na- turtype)	Hele Norge	Kulturmarkse- ng (slåttee- ng), <i>gjengroings- tilstand</i> og <i>arealdekke (figurareal)</i> ; utvalgte arter ( <i>tilstedeværelse, individantall</i> )	Ingen	Sannsynlig- hetsbasert overvåking	* Nødvendig infrastruktur (se kapittel 6): – Tilstrekkelig god romlig prediksjonsmodell; som i sin tur forutsetter – utvikling av nye prediktorvariabler (historisk bruk, geologisk rikhet, terrengmodell?) – Utvikling av mer presise kriterier for angivelse av gjengroingstilstand * Avklaringsbehov: – Tilpassing av metodikken for sannsynlighetsbasert overvåking (hvordan velge observasjonssteder, hvor mange, operasjonalisering av indikatorvariabler etc.) * Behov for følgeforskning: – Case study med sannsynlighetsbasert overvåking
Evaluering av forvaltningsplan for 'Utvalgte kulturlandskap i jordbruket'	EM, USF	Enkelt- områder	Kulturmarkse- ng, <i>gjengroings- tilstand</i> og <i>arealdekke (figurareal)</i> ; utvalgte arter ( <i>tilstedeværelse, individantall</i> ); artssammen- setning	Ingen	Gradient- basert overvåking på faste observa- sjonssteder, areal- dekkende overvåking, overvåking rettet mot spesifikke naturtype- figurer, effektstudier	* Avklaringsbehov: – Formulering av etterprøvbare resultatmål og valg av indikatorer og indikatorvariabler som egner seg for å evaluere måloppnåelse – Utredning av hvilke(n) overvåkingsmetode(r) som er best egnet for evaluering av måloppnåelse, betinger kanskje case studies * Behov for følgeforskning: – Parallele effektstudier kan være nødvendig for å optimalisere skjøtselsplaner

Tabell 10 (forts.).

Overvåkingstema	Kunnskapsbehov (hvorfor overvåke?)	Definisjonsområde	Relevante indikatorer og indikatorvariabler (hva skal overvåkes?)	Eksisterende relevant kartlegging og overvåking	Egnet(e) overvåkingsmetode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Effekter av klimaendringer på plantearts mangfold og miljøforhold i skog	IKØ	Hele Norge	Fastmarksskogsmark (utvalgte grunntyper); enkle komposisjonsvariabler (artsmengde) for mange arter, sammensatte komposisjonsvariabler (artssammen-setning og artsantall) og tilstandsvariabler (miljøvariabler)	Vegetasjonsøkologisk overvåking i TOV	Gradientbasert overvåking på faste observasjonssteder	<p>* Avklaringsbehov:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Endelig avklaring og fastsettelse av omdrev</li> <li>– Vurdering av om antallet referanseområder (nå 15 i aktiv drift) er tilstrekkelig for at modellbaserte slutninger skal få ønsket presisjon</li> <li>– Vurdering av indikatorvariabler (populasjonsegenskaper for nøkkelarter inkludert treslagene, jordkjemiske variabler)</li> <li>– Vurdering av behov for bedre bakgrunnsinformasjon (skoghistorie, historisk hevd, reservert bruk etc.)</li> </ul>

Overvåkingstema	Kunnskapsbehov (hvorfor overvåke?)	Definisjonsområde	Relevante indikatorer og indikatorvariabler (hva skal overvåkes?)	Eksisterende relevant kartlegging og overvåking	Egnet(e) overvåkingsmetode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Isinnfrysingsmark	SNI, KKSE (uvanlig naturtype med lite kjent utbredelse)	Hele Norge	isinnfrysingsmark; tilstedeværelse og arealdekk (figurareal)	Ingen	Arealdek-kende datainnsam-ling; arealrep-resentativ overvåking med spesial-tilpasninger eller sannsyn-lighetsbasert overvåking	* Avklaringsbehov: – Er det mulig å identifisere alle figurer av denne naturtypen på grunnlag av løsmassekart og høydemodell (dyp dødsgrop i landskap med tjukke løsmasser) samt inspeksjon av flybilder/IR-bilder (skiller seg fra omkringliggende lavdominert natur ved mørk farge (moser)? I så fall bør arealdekkende datainnsamling (eventuelt overvåking i et utvalg av totalpopulasjonen) velges – Hvis ikke, er det mulig å identifisere naturtypen på grunnlag av fjernmåleinformatjon (og er den vanlig nok) til at den kan overvåkes i fortettet arealrepresentativt nettverk? Hvis ikke, velg sannsynlighetsbasert overvåking – Tilpassing av valgt overvåkingsmetodikk (hvordan velge observasjonssteder, hvor mange, operasjonalisering av indikatorvariabler etc.) * Behov for følgeforskning: – Case study med utprøving av ulike overvåkingsmetoder
Tilstand og endringer for 'hule eiker'	KKSE (potensiell rødlista og utvalgt naturtype)	Hele Norge	sammensatt livsmediumobjekt (NiN) 'hul eik'; tilstedeværelse	Kartlagt i AR-KO; ingen overvåking pågår	Sannsynlig-hetsbasert overvåking	* Nødvendig infrastruktur: – Tilstrekkelig god romlig prediksjonsmodell; som i sin tur kan forutsette – bedre prediktorvariabler (digital terrengmodell) * Behov for følgeforskning: – Case study med sannsynlighetsbasert overvåking

Tabell 10 (forts.).

Overvåkingstema	Kunnskapsbehov (hvorfor overvåke?)	Definisjonsområde	Relevante indikatorer og indikatorvariabler (hva skal overvåkes?)	Eksisterende relevant kartlegging og overvåking	Egnet(e) overvåkingsmetode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Tilstand og endring for kalklindeskog	KKSE (potensiell rødlista og utvalgt naturtype)	Hele Norge	Fastmarksskogsmark (kombinasjon av grunntyper og kilder til variasjon), <i>arealdekke (figurareal)</i> og <i>tilstand (tresjiktssuksjonstilstand)</i> ; utvalgte arter? ( <i>tilstedeværelse, individtall</i> )	Kartlagt i AR-KO; ingen overvåking pågår	Sannsynlig-hetsbasert overvåking	<p>* Nødvendig infrastruktur:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Tilstrekkelig god romlig prediksjonsmodell; kan bygge på romlig prediksjonsmodell for lind etter mønster av eikemodellen (se kapittel 5) med forbedringer på grunnlag av <ul style="list-style-type: none"> <li>– bedre prediktorvariabler (historisk bruk, geologisk rikhet, terrengmodell?)</li> </ul> </li> <li>* Avklaringsbehov: <ul style="list-style-type: none"> <li>– Tilpassing av metodikken for sannsynlighetsbasert overvåking (hvordan velge observasjonssteder, hvor mange, operasjonalisering av indikatorvariabler etc.)</li> </ul> </li> <li>* Behov for følgeforskning: <ul style="list-style-type: none"> <li>– <i>Case study</i> med sannsynlighetsbasert overvåking</li> </ul> </li> </ul>
Tilstand og endring for åpen grunnlendt kalkmark	KKSE (potensiell rødlista og utvalgt naturtype)	Hele Norge	Åpen grunnlendt kalkmark (kombinasjon av grunntyper), <i>arealdekke (figurareal)</i> og <i>tilstand (sittasje?)</i> ; utvalgte arter ( <i>tilstedeværelse, individtall, andre populasjonsegen-skaper?</i> )	Kartlagt i AR-KO; ingen overvåking pågår	Sannsynlig-hetsbasert overvåking eller arealtype-representativ overvåking	<p>* Avklaringsbehov:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>– Er det mulig/hensiktsmessig å overvåke naturtypen i standard arealrepresentativt nettverk med fortetting, eller er sannsynlighetsbasert datainnsamling mer hensiktsmessig? <ul style="list-style-type: none"> <li>– Tilpassing av valgt metodikk (hvordan velge observasjonssteder, hvor mange, operasjonalisering av indikatorvariabler etc.=</li> </ul> </li> <li>* Nødvendig infrastruktur: <ul style="list-style-type: none"> <li>– Presisering av avgrensningskriterier for naturtypen mot kulturmarksseng, fastmarksskogsmark og eventuelle andre naturtyper (hvis sannsynlighetsbasert overvåking.) Tilstrekkelig god romlig prediksjonsmodell; kan bygge på erfaringene med romlig prediksjonsmodell for denne naturtypen i Oslofjord-området (se kapittel 7) med forbedringer på grunnlag av <ul style="list-style-type: none"> <li>– bedre prediktorvariabler (digital høydemodell, geologisk rikhet?)</li> </ul> </li> <li>* Behov for følgeforskning: <ul style="list-style-type: none"> <li>– <i>Case study</i> med utprøving av overvåkingsmetoder</li> </ul> </li> </ul> </li></ul>

Overvåkingstema	Kunnskapsbehov (hvorfor overvåke?)	Definisjonsområde	Relevante indikatorer og indikatorvariabler (hva skal overvåkes?)	Eksisterende relevant kartlegging og overvåking	Egnet(e) overvåkingsmetode(r) (hvordan overvåke?)	Behov for tilpasninger, avklaringer, nødvendig infrastruktur og følgeforskning Kommentarer
Oppfølging av handlingsplan for rød skogfrue	SNI, KKSE, EM	Hele Norge	arten; <i>enkle komposisjonsvariabler (artsmengde, reproduksjon, rekruttering, vekst)</i>	Årlig oppfølging med overvåking av alle kjente forekomster	Overvåking rettet mot alle kjente artsforekomster	* Kommentar: Arten ble i perioden 1996–2005 observert på 16 (av totalt 41) forekomster som er kjent fra Norge; i 2005 ble til sammen 71 skudd observert, fordelt på 12 forekomster (Anonym 2006c). For en så sjelden art er ingen annen overvåkingsmetode enn oppfølging av alle kjente forekomster (selektiv datainnsamling) aktuell
Spredning av fremmede arter langs vegnettet i Norge	KKSE	Vegkanter i hele Norge eller en lands-del	utvalgte arter ( <i>tilstedeværelse, individtall</i> ); artssammen-setning	Ingen systematisk overvåking pågår (men se Fremstad & Pedersen 2009)	Sannsynlig-hetsbasert overvåking	* Nødvendig infrastruktur (se Auestad et al. i trykk): – Tilstrekkelig god romlig prediksjonsmodell for artsrikdom av fremmede arter, kanskje basert på 'addisjon' av modeller for utvalgte enkeltarter (se kapittel 6 og 7) – Utvikling av bedre prediktorvariabler (?) * Avklaringsbehov: – Tilpassing av metodikken for sannsynlighetsbasert overvåking (hvordan velge observasjonssteder, hvor mange, operasjonalisering av indikatorvariabler etc.)



2. *Sannsynlighetsbasert overvåking av naturtyper* (hovedelement 2) er en svært aktuell overvåkingsmetode for *hotspots* fordi mange *hotspots* antas å være vanskelig å fange opp ved arealrepresentativ datainnsamling, også dersom det gjøres spesialtilpasninger. Både direkte indikatorer (f.eks. tilstedeværelse av rødlistete arter og egenskaper ved artsforekomstene, f.eks. populasjonsegenskaper) og indirekte indikatorer på mangfoldet av rødlistearter (f.eks. naturtypetilstand og faktisk figurareal) er aktuelle i overvåkingssammenheng.
3. *Gradientbasert fastruteovervåking*, der naturtypen detaljundersøkes i utvalgte referanseområder, kan være aktuelt dersom det er behov for inngående kunnskap, for eksempel om variasjon i artssammensetning, innenfor naturtypen (se kapittel 5.3.5).

Alle disse tilnærmingene til kartlegging og overvåking av rødlistearter forutsetter at det finnes en presis definisjon av den (eller de) utvalgte naturtypen(e) som utgjør *hotspotet*. Bare da er det mulig å overvåke arealutvikling (se kapittel 5.5.5 punkt 4), og bare da vil det kunne være mulig å generalisere overvåkingsresultatene til et arealregnskap (kapittel 5.5.4). En klar intensjon med NiN er at systemet skal inneholde mest mulig presise definisjoner av naturtyper på ulike organisasjons- og generaliseringsnivåer samt inneholde et begrepsapparat som gjør en presis beskrivelse av tilstandsvariasjon mulig (kapittel 5.5.5; se også Halvorsen et al. 2009a). *Hotspots* som er kartlagt i ARKO, et prosjekt under arbeidsgruppa for truede arter under 'Nasjonalt program' (Sverdrup-Thygeson et al. upubl. undersøkelse) er avgrenset ved bruk av NiN versjon 1.0.

Overvåking av *hotspots* på grunnlag av selektiv datainnsamling i naturtypefigurer som er vurdert å høre innunder *hotspotet* (overvåking rettet mot spesifikke artsforekomster og/eller naturtypefigurer) er i prinsippet ikke forskjellig fra overvåking som er direkte rettet mot spesifikke artsforekomster. Men registrering av populasjonsstørrelser for rødlistearter innenfor selektivt samlede naturtypefigurer innebærer en flytting av fokus fra enkeltarter til grupper av arter som opptrer sammen i samme naturtype, og fra polygonavgrensede enkeltartsforekomster til polygonavgrensede arealenheter definert på grunnlag av naturtype (naturtypefigurer). Den eneste prinsipielle forskjellen (i tillegg til økt effektivitet ved at mange rødlistearter kan overvåkes på de samme overvåkingsstedene) er at overvåkingen snevres inn til et begrenset utvalg av naturtyper. De fleste arter som er knyttet til en gitt type *hotspot* finnes imidlertid også i andre naturtyper. Dermed vil en *hotspot*-tilnærming til overvåking av rødlistearter innebære at en del av lokalitetene for hver enkelt art unnslipper kartlegging og overvåking. Dette representerer et problem når resultater av overvåking med denne tilnærmingmåten skal generaliseres.

Overvåking rettet mot spesifikke arts- og naturtypefigurer vil normalt ikke møte følgende to forutsetninger for generalisering av resultater:

1. Andelen av en arts totale populasjonsstørrelse (eller andelen av det totale forekomsttallet for arten) innenfor overvåkingsens definisjonsområde som hører til den aktuelle naturtypen må være kjent. Dersom vi har til hensikt å si noe om arten som sådan innenfor definisjonsområdet er kunnskap om hvorvidt artens utvikling følger samme mønster i andre naturtyper en forutsetning, Slik kunnskap blir viktigere desto lavere andel av en arts totale populasjonsstørrelse (eller av det totale forekomsttallet for arten) som hører til en gitt naturtype. For arter med begrenset antall forekomster vil sannsynligvis kartlegging og overvåking av alle kjente lokaliteter for arten være mer hensiktsmessig enn en *hotspot*-tilnærming (fordi bare overvåking av alle kjente forekomster gir grunnlag for å vurdere hvorvidt IUCN-kriteriene for rødlisting er oppfylt og fordi artsforvaltning er best tjent med et utfyllende kunnskapsgrunnlag). Denne forutsetningen må være oppfylt for at overvåking rettet mot spesifikke naturtypefigurer skal gi resultater som er relevant for vurdering av endringer i status for enkeltarter.
2. Generalisering av resultater fra en naturtypebasert tilnærming til artsovervåking forutsetter, i tillegg til at punkt 1 er oppfylt, også at resultatene av overvåking av naturtypen (*hotspotet*) lar seg generalisere ved drøfting. Informasjon som er viktig for slik drøfting er:
  - a. Indikasjoner på at utvalget av observasjonssteder innenfor definisjonsområdet er uttømmende for *hotspotet* (at det er grunn til å anta at nær alle figurer av den aktuelle typen er kjent, slik at observasjonsstedene med rimelig sikkerhet kan antas å representere en arealdekkende datainnsamling).
  - b. Arealrepresentativ informasjon om *hotspotet*, f.eks. fra arealrepresentativ overvåking med spesialtilpasninger eller sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking.
  - c. Kunnskap om artens prevalens i naturtypen innenfor overvåkingsens definisjonsområde (f.eks. ved evaluert romlig prediksjonsmodell for naturtypen).

Disse kravene oppfylles ikke ved selektiv datainnsamling, men forutsetter en overvåkingsmetode som gir grunnlag for aggregering av resultater til hele overvåkingsundersøkelsens definisjonsområde. Kravene

til en *hotspot*-tilnærming til artsovervåking med hensyn til generaliserbarhet av resultater og dermed til overvåkingsmetode, bør være de samme som ved annen naturovervåking.

#### 5.5.8 Eksempler på hvordan aktuelle overvåkingstemaer kan innpasses i et helhetlig program for overvåking av naturmangfold

Hensikten med denne rapporten er ikke å foreslå *innholdet* i et helhetlig program for overvåking av naturmangfold i Norge. Flere viktige avklaringer må gjøres før det er tid for å diskutere innhold (jf. 'vegkartet' i Fig. 20). Først trengs konsensus om metodeplattform for programmet. Parallelt med drøfting av metodeplattformen må det faglige grunnlaget for naturmangfoldovervåking videreutvikles. Etter at metodeplattformen er på plass, må pågående overvåkingsaktiviteter evalueres og udekkete overvåkingsbehov utredes og prioriteres. Innholdet i programmet vil utkrystallisere seg gjennom disse prosessene.

Kapittel 5 har til hensikt å belyse ulike sider, teoretiske og praktiske, ved aktuelle metoder for naturovervåking. Kapittel 5.4 viser hvor mange, til dels kryssende, hensyn som influerer på hva som til syvende og sist blir en god og hva som blir en mindre god overvåkingsundersøkelse. Dette kapitlet inneholder en tabell (Tabell 10) med noen konkrete eksempler på overvåkingstemaer det kan komme til å bli aktuelt å vurdere når et helhetlig nasjonalt program for overvåking av naturmangfold skal fylles med innhold. Hensikten med tabellen er (1) å illustrere noen av elementene i prosessen fram mot et helhetlig program – Hvorfor overvåke? Hva skal overvåkes? Hvordan skal overvåkingen gjennomføres? (se kapittel 5.1), (2) peke på noen av de vurderingene som må gjøres, (3) illustrere med eksempler metodene som inngår i metodeplattformen for et helhetlig program (Fig. 21), og (4) illustrere noen av de tilpasningene som må gjøres i pågående overvåking og noen av infrastrukturbehovene som må dekkles. Dersom tabellen bidrar til å konkretisere hvordan de foreslåtte overvåkingsmetodene kan brukes og noen av de utfordringene som ligger foran oss på veien mot et helhetlig nasjonalt program for overvåking av naturmangfold, er hensikten oppnådd.

## 6 Konklusjon og anbefalinger

NatTOv-prosjektet har fire delmål hvorav tre blir behandlet i denne rapporten. Arbeidet med delmål 1, utprøving av NiN versjon 1.0 som kartleggingssystem, har først og fremst bestått i utarbeidelse av en kartleggingsinstruks og utprøving av denne til parallell kartlegging av åtte kartleggingsområder á 1 km<sup>2</sup> i felt av to erfarne kartleggerteam. GIS-basert analyse av digitaliserte naturtypekart og en omfattende spørreundersøkelse blant kartleggerne ga i hovedtrekk sammenfallende resultater (se I: 4 og 5.5.6), som kan oppsummeres i følgende fem punkter:

- Natursystem- og landskapsdel-inndelingene i NiN versjon 1.0 er godt egnet for naturtypekartlegging i målestokk 1:5 000, og denne målestokken er trolig nær optimal for kartlegging av naturtyper på disse naturtypenivåene. NiN-systemet har potensiale for å kunne videreutvikles til å fylle den rollen som infrastruktur for naturovervåking som har vært en av hovedhensiktene med å utvikle systemet (se kapittel 5.5.5).
- Parallell naturtypekart er mer like i kartleggingsområder med 'enkler' naturvariasjon enn i områder der naturvariasjonen er mer kompleks (der topografien er mer 'knudrete' og det er sterkt preg av langvarig, tradisjonell hevd).
- Den viktigste årsaken til manglende presisjon i naturtypekartene er mangler i dokumentasjonen for NiN versjon 1.0, og at dokumentasjonen ikke er godt nok tilrettelagt for kartlegging.
- Andre viktige årsaker til redusert presisjon i naturtypekartene, var at opplæringen av, og kalibreringen mellom, kartleggerne ikke var god nok og uklare/mangler i kartleggingsinstruksen.
- Gradvis naturvariasjon vil alltid være en viktig kilde til usikkerhet ved grensetrekking, men det er foreløpig uvisst hvor stor del av uoverensstemmelsene mellom parallell naturtypekart som er resultatet av gradvis variasjon.

Bruk av NiN som grunnlag for avgrensning av naturtypefigurer i *case studies* for utprøving av metodikk for naturtypeovervåking basert på romlig prediksjonsmodellering (grunnlagsundersøkelsene IV og VI) avdekket også behov for mer presise avgrensningskriterier mellom typer. Erfaringene fra NatTOv-prosjektet gir grunnlag for følgende anbefalinger for videreutvikling av NiN som infrastruktur for kartlegging og overvåking av naturmangfold i Norge:

1. *For at naturtypekart basert på NiN skal bli mer presise, må NiN-dokumentasjonen videreutvikles og det må utarbeides produkter spesielt tilrettelagt for praktisk bruk* (dette er utdypet i kapittel 5.5.6 og i I: 4.2, som også inneholder lister over konkrete forbedringspunkter). Særlig viktig er det at
  - a. at arter i langt større grad enn i NiN versjon 1.0 tas i bruk som indikatorer for naturtyper og økoklintrinn; og
  - b. at presis avgrensningsinformasjon (og typebeskrivelser) blir spesielt tilrettelagt for bruk i praktisk kartlegging, i tillegg til at den mer fullstendige dokumentasjonen av NiN i Naturtypebasen bygges videre ut (blant annet med beskrivelser av alle grunntyper og med standardiserte eksempler).
2. *Det må utvikles et differensiert kursopplegg for brukere av NiN* (se I: 4.2).
3. *Instruksen for kartlegging etter NiN må forbedres vesentlig* (se I: 4.2 punkt 2).

Arbeidet med delmål 2, å bedre infrastrukturen for naturtypemodellering, har bestått i to aktiviteter: utarbeidelse av et landskapstypekart for Norge basert på inndelingen i NiN versjon 1.0 (II), og utvikling av prediktorvariabler til bruk i romlig prediksjonsmodellering av arter og naturtyper (del av III–VI). Arbeidet med landskapstypekartet har vist at landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 lar seg operasjonalisere og, med et par unntak, automatisere. På grunnlag av drøfting av erfaringer med, og resultatet av, landskapstypekartleggingen, ble det konkludert at det er god grunn til å anta at landskapstypeinndelingen vil kunne være velegnet som utgangspunkt for å avlede arealdekkprediktorer for romlig prediksjonsmodellering. Det blir også poengtert at landskapstypeinndelingen burde kunne utvikles til en mer detaljert inndeling som kan brukes som grunnlag for nasjonal landskapskartlegging i målestokk 1:50 000 (Simensen & Uttakleiv 2011). Arbeidet med delmål 2 munner derfor ut i følgende anbefalinger:

4. *Landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 bør videreutvikles til en mer detaljert inndeling, tilrettelagt for kartlegging i målestokk 1:50 000.*
5. *Nye prediktorvariabler for naturtypemodellering må utvikles som del av en nasjonal infrastruktur for overvåking av naturmangfold, fordi gode romlige prediksjonsmodeller er en forutsetning for å kunne*

overvåke mange sjeldne arter og naturtyper ved bruk av sannsynlighetsbasert datainnsamling. Konkrete forslag er

- a. utvikling av bedre digitale høydemodeller ved bruk av laserscanningdata (VI),
- b. utvikling av en prediktor for 'geologisk rikhet' (III, IV, VI),
- c. utvikling av prediktorer for hevd og annen historisk bruk (III–VI), og
- d. utvikling av prediktorer for arealdekke på landskapsnivå (II).

Det siste delmålet, å belyse hvordan romlig prediksjonsmodellering kan brukes i sannsynlighetsbasert naturtypeovervåking, har bestått i å gjennomføre fire *case studies* (III–VI) som til dels på forskjellige måter har relevans til hovedformålet med NatTOv-prosjektet, 'å utvikle en metodikk ... for overvåking av naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet'. Disse *case studies* viser at det, også med de prediktorvariablene som i dag er tilgjengelig for modellering, er mulig å lage romlige prediksjonsmodeller for landlevende arter og terrestriske naturtyper som er gode nok til å gjøre sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder for overvåking mulig. Arbeidet med dette delmålet har gitt økt innsikt i hvordan bruken av romlig prediksjonsmodellering i forbindelse med sannsynlighetsbasert overvåking kan optimaliseres, og hvilke parametervalg som bidrar til å gjøre estimater på grunnlag av slike overvåkingsdata mest mulig presise (kapittel 5.3.4). Resultatene, både av *case studies* og av simuleringsundersøkelsen av sannsynlighetsbasert datainnsamling i kapittel 8, viser at sannsynlighetsbasert overvåking har potensiale for å kunne fylle den tiltenkte rollen som metode for overvåking av sjeldne naturfenomener. Følgende tiltak anbefales for å videreutvikle sannsynlighetsbasert overvåking:

6. *Mer inngående undersøkelser av statistiske aspekter ved sannsynlighetsbasert datainnsamling må gjennomføres* (vurdering av flere estimatorer, supplerende simuleringsundersøkelser)
7. *Flere case studies, i større definisjonsområder enn hittil, må gjennomføres.* Noen aktuelle temaer for slike case studies (se Tabell 10) er:
  - a. natursystem-enheten slåttemark (eller, mer generelt, kulturmarkseng; se IV)
  - b. natursystem-hovedtypen isinnfrysingsmark (egnet for utprøving av flere alternative overvåkingsmetoder)
  - c. det sammensatte livsmedium-objektet hul eik (se V)
  - d. natursystem-enheten kalklindeskog (se V)
  - e. natursystem-enheten åpen grunnlendt kalkmark (se VI)
  - f. fremmede arter i natursystem-grunntypen vekkant i hovedtypen konstruert fastmark

Tidlig i arbeidet med NatTOv-prosjektet ble det klart at metoder for overvåking av sjeldne arter og naturtyper må ses i sammenheng med den langsiktige målsettingen om å utvikle et helhetlig program for (kartlegging og) overvåking av naturmangfold i Norge. Mye kunnskap om hvordan norsk natur kan og bør overvåkes, er bygd opp gjennom mer enn ti år. Denne kunnskapen er forsøkt samlet og systematisert i denne rapporten; økologisk begrepsapparat i kapittel 2, grunntrekk i naturvariasjon og hvordan denne blir systematisert i NiN i kapittel 3, viktige analyseverktøy i kapittel 4 og naturovervåking i et internasjonalt vitenskapsteoretisk perspektiv i kapitlene 5.1–2. Kapittel 5.3–4 inneholder en gjennomgang og drøfting av aktuelle overvåkingsmetoder med særlig vekt på sannsynlighetsbasert overvåking. Konklusjonen på gjennomgangen av det faglige grunnlaget for naturovervåking er at det nå finnes nok kunnskap til:

- å foreslå et vegkart for prosessen fram mot et helhetlig program for overvåking av naturmangfold (kapittel 5.5.1; se Fig. 20);
- å legge fram en forslag til 'verktøykasse' for et helhetlig overvåkingsprogram, betegnet 'metodeplattform for et helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold' (kapittel 5.5.2; se Fig. 21); og
- å gi konkrete anbefalinger med hensyn til hvordan natur bør overvåkes (kapitlene 5.3–8).

Følgende skritt i retning av et helhetlig nasjonalt overvåkingsprogram anbefales:

8. *Framlegget til metodeplattform for et helhetlig program for kartlegging og overvåking av naturmangfold legges til grunn for drøftinger med relevante fagmiljøer med sikte på konsensus om overvåkingsmetodikk*
9. *Ansvarlige forvaltningsmyndigheter vurderer skissen til vegkart for prosessen fram mot et helhetlig program for overvåking av naturmangfold slik at skritt kan tas for å etablere et helhetlig nasjonalt program for overvåking av naturmangfold i Norge*

## Referanser

- Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Tveite, B. 1994. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems: discussion and synthesis. – *Ecol. Stud.* 104: 297-331.
- Allen, T.F.H. & Starr, T.B. 1982. *Hierarchy: perspectives for ecological complexity.* – University of Chicago Press, Chicago.
- Anonym 1997a. Overvåking av biologisk mangfold i åtte naturtyper. – *Dir. Naturforv. Utredn.* 1997: 1-268.
- Anonym 1997b. Stortingsmelding 58 (1996–97). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym 1998. Plan for overvåking av biologisk mangfold. – *Dir. Naturforv. Rapp.* 1998: 1-170.
- Anonym 2001. Stortingsmelding 42 (2000–01). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym 2002a. Innstilling til Stortinget nr. 206 (2001–02). Innstilling fra energi- og miljøkomitéen om biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. St.meld. nr. 42 (2000–01). – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym 2002b. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Anonym 2003a. Stortingsmelding 25 (2002–03). Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand. – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym 2003b. Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning. Rapport nr. 2. Viktige terrestriske og limniske dataserier. – Norges forskningsråd, Oslo.
- Anonym 2006a. Riksrevisjonen Dokument 3: 12 (2005–06). Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder. – Riksrevisjonen, Oslo.
- Anonym 2006b. Landsskogtakseringen feltinstruks 2006. – Upubl notat, Inst. Skog Landskap, Ås.
- Anonym 2006c. Handlingsplan for rød skogfrue *Cephalanthera rubra*. – *Dir. Naturforvaltning Rapp.* 2006: 1: 1-28.
- Anonym, 2007a. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. 2. utgave 2006, oppdatert 2007. – DN-Håndbok 13. (<http://www.dirnat.no/>)
- Anonym, 2007b. Kartlegging av marint biologisk mangfold. Revidert utgave 2007. – DN-Håndbok 19: 1-52.
- Anonym 2008. Områdevern og forvaltning. – DN-Håndbok 17. (<http://www.dirnat.no/statisk/forvaltningshandbok>)
- Anonym 2007c. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Programperioden f.o.m. 2007 t.o.m. 2010. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Anonym 2009. Lov 2009-06-19 nr 100: Lov om forvaltning av naturens mangfold (Naturmangfoldloven). – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. – *Dir. Naturforv. Utredn.* 2010: 3: 1-161.
- Araújo, M.B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. – *J. Biogeogr.* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., Thuiller, W. & Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. – *Global Change Biol.* 11: 1504-1513.
- Archaux, F., Gosselin, F., Bergès, L. & Chevalier, R. 2006. Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. – *J. Veg. Sci.* 17: 299-306.
- Auestad, I., Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Erikstad, L. i trykk. Utbredelsesmodellering av fremmede invaderende karplanter langs veg. – *Dir. Naturforv. Rapp. i trykk.*
- Austin, M.P. 1981. Permanent quadrats: an interface for theory and practice. – *Vegetatio* 46-47: 1-10.
- Austin, M.P. 2005. *Vegetation and environment: discontinuities and continuities.* – I: van der Maarel, E. (red.), *Vegetation ecology*, Blackwell, Oxford, s. 52-84.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. – *Ecol. Modelling* 200: 1-19.
- Austin, M.P. & Heyligers, P.C. 1989. Vegetation survey design for conservation: gradsect sampling of forests in north-eastern New South Wales. – *Biol. Conserv.* 50: 13-32.
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Doherty, M.D. & Meyers, J.A. 1994. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a  $\beta$ -function. – *J. Veg. Sci.* 5: 215-228.
- Austin, M.P. & Smith, T.M. 1989. A new model for the continuum concept. – *Vegetatio* 83: 35-47.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2009. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 33: 1-226.

- Balle, O. 2000. Vegetasjonskartlegginger i Norge. Kartlegginger fordelt på fylke/kommune. 5. utgave. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2000: 15: 1-68.
- Beheregaray, L.B. & Cacccone, A. 2007. Cryptic biodiversity in a changing world. – *J. Biol.* 6: 9: 1-5.
- Bendiksen, E., Økland, R.H., Høiland, K., Eilertsen, O. & Bakkestuen, V. 2004. Relationships between macrofungi, plants and environmental factors in boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 30: 1-125.
- Bickford, D., Lohman, D.J., Sodhi, N.S., Ng, P.K.L., Meier, R., Winkler, K., Ingram, K. & Das, I. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. – *Trends Ecol. Evol.* 22: 148-155.
- Boutin, S., Haughland, D.L., Schieck, J., Herbers, J. & Bayne, E. 2009. A new approach to forest biodiversity monitoring in Canada. – *For. Ecol. Mgmt* 258: Suppl. 1: S168-S175.
- Bradley, B.A. & Fleishman, E. 2008. Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? – *J. Biogeogr.* 35: 1158-1159.
- Braun-Blanquet, J. 1964. Pflanzensoziologie. Gröndzuge der Vegetationskunde, 3. utg. – Springer, Wien.
- Bruteig, I.E. 2008. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2007. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 362: 1-110.
- Bryn, A. 2006. Vegetation mapping in Norway and a scenario for vegetation changes in a mountain district. – *Geogr. pol.* 79: 42-64.
- Burke, I.C. & Lauenroth, W.K. 1993. What do LTER results mean - extrapolating from site to region and decade to century. – *Ecol. Modelling* 67: 19-35.
- Cawsey, E.M., Austin, M.P. & Baker, B.L. 2002. Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. – *Biodiv. Conserv.* 11: 2239-2274.
- Collins, S.L., Glenn, S.M. & Roberts, D.W. 1993. The hierarchical continuum concept. – *J. Veg. Sci.* 4: 149-156.
- Crawley, M.J. 1990. The population dynamics of plants. – *Phil. Trans. r. Soc. Lond. Ser. B.* 330: 125-140.
- Crawley, M.J. 2007. The R book. – Wiley, Chichester.
- Dahl, E. 1957. Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – *Skr. norske Vidensk.-Akad. Oslo mat.-naturvid. Klasse* 1956: 3: 1-374.
- Davies, C.E., Moss, D. & Hill, M.O. 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. – European Environment Agency, <http://eunis.eea.eu.int/related-reports.jsp>.
- De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. – *Ecology* 88: 243-251.
- Dixon, P.M., Ellison, A.M. & Gotelli, N.J. 2005. Improving the precision of estimates of the frequency of rare events. – *Ecology* 86: 1114-1123.
- Dobrowski, S.Z., Safford, H., D., Cheng, Y.B. & Ustin, S.L. 2008. Mapping mountain vegetation using species distribution modeling, image-based texture analysis, and object-based classification. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 499-508.
- Dobson, A.P., Rodriguez, J.P., Roberts, W.M. & Wilcove, D.S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. – *Science* 275: 550-553.
- Dramstad, W.E., Fjellstad, W.J., Strand, G.-H., Mathiesen, H.F., Engan, G. & Stokland, J. 2002. Development and implementation of the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes. – *J. environm. Mgmt* 64: 49-63.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur metodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. – Holzhausen, Wien.
- Du Rietz, G.E. 1949. Huvudenheter och huvudgränser i svensk myrvegetation. – *Svensk bot. Tidskr.* 43: 274-309.
- Dungan, J.L., Perry, J.N., Dale, M.R.T., Legendre, P., Citron-Pousty, S., Fortin, M.-J., Jakomulska, A., Miriti, M. & Rosenberg, M.S. 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. – *Ecography* 25: 626-640.
- Edvardsen, A. & Økland, R.H. 2006. Variation in plant species composition in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. – *Aquat. Bot.* 85: 92-102.
- Eliith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. – *Ecography* 32: 66-77.
- Eliith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A. T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Eliith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. – *J. Anim. Ecol.* 77: 802-813.
- Eliith, J. & Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across

- space and time. – *A. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677-697.
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., M., D., Chee, Y. & Yates, C. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. – *Divers. Distrib.* 17: in press.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap: Hur människan format Europas natur. – Formas, Stockholm.
- Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. & Dramstad, W. 2008. 3Q. Biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap. – *Dok. Skog Landsk.* 2008: 1: 1-99.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V., Hanssen, F., Stabbetorp, O. E., Evju, M. & Aarrestad, P. A. 2009. Evaluering av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 448: 1-77.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Fjellstad, W.J., Dramstad, W.E., Strand, G.-H. & Fry, G.L.A. 2001. Heterogeneity as a measure of spatial pattern for monitoring agricultural landscapes. – *Norw. J. Geogr.* 55: 71-76.
- Fjellstad, W., Dramstad, W. & Huso, B. 2007. 3Q: Jordbrukets kulturlandskap – status og utviklingstrekk. – *Dokum. Skog Landsk.* 2007: 4: 1-54.
- Framstad, E. (red.) 2010a. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 580: 1-101.
- Framstad, E. 2010b. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking i 2009: Smågnagere. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 580: 46-55.
- Framstad, E., Blindheim, T., Erikstad, L., Thingstad, P.G. & Sloreid, S.-E. 2010. Naturfaglig evaluering av norske verneområder. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 535: 1-214.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av biologisk mangfold på land – basert på videreutvikling av dagens TOV. – *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 702: 1-49.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Franklin, J. 2010. Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. – *Divers. Distrib.* 16: 321-330.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte* 12: 1-279.
- Fremstad, E. & Pedersen, O. 2009. Fremmede planter i Norge. Vinterkarse (*Barbarea vulgaris*). – *Blyttia* 67: 159-170.
- Gallien, L., Münkemüller, T., Albert, C.H., Boulangeat, I. & Thuiller, W. 2010. Predicting potential distributions of invasive species: where to go from here? – *Divers. Distrib.* 16: 331-342.
- Gaston, K.J. 1991. How large is a species' geographic range? – *Oikos* 61: 434-438.
- Gaston, K.J. & Fuller, R.A. 2009. The sizes of species' geographic ranges. – *J. appl. Ecol.* 46: 1-9.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. – *Conserv. Biol.* 18: 1032-1042.
- Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary Hotspot Inventory - a method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. – *Biol. Conserv.* 137: 549-557.
- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. – *K. norske Vidensk. Selsk. Skr.* 1956: 1: 1-405.
- Grace, J.B., Anderson, M., Olff, H. & Scheiner, S.M. 2010. On the specification of structural equation models for ecological systems. – *Ecol. Monogr.* 80: 67-87.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. – *Conserv. Biol.* 20: 501-511.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. – *Ecol. Modelling* 135: 147-186.
- Gaarder, G., Larsen, B.H. & Melby, M.W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. – *Miljøfaglig Utredn. Rapp.* 2007: 1-84.
- Halvorsen, R. 2008. Faglig grunnlag for en helhetlig nasjonal plan for overvåking av naturmangfold og rollen til Naturtyper i Norge. – *Naturtyper Norge Bakgrunnsdok.* 7 (versjon 0.1): 1-57.
- Halvorsen, R. 2010. Oversettelse fra Direktoratet for naturforvaltning sine naturtypekartleggingshåndbøker 13 og 19 til Naturtyper i Norge versjon 1.0. – *Naturtyper i Norge Oversettelsesnøkkel* 1: 1-116. ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no))
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – *Artsdatabanken, Trondheim.* (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>)
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper i Norge (NiN) – teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1*

- [1.0] Artikkel 1: 1-211. [www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Vegetasjonsundersøkelser av boreal skog i Solhomfjell. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 490: 43-69.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – *Radiology* 143: 29-36.
- Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. – Academic Press, London.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. 2009. The elements of statistical learning, 2. utg. – Springer, New York.
- Haughland, D.L., Hero, J.-M., Schieck, J., Castley, J.G., Boutin, S., Sólymos, P., Lawson, B.E., Holloway, G. & Magnusson, W.E. 2010. Planning forwards: biodiversity research and monitoring systems for better management. – *Trends Ecol. Evol.* 25: 199-200.
- Heikkinen, R.K. & Neuvonen, S. 1997. Species richness of vascular plants in the subarctic landscape of northern Finland: modelling relationships to the environment. – *Biodiv. Conserv.* 6: 1181-1201.
- Henry, P.-Y., Lengyel, S., Nowicki, P., Julliard, R., Clobert, J., Čelik, T., Gruber, B., Schmeller, D.S., Babij, V. & Henle, K. 2008. Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. – *Biodiv. Conserv.* 17: 3357-3382.
- Hicks, B.B. & Brydges, T.G. 1994. A strategy for integrated monitoring. – *Environm. Mgmt* 18: 1-12.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, New York, USA.
- Hill, R.A. & Broughton, R.K. 2009. Mapping the understorey of deciduous woodland from leaf-on and leaf-off airborne LiDAR data: a case study from lowland Britain. – *ISPRS J. Photogrammetry remote Sensing* 64: 223-233.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. & Guisan, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. – *Ecol. Modelling* 199: 142-152.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2007. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Oslofjordregionen. – *Skog Landsk. Ressursoversikt* 2007: 1: 1-65.
- Holmgren, J. & Persson, Å. 2004. Identifying species of individual trees using airborne laser scanner data. – *Remote Sensing Environm.* 90: 415-423.
- Horvitz, D.G. & Thompson, D.J. 1952. A generalization of sampling without replacement from a finite universe. – *J. am. statist. Ass.* 47: 663-685.
- Jaynes, E.T. 1957. Information theory and statistical mechanics. – *Phys. Rev.* 106: 620-630.
- Jiménez-Valverde, A. & Lobo, J. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. – *Acta oecol.* 31: 361-369.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. & Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. – *Divers. Distrib.* 14: 885-890.
- Johansen, B.E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. – *North. Res. Inst. Tromsø Rapp.* 2009: 4: 1-87.
- Johansen, B. & Karlsen, S.R. 2005. Monitoring vegetation changes on Finnmarksvidda, Northern Norway, using Landsat MSS and Landsat TM/ETM+ satellite images. – *Phytocoenologia* 35: 969-984.
- Juutinen, A., Mönkkönen, M. & Ollikainen, M. 2008. Do environmental diversity approaches lead to improved site selection? A comparison with the multi-species approach – *For. Ecol. Mgmt* 255: 3750-3757.
- Kennedy, K.A. & Addison, P.A. 1987. Some considerations for the use of visual estimates of plant cover in biomonitoring. – *J. Ecol.* 75: 151-157.
- Kincaid, T. 2008. User guide for spsurvey, version 2.0. – U.S. Environm. Protection Agency ([http://www.epa.gov/nheerl/arm/documents/design\\_doc/UserGuide%20for%20spsurvey%202.0.pdf](http://www.epa.gov/nheerl/arm/documents/design_doc/UserGuide%20for%20spsurvey%202.0.pdf))
- Klimeš, L., Dančák, M., Májek, M., Jongepierová, I. & Kučera, T. 2001. Scale-dependent biases in species counts in a grassland. – *J. Veg. Sci.* 12: 699-704.
- Korpela, I., Koskinen, M., Vasander, H., Holopainen, M. & Minkkinen, K. 2009. Airborne small-footprint discrete-return LiDAR data in the assessment of boreal mire surface patterns, vegetation, and habitats. – *For. Ecol. Mgmt.* 259: 1549-1566.
- Kålås, J.A. 2010. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Spurvefugler. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 580: 67-79.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010a. Norsk rødliste for arter 2010 – The 2010 Norwegian red list for species. – Artsdatabanken, Norge, Trondheim.
- Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) 2010b. Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. – Artsdatabanken, Norge, Trondheim.
- Lassueur, T., Joost, S. & Randin, C.F. 2006. Very high resolution digital elevation models: do they improve models of plant species distribution? – *Ecol. Modelling* 198: 139-153.



- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A. M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – *Tema Nord* 517: 1-125.
- Lawton, J.H. 1996. Patterns in ecology. – *Oikos* 75: 145-147.
- Lawton, J.H. 1997. Words: when is a fish not a fish. – *Oikos* 78: 417-419.
- Lawton, J.H. 1999. Are there general laws in ecology? – *Oikos* 84: 177-192.
- Leathwick, J.R. 1995. Climatic relationships of some New Zealand forest tree species. – *J. Veg. Sci.* 6: 237-248.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? – *Ecology* 74: 1659-1673.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*, 2. utg. – Elsevier, Amsterdam.
- Lehmann, A., Overton, J.M. & Leathwick, J.R. 2002. GRASP: generalized regression analysis and spatial prediction. – *Ecol. Modelling* 157: 189-207.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. – *Trends Ecol. Evol.* 24: 482-486.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010a. *Effective ecological monitoring*. – CSIRO Publishing, Collingwood, Victoria.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010b. Improving ecological monitoring. – *Trends Ecol. Evol.* 25: 200-201.
- Liu, H.Y., Økland, T., Halvorsen, R., Gao, J.X., Liu, Q.R., Eilertsen, O. & Bratli, H. 2008. Gradient analyses of forests ground vegetation and its relationships to environmental variables in five subtropical forest areas, S and SW China. – *Sommerfeltia* 32: 1-196.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. – *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 145-151.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. – *Ecography* 33: 103-114.
- Loiselle, B.A., Jørgensen, P.M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J.G., Lohmann, L.G. & Montiel, O.M. 2008. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? – *J. Biogeogr.* 35: 105-116.
- Lovett, G.M., Burns, D.A., Driscoll, C.T., Jenkins, J.C., Mitchell, M.J., Rustad, L., Shanley, J.B., Likens, G.E. & Haeuber, R. 2007. Who needs environmental monitoring? – *Front. Ecol. Environm.* 5: 253-260.
- Luoto, M. 2000. Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agricultural area in Finland. – *Pl. Ecol.* 149: 157-168.
- McCune, B. & Grace, J.B. 2002. *Analysis of ecological communities*. – MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Sutton, N., Kawanishi, K. & Bailey, L.L. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. – *Ecology* 86: 1101-1113.
- Malmer, N. 1962. Studies on mire vegetation in the Archaean area of Southwestern Götaland (South Sweden). I. Vegetation and habitat conditions on the Åkhult mire. – *Opera bot.* 7: 1: 1-322.
- Manley, P.N., Zielinski, W.J., Schlesinger, M.D. & Mori, S.R. 2004. Evaluation of a multiple-species approach to monitoring species at the ecoregional scale. – *Ecol. Appl.* 14: 296-310.
- Mateo, R.G., Croat, T.B., Felicísimo, Á.M. & Muñoz, J. 2010. Profile or group discriminative techniques? Generating reliable species distribution models using pseudo-absences and target-group absences from natural history collections. – *Divers. Distrib.* 16: 84-94.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – *Vegetatio* 69: 89-107.
- Moen, A. 1973. Landsplan for myrreservater i Norge. – *Norsk geogr. Tidsskr.* 27: 173-193.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – *Gunneria* 63: 1-451.
- Munn, R.E. 1988. The design of integrated monitoring systems to provide early indications of environmental ecological changes. – *Environm. Monit. Assessment* 11: 203-217.
- Murray, B.G.J. 2000. Universal laws and predictive theory in ecology and evolution. – *Oikos* 89: 403-408.
- Murray, B.G.J. 2001. Are ecological and evolutionary theories scientific? – *Biol. Rev. Camb. phil. Soc.* 76: 255-289.
- Nichols, J.D. 1991. Science, population ecology, and the management of the American black duck. – *J. Wildl. Mgmt* 55: 790-799.
- Nichols, J.D. & Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. – *Trends Ecol. Evol.* 21: 668-673.
- Nilsson, I.N. & Nilsson, S.G. 1985. Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands: error trend and between-observer variation when recording vascular plants. – *J. Ecol.* 73: 65-70.
- Nordbakken, J.-F., Økland, T., Rørsberg, I. & Engan, G. 2010. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smånagere og fugl. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i

- Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 580: 28-39.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. – Valdres Trykkeri, Fagernes.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. – Bergens Mus. Skr. 22: 1-607.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Noss, R.F. 1996. The naturalists are dying off. – *Conserv. Biol.* 10: 1-3.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. – *For. Ecol. Mgmt* 115: 135-146.
- Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge – forslag til rammeverk. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 347: 1-68.
- Næsset, E. & Økland, T. 2002. Estimating tree height and crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. – *Remote Sensing Environm.* 79: 105-115.
- Olsen, A.R., Sedransk, J., Edwards, D., Gotway, C.A., Liggett, W., Rathbun, S., Reckhow, K.H. & Young, L.J. 1999. Statistical issues for monitoring ecological and natural resources in the United States. – *Ecol. Monit. Assessmt* 54: 1-45.
- Oksanen, J. & Minchin, P.R. 2002. Continuum theory revisited: what shape are species responses along ecological gradients? – *Ecol. Modelling* 157: 119-129.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P. & O'Hara, B. 2007. Package 'vegan' Version 1.9-13. – Univ. of Oulu, Oulu.
- Palmer, M.W. 1988. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. – *Vegetatio* 75: 91-102.
- Parviainen, M., Luoto, M., Rytteri, T. & Heikkinen, R.K. 2008. Modelling the occurrence of threatened plant species in taiga landscapes: methodological and ecological perspectives. – *J. Biogeogr.* 35: 1888-1905.
- Pearce, J. & Ferrier, S. 2000a. An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 128: 127-147.
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000b. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Pearson, K. 1901. On lines and planes of closest fit to systems of points in space. – *Phil. Mag.* 6. Ser. 2: 559-572.
- Pearson, R.G. & Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? – *Global Ecol. Biogeogr.* 12: 361-371.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P. & Liu, C. 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. – *Ecography* 27: 285-298.
- Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, U. & Weibull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. – *For. Ecol. Mgmt* 242: 374-390.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. – *Ecol. Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. – *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwich, J.R. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – *Ecol. Appl.* 19: 181-197.
- Platt, J.R. 1964. Strong inference. – *Science* 146: 347-353.
- Popper, K.R. 1989. *Conjectures and refutations: the growth of scientific knowledge.* – Routledge, London.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. – *Nature* 365: 335-337.
- Rekdal, Y. & Larsson, J.Y. 2005. Veiledning i vegetasjonskartlegging M 1:20 000 - 50 000. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2005: 5: 1-108.
- Rinde, E., Rygg, B., Bekkby, T., Isæus, M., Erikstad, L., Sloreid, S.-E. & Longva, O. 2006. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DNS Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. – Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 5321: 1-32.
- Rinde, E., Sloreid, S.-E., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Erikstad, L. & Longva, O. 2004. Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS-klasser. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 807: 1-33.
- Robertson, M.P., Cumming, G.S. & Erasmus, B.F.N. 2010. Getting the most out of atlas data. – *Divers. Distrib.* 16: 363-375.
- Rossi, R.E., Mulla, D.J., Journel, A.G. & Franz, E.H. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. – *Ecol. Monogr.* 62: 277-314.
- Russell-Smith, J., Whitehead, P.J., Cook, G.D. & Hoare, J.L. 2003. Response of Eucalyptus-dominated savanna to frequent fires: lessons from Munmarlary, 1973-1996. – *Ecol. Monogr.* 73: 349-375.

- Scott, W.A. & Hallam, C.J. 2003. Assessing species misidentification rates through quality assurance of vegetation monitoring. – *Pl. Ecol.* 165: 101-115.
- Shiple, B. 2000. Cause and correlation in biology. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Simensen, T. & Uttakleiv, L.A. 2011. Metodikk og strategi for landskapskartlegging i Norge. Forprosjekt. – Sweco & Aurland naturverkstad, Trondheim.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Skjelkvåle, B.L., Aas, W., Solberg, S., Kaste, Ø., de Wit, H., Høgåsen, T., Skancke, L.B., Saksgård, R., Hesthagen, T., Schartau, A.K., Walseng, B., Halvorsen, G., Fjellheim, A. & Raddum, G.G. 2007. Overvåking av langtransporterte forurensninger. Årsrapport - effekter 2006. – St. Progm. ForurensnOvervåking Rapp. 1000: 1-157.
- Stevens, D.L. & Olsen, A.R. 2000. Spatially-restricted random sampling designs for design-based and model-based estimation. – I: Heuvelink, G.B.M. & Lemmens, M.J.P. (eds), *Spatially-restricted random sampling designs for design-based and model-based estimation*, Delft Univ. Press, Delft, s. 609-616.
- Stevens, D.L.J. & Olsen, A.R. 2003. Variance estimation for spatially balanced samples of environmental resources. – *Environmetrics* 14: 593-610.
- Stevens, D.L.J. & Olsen, A.R. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. – *J. am. statist. Ass.* 99: 262-278.
- Stokland, J.N., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Rinde, E., Skarpaas, O., Sverdrup-Thygeson, A., Yoccoz, N.G. & Halvorsen, R. 2008. Prediksjonsmodellering av arters og naturtypers utbredelse og forekomst: utfordringer og potensiell brukverdi i Norge. – *NatHist. Mus. Univ. Oslo Publ.* 1: 1-72.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2005. Nasjonalt arealregnskap - utprøving i fjellet i Hedmark. – *Kart Plan* 65: 238-245.
- Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., Cote, I.M., Cowling, R.M., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Ferraro, P.J., Fleishman, E., Gascon, C., Hunter, M., Hutton, J., Kareiva, P., Kuria, A., MacDonald, D.W., MacKinnon, K., Madgwick, F.J., Mascia, M.B., McNeely, J., Milner-Gulland, E.J., Moon, S., Morley, C.G., Nelson, S., Osborn, D., Pai, M., Parsons, E.C.M., Peck, L.S., Possingham, H., Prior, S.V., Pullin, A.S., Rands, J.M.R.W., Ranganathan, J., Redford, K.H., Rodriguez, J.P., Seymour, F., Sobel, J., Sodhi, N.S., Stott, A., Vance-Borland, K. & Watkinson, A.R. 2009. One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. – *Conserv. Biol.* 23: 557-567.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 317: 1-96.
- Sætersdal, M., Gjerde, I., Blom, H.H., Ihlen, P.G., Myrseth, E.W., Pommeresche, R., Skartveit, J., Solhøy, T. & Aas, O. 2003. Vascular plants as a surrogate species group in complementary site selection for bryophytes, macrolichens, spiders, carabids, staphylinids, snails, and wood living polypore fungi in a northern forest. – *Biol. Conserv.* 115: 21-31.
- Söderqvist, T. 1986. The ecologists: from merry naturalists to saviours of the nation: a sociologically informed narrative survey of the ecologization of Sweden 1895-1975. – *Almqvist & Wiksell*, Stockholm.
- ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. – *Adv. ecol. Res.* 18: 271-317.
- Theobald, D.M., Stevens, D.L., White, D., Urquhart, N.S., Olsen, A.R. & Norman, J.B. 2007. Using GIS to generate spatially balanced random survey designs for natural resource applications. – *Environm. Mgmt* 40: 134-146.
- Thorsnes, T., Erikstad, L., Dolan, M.F.J. & Bellec, V.K. 2009. Submarine landscapes along the Lofoten-Vesterålen-Senja margin, northern Norway. – *Norw. J. Geol.* 89: 5-16.
- Thuiller, W., Brotons, L., Araújo, M.B. & Lavorel, S. 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. – *Ecography* 27: 165-172.
- Tilman, D. 1999. Diversity by default. – *Science* 283: 495-496.
- Trass, H. & Malmer, N. 1978. North European approaches to classification. – I: Whittaker, R.H. (red.), *North European approaches to classification*, Junk, The Hague, s. 201-245.
- van der Maarel, E. 2005. Vegetation ecology – an overview. – I: van der Maarel, E. (red.), *Vegetation ecology*, Blackwell, Oxford, s. 1-51.
- van Neil, K.P. & Austin, M.P. 2007. Predictive vegetation modeling for conservation: impact of error propagation from digital elevation data. – *Ecol. Appl.* 17: 266-280.
- van Neil, K.P., Laffan, S.W. & Lees, B.G. 2004. Effect of error in the DEM on environmental variables for predictive vegetation modelling. – *J. Veg. Sci.* 15: 747-756.
- Vittoz, P. & Guisan, A. 2007. How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. – *J. Veg. Sci.* 18: 413-422.
- Weber, T.P. 1999. A plea for a diversity of scientific styles in ecology. – *Oikos* 84: 526-529.

- Westhoff, V. & van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. – I: Whittaker, R.H. (red.), Classification of vegetation, Junk, The Hague, s. 287-399.
- Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. – Biol. Rev. Camb. phil. Soc. 42: 207-264.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. – Funct. Ecol. 3: 385-397.
- Willis, K.J. & Whittaker, R.J. 2002. Species diversity - scale matters. – Science 295: 1245-1248.
- Wilson, J.B. 2003. The deductive method in community ecology. – Oikos 101: 216-218.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Kauserud, H., Gulden, G. & Halvorsen, R. 2008. Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. – J. Biogeogr. 35: 2298-2310.
- Wright, R.F. 1987. RAIN project. Annual report for 1986. – Norsk Inst. Vannforsk. Oppdragsrapp. 1987: 13: 1-90.
- Wright, R.F., Lotse, E. & Semb, A. 1993. RAIN project: results after 8 years of experimentally reduced acid deposition to a whole catchment. – Can. J. Fish. aquat. Sci. 50: 258-268.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. – Trends Ecol. Evol. 16: 446-453.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. 2009. Mixed effects models and extension in ecology with R. – Springer, New York, US.
- Øien, D.-I. & Moen, A. 2006. Slått og beite i utmark - effekter på plantelivet. Erfaringer fra 30 år med skjøtsel og forskning i Sølendet naturreservat, Røros. – Norg. tekn.-naturvit. Univ. VitenskMus. Rapp. bot. Ser. 2006: 5: 1-57.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1999. Vann og vassdrag 4. Dyr og planter: Innvandring og geografisk fordeling. – Vett & Viten, Nesbru.
- Økland, R.H. 1989a. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. – Opera bot. 96: 1-122.
- Økland, R.H. 1989b. A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. I. Introduction, flora, vegetation and ecological conditions. – Sommerfeltia 8: 1-172.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – Sommerfeltia Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1995a. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – Ecography 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1995b. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. – Lindbergia 19: 50-62.
- Økland, R.H. 1995c. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – J. Ecol. 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? – J. Veg. Sci. 7: 289-292.
- Økland, R.H. 1999. On the variation explained by ordination and constrained ordination axes. – J. Veg. Sci. 10: 131-136.
- Økland, R.H. 2007. Wise use of statistical tools in ecological field studies. – Folia geobot. 42: 123-140.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.
- Økland, R.H., Bratli, H., Dramstad, W.E., Edvardsen, A., Engan, G., Fjellstad, W., Heegaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Scale-dependent importance of environment, land use and landscape structure for species richness and composition of SE Norwegian modern agricultural landscapes. – Landsc. Ecol. 21: 969-987.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988–1993. – J. Veg. Sci. 7: 747-762.
- Økland, R.H., Framstad, E., Eilertsen, O. & Blom, H.H. 2004. Samordning av intensiv overvåking i skog med sikte på mer effektiv virkemiddelbruk og forbedret rapportering. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Dokum. 2004: 1-91.
- Økland, R.H., Rydgren, K. & Økland, T. 2003. Plant species composition of boreal spruce swamp forests: closed doors and windows of opportunity. – Ecology 84: 1909-1919.
- Økland, R.H., Økland, T. & Rydgren, K. 2001. Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. – Sommerfeltia 29: 1-190.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av

- flater for intensivovervåking i skog. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2001: 41: 1-46.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climatic change. – J. Veg. Sci. 15: 437-448.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R.H., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understory species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. – For. Ecol. Mgmt 177: 17-37.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Natur i endring: Terrestrisk naturovervåking i 2009: Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 490: 16-42.