



Hovedveileder for feltbasert kartlegging



Terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN (3.0)

Anders Bryn, Guri Sogn Andersen, Trine Bekkby, Harald Bratli, Børre Dervo, Margaret Dolan, Rune Halvorsen, Barbro T. Haugland, Peter Horvath, Adam E. Naas, Thijs van Son, Jonas Thormar, Anders K. Wollan, Peggy Zinke

Utførende institusjon: Naturhistorisk museum (NHM) ved Universitetet i Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norges geologiske undersøkelse (NGU)

Oppdragsgiver: Artsdatabanken

Prosjektansvarlig: Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo

Medforfattere: Anders Bryn, Guri Sogn Andersen, Trine Bekkby, Harald Bratli, Børre Dervo, Margaret Dolan, Rune Halvorsen, Barbro T. Haugland, Peter Horvath, Adam E. Naas, Thijs van Son, Jonas Thormar, Anders K. Wollan, Peggy Zinke

Kontaktperson i Artsdatabanken: Anne Britt Storeng

Stikkord: NiN, kartlegging, naturtyper, hovedveileder, målestokk, naturtypekart

Refereres som: Bryn, A., Andersen, G. S., Bekkby, T., Bratli, H., Dervo, B., Dolan, M., Halvorsen, R., Haugland, B. T., Horvath, P., Naas, A. E., van Son, T., Thormar, J., Wollan, A.K., Zink, P. 2023. Hovedveileder for feltbasert kartlegging. Terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN (3.0)

Publikasjonstype: kartleggingsveileder

ISBN: 978-82-92838-61-7

Hovedveileder for feltbasert kartlegging

Terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN (3.0)



Anders Bryn, Guri Sogn Andersen, Trine Bekkby, Harald Bratli, Børre Dervo, Margaret Dolan, Rune Halvorsen, Barbro T. Haugland, Peter Horvath, Adam E. Naas, Thijs van Son, Jonas Thormar, Anders K. Wollan, Peggy Zinke

Innhold

Forord.....	7
1. Innledning, bakgrunn og formål.....	8
Samfunnets behov for gode naturtypekart	8
Bakgrunnen for naturtypekartlegging	8
Hovedformålet med veilederen.....	9
Veilederens begrensninger	9
2. Hva representerer et naturtypekart?	15
3. Kvalitet i naturtypekart	19
4. Kartleggingsenheter for ulike målestokker	24
5. Kartleggingsprosessen	31
6. Kartleggings- og samplingdesign	35
7. Kartleggingsmetodikk	44
7a Metodikk for terrestrisk kartlegging	44
7b Metodikk for limnisk kartlegging.....	48
7c Metodikk for marin kartlegging	50
8. Kartleggingsmateriale	53
8a Materiale for terrestrisk og limnisk kartlegging.....	53
8b Materiale for marin kartlegging.....	58
9. Bruk av variabelsystemet.....	60
10. Konsistens og feilkilder	66
11. Framdrift ved feltarbeid	73
12. Mosaikker og sammensatte kartfigurer	77
13. Kartframstilling og metadata.....	79
14. Kvalitetskontroll	81
15. Kartleggingsregler for natursystemet	84
16. Referanser og relevant litteratur	94
Vedlegg 1. Regler for sammenslåing av grunntyper til kartleggingsenheter.....	106

Forord

Formålet med veilederen er å fylle det kunnskapsrommet som trengs for å bruke natursystemnivået i NiN til feltbasert kartlegging; både til opplæring av nye kartleggere, til hjelp ved utlysning av oppdrag, og som veiledning for ulike brukere av naturtypekart. Feltbasert kartlegging etter NiN brukes og lyses ut for mange ulike formål, og veilederen bærer derfor preg av å dekke mange ulike behov.

Denne utgaven av hovedveilederen er utvidet, og inkluderer nå veiledning i kartlegging av terrestriske, limniske og marine økosystemer. Veilederen er oppdatert mht. at det nå foreligger en ny versjon av NiN (3.0).

Kartleggingsveilederne foreligger i fire formater:

1. **En lang hovedveileder** til bruk ved opplæring, for oppdragsgivere, som oppslags- og referanseverk for kartleggere, og for brukere av NiN-naturtypekart. Denne dekker både terrestrisk, limnisk og marin kartlegging
2. **Tre korte feltveiledere** for praktisk bruk under feltkartlegging hvor beskrivelser og utredninger er utelatt. Hver av disse dekker henholdsvis terrestrisk, limnisk og marin kartlegging
3. **Tre typeveiledere** som beskriver kartleggingsenhetene for henholdsvis terrestrisk, limnisk og marin kartlegging
4. **Tre metodeveiledere** som beskriver kartleggingsmetodikk og variabler for henholdsvis terrestrisk, limnisk og marin kartlegging

Veilederen definerer ikke hvordan de enkelte sektorer skal løse sine kartleggingsbehov, men viser hvordan ulike behov og utfordringer kan løses. Formålet med veilederen er å bidra til at resultatene av praktisk kartlegging blir så gode som mulig. Naturtypekartenes kvalitet styres imidlertid i stor grad av rammer utenfor veilederen. Det er de ulike sektorene som organiserer og lyser ut oppdrag som avgjør hvordan kartleggingen i praksis foregår. Dette dokumentet er derfor en veileder, ikke en instruks.

Arbeidet med veilederen har mottatt verdifulle innspill fra mange ulike fagmiljøer og fagpersoner. Alle takkes for innspill. Anne Britt Storeng og Kristin Nystuen hos Artsdatabanken takkes spesielt for språkkorrektur og annen bistand.

Anders Bryn, Guri Sogn Andersen, Trine Bekkby, Harald Bratli, Børre Dervo, Margaret Dolan, Rune Halvorsen, Barbro T. Haugland, Peter Horvath, Adam E. Naas, Thijs van Son, Jonas Thormar, Anders K. Wollan & Peggy Zinke

Oslo og Trondheim, den 16. november 2023

Kapittel 1

Innledning, bakgrunn og formål

Samfunnets behov for gode naturtypekart

Naturen i Norge leverer hver dag et mangfold av økosystemtjenester. Til landbrukssektoren, energi-sektoren, havbrukssektoren, reiselivsindustrien og mange andre. Dette er tjenester som må forvaltes i et langsiktig perspektiv og i tråd med målene om bærekraftig utvikling. Samtidig er presset på norsk natur fra ulike samfunnssektorer, privat som offentlig, stort. Det er derfor et økende behov for kunnskap om naturen. Kunnskap som skal benyttes i forvaltning av naturens ressurser, økosystemtjenester, funksjon og artsmangfold. Et sentralt element i en kunnskapsbasert forvaltning av naturens goder, er stedfestede naturtypedata. Kart over naturtypenes fordeling i landskapet. Til dette formålet har de fleste nå tatt i bruk Artsdatabankens type- og variabelsystem for naturvariasjon, Natur i Norge (NiN).

I dagens informasjonssamfunn stilles det store krav til kvaliteten av steds spesifikk informasjon (kart). I praksis fattes det mange forvaltningsbeslutninger basert på kart etter Natur i Norge. Med lovtekstens krav om kunnskapsbasert forvaltning (Naturmangfoldloven 2009), er det avgjørende at naturtypekartene gjenspeiler virkeligheten best mulig. Dette handler om samfunnets tillit til at beslutninger og vedtak fattes på et gyldig grunnlag. Det er derfor nødvendig med høyt fokus på kvalitet i kartlegging av natur (Halvorsen & Bryn 2023).

Bakgrunnen for naturtypekartlegging

Kartlegging av natur foregår i skjæringspunktet mellom mange fagfelt, men har i Norden sitt første utspring fra ressursorienterte fag. Statlige organer eller private aktører med næringsinteresser, begge med behov for kunnskap om naturressurser, etterspurte f.eks. kartlegging av skogressurser, havressurser, vassdragsressurser og mineralforekomster. Utover på 1960- og 70-tallet kom kartlegging i forbindelse med vern (f.eks. verneplan for vassdrag) og etter hvert ulike typer utfordringer som f.eks. sur nedbør, jorderosjon, eutrofiering, algeoppblomstring, og ulike former for forurensing.

Kartlegging av naturtyper har en kort historie i Norge. Naturtypebegrepet ble i Norge først tatt i bruk på midten av 1990-tallet, da Direktoratet for naturforvaltning initierte utviklingen av kommunal kartlegging av naturtyper basert på en egen veileder for dette arbeidet (DN-Håndbok 13, 15, 19). Naturtypene som ble beskrevet i disse håndbøkene var i varierende grad basert på tidligere typesystemer for Norge, men også påvirket av andre systemer, f.eks. biotoptyper i Sverige, EU-NIS-systemet for habitattypeninndeling og Natura 2000-lista over habitattyper utvalgt gjennom EUs habitatdirektiv (EEC 1992). Typesystemene som ble utviklet i Norge dekket imidlertid kun et utvalg av naturtyper, og mange av erfaringene fra annen praktisk kartlegging ble ikke implementert.

Kartlegging av naturtyper hentet kunnskap og metoder først og fremst fra fagfelt innen biologi, geologi, naturgeografi og ulike ressursfag (landbruk, havbruk etc.). Typesystemene for kartlegging av naturtyper har som regel tatt utgangspunkt i biologi, økologi og biostatistikk. Derne st har de benyttet metoder fra geografiske fag (flyfoto, GIS, fjernmåling, kartografi etc.) til det praktiske arbeidet. Noe av det som derfor gjør naturtypekartlegging krevende, er nettopp behovet for kunnskap og praktisk erfaring fra mange fagfelt.

Hovedformålet med veilederen

Hovedformålet med denne veilederen er å gi en innføring i logikken som bør benyttes ved kartlegging. Dette inkluderer en forståelse av hvordan og i hvilken grad naturvariasjon bør forenkles under kartlegging. Dette er ikke trivielt, ettersom:

- Naturens variasjon og kompleksitet varierer i rom og tid
- Noe av denne naturvariasjonen (og kompleksiteten) skal «pakkes inn» i typer, mosaikkfigurer eller komplekser, mens noe skal forbli «uinnpakket»
- Noe av denne naturvariasjonen (og kompleksiteten) skal stedsfestes, mens noe velges bort som en del av målestokktilpasningen i kartlegging (geografisk generalisering)
- Krav til framdrift og effektivitet i kartleggingen forutsetter mest mulig effektiv utnyttelse av tilgjengelig relevant materiale
- Ulike kartleggere forstår og ser naturvariasjonen og kompleksiteten forskjellig
- Ulike kartleggere avgrensar, stedsfester og tolker naturvariasjonen forskjellig
- Ulike metoder og tilgjengelig materiale legger føringer for hva som faktisk kan gjøres

For å løse dette introduserer veilederen hvordan feltbasert kartlegging bør gjennomføres, etablerer regler for kartlegging etter NiN, gir en kort innføring i de tradisjonene som finnes innen ulike kartleggingsmiljøer, og beskriver allment aksepterte kvalitetsnormer.

Veilederens begrensninger

Veilederen beskriver kartlegging av naturtyper etter NiN, men det er viktig å minne om at dette er en generell veileder for kartlegging av naturtyper. Sektor- eller temaspesifikke kartprogrammer med spesielle formål eller øvrige registreringsbehov vil trenge formålsspesifikke instruksjoner som presiserer hvordan de generelle reglene skal tilpasses det spesifikke formålet.

Veilederen tar kun for seg feltbasert kartlegging av enheter innen mark- og bunnsystemer på natursystemnivået i NiN, samt bruken av variabler fra NiN-systemet i slik kartlegging. Ulike metoder for GIS-modellering, fjernmålingsmetoder og utbredelsesmodellering av naturtyper eller variabler er ikke inkludert. Dette er metodikk i svært rask utvikling, som behandles i annen litteratur.

Temaer som hører til analysefasen i en undersøkelse (det som skjer etter at kartet er lagd), f.eks. verdivurderinger av kartinformasjon, avgrensing av forvaltningsområder eller buffersoner, er ikke inkludert i veilederen. Veilederen beskriver kun feltbasert kartlegging av kartleggingsenheter eller egenskaper (variabler) i NiN, slik de er definert av Artsdatabanken.

Kartlegging av landformer og naturkomplekser er ikke inkludert i veilederen. For kartlegging av landformer vil det utvikles en egen veileder. Naturkomplekser bør avledes i etterkant, fra naturtypekart, ikke kartlegges som eget tema i felt.

Nomenklatur

Nomenklatur og begrepsbruk i veilederen følger uten unntak beskrivelsene i NiN. De vanligste begrepene som det kan være nyttig å ha for hånden når en leser denne veilederen, er gitt i påfølgende tabeller.

Tabell 1.1: Sentrale begrep for feltbasert kartlegging av typer i naturen (noen av begrepsbeskrivelsene er språklig forenklet i forhold til den teoretiske NIN-definisjonen).

Type- eller enhetsbegrep	Definerende beskrivelser	Eksempler fra Norge
Terrestrisk	Hovedtypegrupper av økosystemer på land. Delt i Fastmarkssystemer, Våtmarkssystemer, og Snø- og Issystemer	NiN (2009, 2015, 2023); DN-Håndbok 13 (1999, 2007)
Limnisk	Hovedtypegrupper av økosystemer i ferskvann (saltholdighet < 0,5 ‰). Delt i Elvebunnsystemer, Innsjøbunnsystemer og Ferskvannsvannmassesystemer	NiN (2009, 2015, 2023); DN-Håndbok 15 (2000)
Marint	Hovedtypegrupper av økosystemer i saltvann (saltholdighet > 0,5 ‰). Delt i Saltvannsbunnsystemer og Saltvannsvannmassesystemer	NiN (2009, 2015); DN-Håndbok 19 (2001, 2007)
Naturtype	Ensartet type natur som omfatter alle levende organismer som forekommer sammen på et gitt sted og miljøforholdene som virker der, samt natur med et ensartet preg forårsaket av systematiske mønstre i forekomsten av observerbare strukturer og elementer	NiN (2009, 2015, 2023); Naturmangfoldloven (2009)
Vegetasjonstype	Ensartede typer av natur som er definert av plantesammensetningen, men med mye data om miljøforholdene som virker der	Fremstad (1997); Rekdal & Larsson (2005)
Habitattype	Ensartet type natur som definerer artenes levesteder, det vil si de omgivelsene hver enkelt art lever i	Ødegaard mfl. (2001)
Biotoptype	Biotoper er områder som er viktige for dyreartenes arealbruk Nøkkelbiotoper er områder som er særlig viktige for bevaring av det biologiske mangfoldet fordi de inneholder naturtyper, nøkkelementer eller arter som er sjeldne i landskapet	Haugset mfl. (1996)
Livsmiljøer	Definert som et egenskapsområde i skog med bestemte kvaliteter, skilt ut basert på inngangsverdier	MiS (Baumann mfl. 2001; LD 2020)
Landskapstype	Ensartet type landskap med hensyn til terrengform- og landformvariasjon, samt forekomst og mengde av landskapselementer	Erikstad & Halvorsen (2014)
Geototyper	Lokalitetstyper med karakteristiske bergarter, geologiske lag eller fossiler	NGU (2015a)
Funksjonelle plantegrupper	Grupper av planter med felles vekstform eller felles økosystemfunksjoner (internasjonalt; Plant functional types)	Aarrestad mfl. (2011); Wullschleger mfl. (2014)

Tabell 1.2: Andre sentrale begreper som opptrer i veilederen (noen av begrepsbeskrivelsene er språklig forenklet i forhold til den teoretiske NIN-definisjonen).

Generelle begreper	Definerende beskrivelser
Artsmengde	Samlebegrep for kvalitativ (forekomst eller fravær) eller kvantitativ grad av tilstedeværelse av en art innenfor en observasjonsenhet
Artssammensetning	Artene som lever sammen innenfor et gitt område
Dominerende art	Art som har større dekning eller større biomasseandel i en observasjonsenhet enn 15 %, eller som har større middeldekning eller midlere biomasseandel enn 15 % i et utvalg av observasjonsenheter

Elementinnhold	Naturtype-arealenheters innhold av spesifikke elementer; arter, bergarter, mineraler, naturtyper definert på et lavere naturmangfold-nivå eller andre fysiske objekter, eventuelt også løsmasser og jordarter
Generalisert artslistedatasett	Systematisk sammenstilte artslister der artenes mengder er angitt på en standard mengdeskala
Grunntype	Laveste og mest detaljerte hierarkiske nivået for natursystemet i NiN
Hovedtype	Midterste hierarkiske nivået for natursystemet i NiN
Hovedtypegruppe	Høyeste og minst detaljerte hierarkiske nivået for natursystemet i NiN
Karakteristisk romlig skala for variasjon langs en miljøvariabel	Median lineær utstrekning av ett område (f.eks. en naturtypefigur) som utspenner en standardklasse eller et standardtrinn langs en aktuell miljøvariabel
Kompleks miljøvariabel	Variabel som består av flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer i mer eller mindre sterk grad
Lokal kompleks miljøvariabel (LKM)	Kompleks miljøvariabel som gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt fin romlig skala (og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid), for eksempel jordkjemiske egenskaper og jordfuktighet. Deles inn i ulike kategorier av LKM'er: definerende = dLKM vesentlig = vLKM betydelig = bLKM observerbar = oLKM spesiell = sLKM Dersom det står n foran (f.eks. nvLKM), så presiserer n at LKM'en gjelder for en normal hovedtype
Natursystem	Alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig, avgrensbart 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)
Suksesjon	Mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning, eventuelt også miljøforhold, over tid som følge av endringsgjeld betinget av forstyrrelse
Korttidsmiljøvariasjon	Variabel (KM) som uttrykker variasjon i mønstre som er stabile over relativt kort tid, typisk mindre enn 100 år i fastmarkssystemer og 25 år i vannsystemer
Utforming	Variasjon innenfor grunntype, definert ved en kombinasjon av trinn eller deltrinn langs variabler som uttrykker variasjon i hovedtypens karakteriserende naturegenskap, men som ikke er viktig nok til å gi opphav til grunntyper
Økosystem	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 (Naturmangfoldloven, § 3t), det vil si et selvorganiserende system bestående av alle organismer innenfor 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)
Økologisk avstand (enhet; ØAE)	Grad av forskjell i artssammensetning, som uttrykk for forskjell i miljøforhold og økologiske prosesser. 1 ØAE tilsvarer utskifting av en fjerdedel av artssammensetningen
Vesentlig forskjell i artssammensetning	En forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nær halve artssammensetningen eller mer, mellom to naturtyper som sammenliknes
Betydelig forskjell i artssammensetning	En forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes
Observerbar forskjell i artssammensetning	En forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær 1/8 av artssammensetningen mellom to systemer som sammenliknes

Tabell 1.3. Sentrale kartbegreper som opptrer i veilederen (noen av begrepsbeskrivelsene er språklig forenklet i forhold til den teoretiske NIN-definisjonen).

Kartbegreper	Definerende beskrivelser
Kartleggingsenhet	Sammenslåtte grupper av grunntyper som skal kartlegges som én enhet. Kartleggingsenhetene er tilpasset de fire målestokkene 1:500, 1:5 000, 1:20 000 og 1:50 000
Kartfigur	Viser utbredelsen av en kartleggingsenhet. Kan være et punkt, en linje eller en polygon i et vektorkart, eller sammenslåtte ruter med samme verdi / type i et vektorisert rasterkart
Utfigurere	Å bestemme avgrensing og tegne en kartleggingsenhet, f.eks. på flyfoto
Rasterkart	En datastruktur for kartfiler som består av et rektangulært rutenett (matrise av piksler). Hver rute har én verdi for ett tema
Rasteroppløsning	Rasteroppløsningen definerer størrelsen på hver rute i et raster
Vektorkart	En datastruktur for kartfiler som består av elementene punkter, linjer og / eller polygoner. Hvert element kan inneholde verdier for mange temaer
Minsteareal	Nedre størrelsesgrense for polygoner i vektorkart. Definerer hvor små polygoner i vektorkart kan være. Dette varierer for ulike målestokkområder
Målestokk	Målestokken i et kart angir hvilken størrelse kartet bør leses i. Målestokken indikerer hvilken romlig og økologisk oppløsning kartet har
Harmonisering	Samkjøring mellom kartleggere i bestemmelse av typer, generalisering til målestokk, avgrensing av kartfigurer m.m. Prosess som benyttes for å gjøre naturtypekart mindre observatør-avhengige
Kalibrering	Sammenlikning eller korrigering mot en referanseverdi eller et nøyaktigere instrument. Prosess som benyttes for å trene kartleggere mot lik bruk av variabelverdier, for å redusere observatør-avhengigheter i kart

Tabell 1.4: Sentrale terrestriske avgrensingsrelaterte begreper som opptrer i veilederen (noen av begrepsbeskrivelsene er språklig forenklet i forhold til den teoretiske NiN-definisjonen).

Avgrensingsrelaterte begreper	Definerende beskrivelser
Fastmark	Mark som ikke er mer eller mindre permanent vannmettet
Fuktmark	Fastmark med markfukting gjennom så stor del av året at artssammensetningen får sterkt innslag av fuktmarksarter
Våtmark	Mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller med så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vanntilgang dominerer
Lite endret system	Økosystemer med artssammensetning som ikke viser betydelig variasjon langs menneskebetingete lokale miljøvariabler
Klart endret system	Økosystemer med artssammensetning som kombinerer vesentlig preg av menneskepåvirkning med betydelig variasjon langs naturgitte lokale miljøgradienter
Sterkt endret system	Økosystemer med vesentlig preg av menneskepåvirkning, uten betydelig variasjon i artssammensetning langs naturgitte lokale miljøgradienter
Tresatt areal	Sammenhengende område med trær, der arealandelen innenfor kroneperiferien er større enn 10% (motsatsen til tresatt areal er åpent areal)

Skogsmark	Mark med trær som strukturerende artsgruppe, det vil si som er sterkt preget av innflytelse fra trær og som ved et gitt tidspunkt er tresatt eller som i nær fortid har vært og i nær framtid forventes igjen å være tresatt
Åpen mark	Mark som ikke er skogsmark
Torvmark	Område med eller uten vegetasjon, med et naturlig akkumulert torvlag på toppen
Torvmassiv	Torvdekt våtmarksområde med en hydrologi og overflateformer (hydromorfologi) som gjenspeiler samspillet mellom undergrunnens topografi, vanntilførselen og torvdannende prosesser, og som utgjør en hydrologisk enhet
Varig is og snø	Forekomst av is og snø som har vært og / eller forventes å forbli der i minst 6 år

Tabell 1.5: Sentrale limniske og marine avgrensingsrelaterte begreper som opptrer i veilederen (noen av begrepsbeskrivelsene er språklig forenklet i forhold til den teoretiske NiN-definisjonen).

Avgrensingsrelaterte begreper	Definerende beskrivelser
Afotisk sone	Større dyp enn kompensasjonsdypet, der respirasjonen er større enn produksjonen fra fotosyntesen
Eufotisk sone	Grunnere dyp enn kompensasjonsdypet, der produksjonen fra fotosyntesen er større enn respirasjonen
Kompensasjonsdypet	Dypet der respirasjonen er lik produksjonen fra fotosyntesen. Alger forekommer ikke regelmessig under kompensasjonsdypet
Fargetall	Mål for vannets farge, hovedsakelig innhold av humus (makromolekylære organiske forbindelser). Måles i mg Pt/l.
Siktedyp	Det største dyp hvor en nedsenket hvit skive (Secchi-skive) så vidt er synlig. Siktedyp er vanlig benyttet som mål for vannets gjennomsiktighet
Sjiktning	Brukes i vann om «lagdeling» som bl.a. skyldes temperatur eller kjemisk innhold
Brakkvann	Havvann som tilføres ferskvann fra elver eller ved tilsig av grunnvann, og som har en artssammensetning som indikerer dette; omfatter hav-vannmasser med salinitet (saltholdighet) fra 0,5 ‰ til 18 ‰
Ferskvann	Vann (i mer enn 50 prosent av året) med salinitet (saltholdighet) < 0,5 ‰.
Saltvann	Vann (i mer enn 50 prosent av året) med salinitet (saltholdighet) > 0,5 ‰.
Vannmasser	Volumet av vann over ferskvannsbunnen (limnisk) eller sjøbunnen (marint)
Meromiktisk	Brukes om vannlag som ikke blandes, f.eks. innsjøer med et stagnerende vannlag på bunnen som ikke blander seg med de øverste vannlagene
Våtmark	Se definisjon i tabellen over
Ferskvannsbunnsystemer	Bunnsystemer som finnes der vann dekker arealet over 50% av tida, og med salinitet (saltholdighet) < 0,5 ‰. Det skilles mellom Elvebunnsystemer og Innsjøbunnsystemer.
Saltvannsbunnsystemer	Bunnsystemer som finnes der vann dekker arealet over 50% av tida, med salinitet (saltholdighet) > 0,5 ‰
Sedimentbunn	Bunn som er ustabile under de rådende bølge- og strømforhold, slik at fastsittende og flerårige organismer ikke har etablert seg
Fastbunn	Fast fjell og stabile blokker, stein eller grov grus som er så stabile under de rådende bølge- og strømforhold, at fastsittende og flerårige organismer har etablert seg

Løsbunn	Bunn dominert av silt eller leire (partikler < 1/16 mm)
Bergvegg (marint og terrestrisk)	Svært bratt berg. Grensa mellom bergknaus og bergvegg er en gradvis overgang, men et gjennomgående trekk ser ut til å være at artssammensetningen endrer seg sterkt omkring 80° (basert på skjønnsmessig vurdering)
Normalt fjæremål (Øvre infralitoral sone)	Nivået som vanligvis konstant fuktes av havvann og danner grensen mellom tidevannssonen og sjøsonen, også kalt den sublitorale sonen
Foss	Elvestrekning med markert fallgradient (>30-40°), høyde over 3 m og svært høy vannhastighet (> 3-4 m/s)
Stryk	Elv med betydelig fallgradient og vannhastighet (> 1 m/s), men mindre markert enn foss
Turbiditet	Mål for nedsatt siktbarhet i vannet, dvs. innhold av partikulært («flytende / svevende») materiale. Måles i FTU (Formazin Turbidity Units)

Kapittel 2

Hva representerer et naturtypekart?

Et naturtypekart representerer et forenklet bilde av virkeligheten

Alle naturtypekart framstiller forenklete versjoner av naturvariasjonen i det kartlagte området (Palmer mfl. 2002); de er modeller av naturvariasjonen. Selv de mest høyoppløselige, detaljerte kartene gjengir ikke variasjonen og kompleksiteten som finnes i naturen på en «sann» måte. Dette skyldes to grunnleggende egenskaper ved naturen, og to typer forenklinger som gjøres for å løse utfordringer knyttet til disse egenskapene.

De to grunnleggende naturegenskapene er:

1. **Biomangfoldet:** at naturvariasjonen er bortimot uendelig (i rom og tid) med sitt mangfold av kombinasjoner av arter og miljøforhold
2. **Gradvis variasjon:** at naturvariasjonen stort sett er kontinuerlig, med gradvise overganger

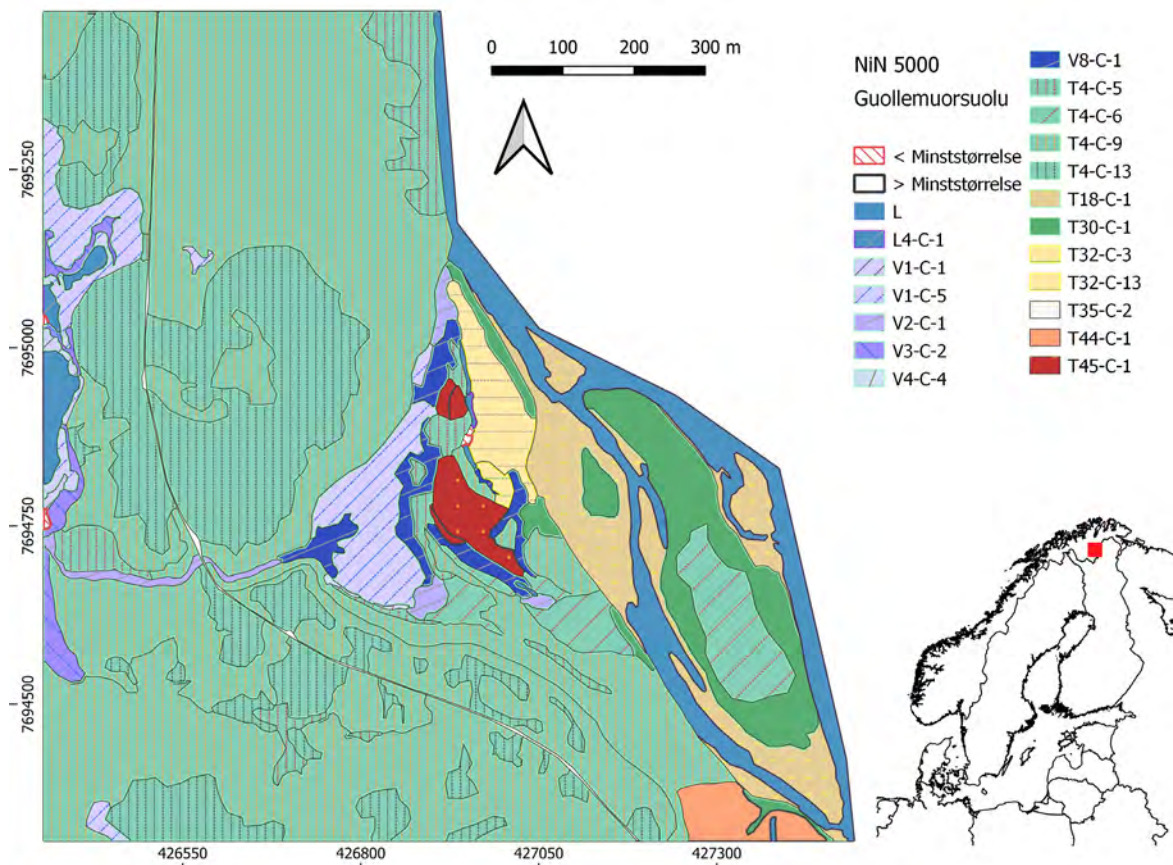
De to relaterte forenklingene som benyttes i kartlegging er:

1. **Økologisk forenkling:** typifisering eller klassifisering av variasjonen i naturen. Denne veilederen beskriver kartlegging med bruk av type- og variabelsystemet i NiN (3)
2. **Kartografisk forenkling:** tilpasning av kartleggingen til en målestokk. Ved å tilpasse kartleggingen til en predefinert målestokk, kan graden av kartografisk generalisering styres og gjennomføres konsekvent for hele kartserien. Styringen av dette skjer gjennom kartleggingsregler

For terrestrisk kartlegging under natursystemnivået er den kartografiske forenklinga løst ved å tilpasse kartleggingsenheter for fire målestokker; 1:500, 1:5 000, 1:20 000 og 1:50 000. For hver målestokk indikerer kartleggingsreglene graden av kartografisk generalisering.

Et naturtypekart representerer et forenklet bilde av virkeligheten i det øyeblikket det lages; det er en modell for naturtypenes utbredelse og geografiske fordeling i landskapet, gitt et predefinert typesystem og en veileder som beskriver målestokktilpassinga for kartserien.

Det er viktig ikke å blande sammen de to typene forenkling. Typifisering eller klassifisering av natur kan gjøres uavhengig av målestokk for kartlegging. Grunntypene i NiN er i utgangspunktet målestokkuavhengige. Derfor er det etablert målestokktilpassede kartleggingsenheter.



Figur 2.1: Eksempel på et arealdekkende terrestrisk naturtypekart basert på NiN versjon 2.3. Like kartleggingsenheter har lik farge, eventuelt i kombinasjon med skravur. Kart fra Guollemuorsuolu, Finnmark. Kartframstilling: Peter Horvath.

I denne kartleggingsveilederen blir det trukket et prinsipielt skille mellom begrepet typesystem, som brukes om en inndeling i naturtyper, og tilrettelegging av systemet til ulike formål, som kan gjøres på mange ulike måter. Én typeinndeling kan derfor gi opphav til mange tilrettelagte inndelinger, f.eks. systemer av kartleggingsenheter. Utformingen av slike tilrettelagte systemer bør tilpasses den valgte kartleggingsmetodikken (f.eks. bruk av flyfoto i felt) og krav til framdrift i feltarbeidet.

Grunntypene og hovedtypene på natursystem-nivået i NiN er ikke tilpasset en bestemt målestokk for kartlegging. Per definisjon er alle grunntypene og variablene målestokk-uavhengige. Inndelingsprinsippene for typesystemet i NiN tar f.eks. ikke hensyn til den arealmessige utstrekningen enkeltforekomster av grunntypene kan ha. Systemet er altså ikke i utgangspunktet tilpasset noe spesielt kartleggingsformål og skal også kunne brukes til å beskrive variasjon i naturen som av praktiske grunner ikke kan eller skal kartlegges. Derfor vil systemet også inneholde enheter som opptrer på svært små arealer og som det vil være utfordrende å kartlegge i praksis.

Per definisjon er alle grunntypene og variablene målestokk-uavhengige.

Grunntypene er ikke tilpasset noe spesielt formål og skal også kunne brukes til å beskrive variasjon i naturen som av praktiske grunner ikke kan eller skal kartlegges.

Tradisjonelt har natur- og vegetasjonstype- eller klassifikasjonssystemer blitt utviklet direkte med kartlegging som formål. I de fleste slike tilfeller finnes en predefinert metode for kartlegging tilpasset de ulike hierarkiske nivåene i typesystemet. Kartlegging etter NiN tar derimot utgangspunkt i et generelt typesystem med et tilhørende variabelsystem, som i neste omgang legges til rette for kartlegging i ulike målestokker. Hvordan dette gjøres, er ett av temaene for denne veilederen.

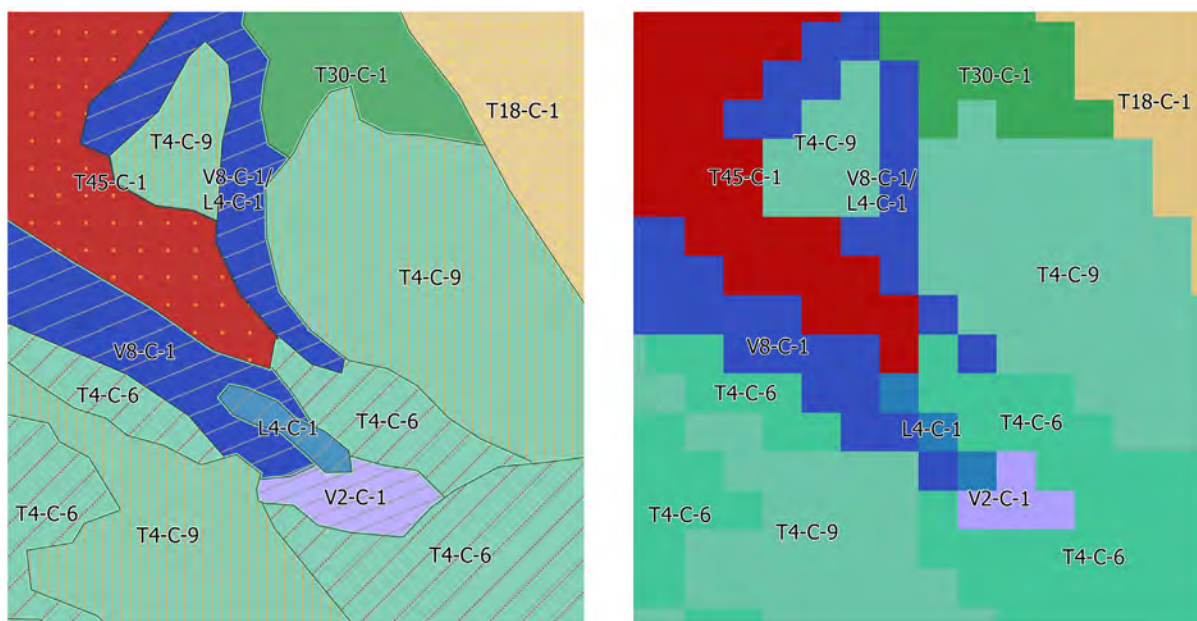
Naturtypekartenes innhold og format

Informasjonen som kan leses av et naturtypekart kommer fra mange ulike kilder. Noe er bakgrunnsinformasjon som hentes fra andre kartbaser, slik som f.eks. høydekoter, stedsnavn, bekker og infrastruktur. I denne sammenheng er imidlertid den viktigste informasjonen den som samles om naturtypene eller variablene, det vil si stedfesting av naturtypeinformasjon. Det er to grunnleggende kartformat, vektorkart og rasterkart (fig. 2.2).

I **vektorformat** er det 3 kategorier av kartfigurer som fanger ulik variasjon:

1. **Polygoner:** brukes for å stedfeste og avgrense de aller fleste kartleggingsenhetene, der disse dekker et større areal enn et definert minsteareal
2. **Linjer:** brukes for kartleggingsenheter som normalt er langstrakte og smalere enn en definert minstebredde for polygoner
3. **Punkter:** brukes for kartleggingsenheter som ofte opptre flekkvis på arealer som jevnt over er mindre enn et definert minsteareal for polygoner, eller ved spesielle strukturer som grotter og kilder

Hver enkelt kartfigur tilegnes en unik identifiseringsnøkkel og en kode som angir naturtypen eller kartleggingsenheten. Hver kartfigur kan også tildeles koder fra variabelsystemet, f.eks. koder for korttidsmiljøvariasjon (tilstand) i skog eller dominans av arter i tresjiktet. I tillegg kan hver enkelt kartfigur beskrives ytterligere gjennom tekst. Annen informasjon kan også avledes fra andre temakart og informasjonskilder gjennom GIS-analyser.



Figur 2.2: Kartutsnitt fra Guollemuorsuolu (Finnmark). Venstre kart i vektorformat, målestokk 1:5 000. Høyre kart i rasterformat, 10 x 10 meters oppløsning. Kartframstilling: Peter Horvath.

I **rasterformat** utgjøres kartet av celler, som f.eks. piksler i et digitalt flyfoto. I flyfoto viser pikslene overflatas lysrefleksjon, mens cellene i naturtypekart gjengir naturtyper eller variabler (figur 2.2). Hver celle i et rasterkart inneholder den samme naturtype-informasjonen som en kartfigur i et vektorkart. Forskjellen er at i rasterkart er alle cellene like store, mens størrelsen på polygoner i vektorkartet ikke er begrenset av oppløsningen i rutenettet, men av minstearealet definert for målestokken det kartlegges i.

Det er enkelt å konvertere kart mellom de to formatene. Feltbaserte naturtypekart lages nesten utelukkende i vektorformat, mens modellbaserte eller fjernmålingsbaserte kart nesten utelukkende lages i rasterformat.

Kapittel 3

Kvalitet i naturtypekart

Hva definerer et godt kart?

Intensjonen er at feltkartleggere, gjennom bruk av denne veilederen, skal lage best mulige naturtypekart. «Det best mulige kartet» er det kartet som er lagd av de feltkartleggere og med den metodikken som oppfyller kartleggingsprogrammets formål og kartleggingsinstruksens standard med hensyn til kvalitet og innhold, og som på en konsekvent og god måte gjengir naturtypenes fordeling i kartleggingsområdet.

Tabell 3.1: Kriterier og tilhørende egenskaper som beskriver god kvalitet i naturtypekart (ikke utfyllende):

Kriterier for gode naturtypekart:	Tilhørende egenskaper ved gode naturtypekart:
Brukervennlig	• Tilpasset formålet kartleggingsprogrammet skal tjene • Tilrettelagt og standardisert kartografi • Lett å lese og forstå (utover kartografien, f.eks. fjerning av unødig informasjon) • Logisk avgrensing av kartleggingsområdet
Målestokktilpasset	• Riktig romlig forenkling av naturtypevariasjonen • God gjengivelse av de økologiske sammenhengene
Pålitelig og konsistent	• Høy andel riktig bestemte kartleggingsenheter • Høy andel riktig bestemte variabeltrinn • Observatør-uavhengig • Konsistent i tid og rom
Nøyaktig	• Høy romlig presisjon (tilpasset målestokken) • Mest mulig entydige enheter (lite bruk av mosaikk) • Differensierende innen og mellom viktige økologiske gradienter
Aktualitet	• Tidsriktig kartlagt • Oppdatert og ajourført ved behov • Basert på siste / gjeldende versjon av typesystemet
Komplett	• Alle bestilte arealer er kartlagt • Alle bestilte kartleggingsenheter og variabler er benyttet
Dokumentert og etterprøvbart	• Beskrivende rapport • Utfyllende metadata • Systematisk og rutinemessig kvalitetssikret • Feilkilder og usikkerhet oppgitt
Tilgjengelig	• Åpent for innsyn og bruk • Følger nasjonale standarder for geodata • Logisk og gjennomsiiktig kodesystem • Logiske og gjenkjennelige navn på enheter og variabler • Tilrettelagt for flerbruk og gjenbruk

Det er med andre ord kartleggingsprogrammet og den spesifikke instruksjonen som definerer ønsket kvalitet, ikke hva

andre kartleggere har gjort tidligere eller andre steder, hvilke detaljer i landskapet ulike kartleggere har preferanser for, hvordan lokale forhold varierer mellom ulike steder eller hva som beskrives i andre dokumenter.

For at et naturtypekart skal bli godt i henhold til lista over kriterier og egenskaper ved gode kart, bør følgende forutsetninger være oppfylt:

- Formålet med kartleggingsprogrammet må være entydig og avklart på forhånd, slik at kunnskap om formålet kan bli styrende
- Krav til standard og kvalitet må være godt beskrevet
- Kartleggingsenhetene bør være basert på et forhåndsdefinert typesystem, så det ikke er behov for ad hoc-løsninger
- Type- og variabelsystemet må være tilrettelagt slik at det tilfredsstiller brukergruppens og kartseriens behov
- Logikken som ligger til grunn for valg av løsninger ved kartlegging i felt må være felles for alle som kartlegger. En god del av logikken kan beskrives gjennom kartleggingsregler
- Materiale og metode bør standardiseres, slik at det ikke blir unødvendige forskjeller mellom ulike kartleggere / kartleggingsmiljøer
- Kompetanse og samkjøring må sikres gjennom kurs, samlinger og harmonisering mellom ulike kartleggere, også på tvers av kartleggingsmiljøer
- Kartinformasjonen bør lagres i åpne og langsiktige geodatabaser, slik at dataene blir tilgjengelige og kan benyttes som historiske dokumenter
- Et tydelig skille må trekkes mellom hva som er basal kartlegging av naturtyper / variabler, og hva som eventuelt er kartlegging av buffersoner eller andre forvaltningsbaserte grenser

Ved utvalgskartlegging, dvs. kartlegging av utvalgte kartleggingsenheter eller variabler, er ytterligere en forutsetning viktig:

- Kartfesting av alle oppsøkte lokaliteter og områder som er dekket av kartleggingen – f.eks. ved å oppgi avgrensing av prøvetakingsområder, punkter, slepelinjer i havet, tracking eller liknende

I praksis innebærer denne siste egenskapen at kartleggere eller oppdragsgiver kartfester det området som er undersøkt. Innenfor dette området skal alle utvalgte kartleggingsenheter være ettersøkt og forekomster kartfestet. Dette sørger for at man vet hvor det er kartlagt, slik at man ved eventuell senere re-kartlegging ikke trenger oppsøke lokaliteter som er besøkt tidligere.

Et godt naturtypekart oppfyller kartleggingsprogrammets formål og kartleggingsinstruksens krav med hensyn til kvalitet og innhold. Derigjennom gjengir kartet naturtypenes fordeling i landskapet på en god måte. Et godt naturtypekart svarer på de utfordringene det er tiltenkt å løse.

Formål og kvalitet

Å lage detaljerte naturtypekart av god kvalitet er kostbart. Kartleggingen må derfor balanseres mellom behovet for kvalitet, målestokk og informasjon på den ene siden, som er relatert til formålet med kartleggingen, og arbeidsmengde og framdriftskrav på den andre siden, som er relatert til ressurs-situasjonen. All kartlegging vil bære preg av kompromisser mellom ønsket om høyest mulig kvalitet / detaljer og begrensede ressurser. Valg av både tematisk og romlig detaljeringsgrad gjøres i NiN blant annet gjennom valg av målestokk.

Behovet for kvalitet i naturtypekart kan synliggjøres gjennom formålene med kartlegging av naturtyper etter NiN. Naturtypekart etter NiN er ment å skulle kunne dekke behovet for mange ulike formål. Kartene skal blant annet gi arealinformasjon som dekker følgende formål, rangert etter økende kostnadsbehov per arealenhet ved kartlegging:

1. Beskrivelse av natur – kvalitativ beskrivelse av arealer eller fenomener, NiN som referanseverk, entydige definisjoner, systematisk oppbygd m.m.
2. Dokumentasjon av naturvariasjon - tilstedeværelse, utbredelse og status for naturtyper
3. Forvaltning av arealer - som grunnlag for avgjørelser om utbygging, bruk, skjøtsel m.m.
4. Forskning og utredning – bakkesannhet for modellering, rødlisteutredninger m.m.
5. Overvåking¹ av endringer i naturen - rapporteringer om tilstand og utvikling

De ulike formålene stiller økende krav til kvalitet og ressurstilgang, men med økende kvalitet øker også anvendelsesmulighetene. I ethvert kartleggingsprosjekt, stort som lite, må hele tiden forholdet mellom formål og tilgjengelige ressurser vurderes grundig. Uten balanse mellom formål og ressurser vil en ikke nå de målene en ønsker. I alle kartleggingsprosjekter må derfor utlysninger og instruksjoner være tilrettelagt formålet og ressurstilgangen.

Når målskiva beveger seg, er god kvalitet beste strategi

Når et område først er kartlagt, tas ofte kartene i bruk til flere formål enn det tiltenkte. Den nye bruken stiller jevnt over større krav til datakvalitet enn de formålene som ble definert ved oppstarten. Det må forventes at kravene til datakvalitet vil fortsette å øke i framtida, noe det bør tas høyde for når nye kartleggingsprosjekter startes opp.

Krav til stabilitet og konsistens i kvalitet ved naturkartlegging

Kvalitetskravene bør være så stabile og konsistente som mulig, på tvers av ulike bestiller- og brukergrupper. Dette vil sikre sammenlignbare data innen og mellom typer, mellom områder, prosjekter, kartleggingsinstitusjoner og kartleggere, og gi et best mulig grunnlag for konsistent rapportering og eventuell overvåking. I Norge er det lange tradisjoner for å kartlegge natur med varierende krav til kvalitet. For mesteparten av den naturkartleggingen som er foretatt eller foretas i Norge, uavhengig av valg av feltbasert kartleggingssystem, varierer den romlige presisjonen avhengig av hvilke natur- eller vegetasjonstyper som kartlegges, hvor kartleggingen er foretatt, og av hvem.

For eksempel har kartfigurer kartlagt etter DN-Håndbok 13 trolig generelt bedre romlig presisjon i tettbygde områder enn i mer avsidesliggende strøk (Terje Blindheim, pers. medd.). Ett annet eksempel er den generelt sett relativt høyere presisjonen i avgrensinga av dyrka mark enn andre kartleggingsenheter ved vegetasjonskartlegging etter Rekdal & Larsson (2005). Det mangler studier som kan belyse disse problemstillingene, men varierende krav til kvalitet på romlig presisjon skyldes trolig følgende motiver:

- At typer med stor økonomisk interesse (dyrka mark, plantefelt, grustak m.m.) sannsynligvis kartlegges mer romlig presist enn typer det knytter seg mindre økonomisk interesse til
- Kartlegging av områder som ligger nær infrastruktur eller pressområder (tettsteder, byer m.m.) gjøres trolig med større romlig presisjon enn i områder tilsynelatende uten potensielle interessekonflikter

¹ Med overvåking menes her to ulike ting:

- overvåking av arealutvikling for enkeltpolygoner, dvs. endringer av polygongrenser over tid
- overvåking av tilstanden innen enkeltpolygoner, dvs. endringer av viktige tilstandsparametere over tid

- Sjeldne typer og rødlista naturtyper kartlegges trolig mer romlig presist enn vanligere typer, fordi det tradisjonelt knytter seg større interesse til dem hos kartleggerne
- Geografisk avvikende typer innen et prosjektområde kartlegges trolig mer romlig presist enn typer som har stor lokal geografisk utbredelse, fordi de skiller seg mer ut fra omgivelsene og dermed legges bedre merke til
- Artsrike typer kartlegges trolig mer romlig presist enn artsfattige typer, fordi det tradisjonelt knytter seg større interesse til dem hos kartleggerne, men også fordi det er lettere å bestemme riktig kartleggingsenhet når det er flere arter tilgjengelig

Selv om kunnskapsgrunnlaget for å trekke generelle slutninger er meget tynt, kan vi med god grunn anta at kvaliteten i nasjonale programmer sine naturtype- og vegetasjonskart vil variere i tid og rom.

En annen egenskap med stor relevans for vurderingen av kartkvalitet, som er sterkt avhengig av naturtype og andre egenskaper ved det kartlagte området, er bruken av mosaikkfigurer under kartleggingen (se kap. 12 om mosaikk). I mange tilfeller vil forskjeller i bruken av mosaikkfigurer kunne knyttes til uklar informasjon i veilederen, ulike tradisjoner for bruk av mosaikk, ulik oppfatning av minsteareal, eller ulik forståelse av hvordan naturen skal forenkles ved kartlegging. I tillegg vil noen naturtyper i seg selv være enklere enn andre å avgrense med høy romlig presisjon. Det er f.eks. ikke merkelig at dyrka mark kartlegges mer presist enn andre typer; grensene mellom dyrka mark og andre typer er lette å se i flybildene, dyrka mark er grundig beskrevet og klart definert, og grensene mot tilliggende enheter skarpe.

Bruken av variabelsystemet ved kartlegging er selvsagt også avgjørende for kvaliteten i naturtypekartene. Inkonsistent bruk, f.eks. utelatelse eller feilaktig bruk av sentrale tilstandsparametre, kan gi opphav til svært ulik kartkvalitet.

Det finnes mange gode grunner til at praksiser med varierende kvalitet etableres². Men kartlegging av natur i samme målestokk, etter ett og samme typesystem, bør ikke variere i kvalitet mellom verken typer, områder eller kartleggere. Varierende kvalitet er vanskelig å håndtere, i kartleggingsprosessen såvel som ved utformingen av en kartleggingsveileder, og det medfører utfordringer for brukerne av kartdata. I utgangspunktet bør derfor kvalitetskravene være så stabile og konsistente som mulig. Skal kvaliteten variere, så bør dette begrunnes godt og konsekvensene vurderes på forhånd.

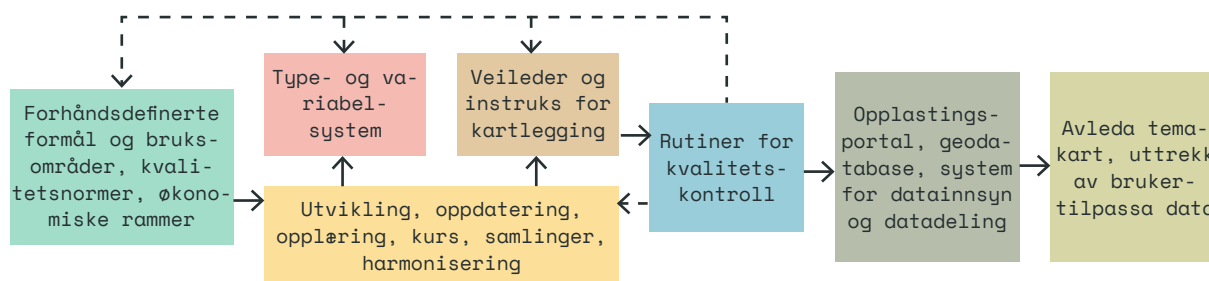
Helhetlig kartleggingsinfrastruktur

For å få best mulig naturtypekartlegging innenfor rammen av et godt definert kartleggings-program, bør kartleggingsveilederen være del av en helhetlig kartleggingsinfrastruktur som:

1. Inneholder forhåndsdefinerte, entydige og klart formulerte kvalitetsnormer, som direkte kobles til formålet med kartleggingen og de økonomiske rammene for denne
2. Baserer seg på et typesystem der enhetene (typene) er entydig definert og utfyllende beskrevet, samt har et variabelsystem som tilfredsstiller informasjonsbehovet
3. Gir tydelige retningslinjer og veiledning i hvordan naturtypene og variablene skal kartfestes
4. Baserer seg på en gjennomtenkt og planmessig samkjøring av tekniske løsninger (metode) og materiale (f.eks. flyfoto)
5. Omfatter strukturert opplæring av og samkjøring mellom kartleggere (kurs, samlinger, seminarer, felles befaringer i felt m.m.)

² For det første er det tids- og kostnadsbesparende å kunne kartlegge raskere i områder med få interesser og konflikter. For det andre kan behovet for raske oversiktsdata i en periode være viktigere å samle inn enn kvalitativt bedre data som det tar lengre tid å samle inn.

6. Omfatter gode rutiner for kontroll av data, inkludert f.eks. faste rutiner for feltkontroll av data utført av uavhengig part med tilstrekkelig kunnskap og erfaring
7. Omfatter en velprøvd og sikker infrastruktur for datalagring (geodatabase for kartinformasjon)
8. Fremmer datadeling som middel for tilgjengelighet, kontroll og etterrettelighet.



Figur 3.1: Skjematisk framstilling av de viktigste komponentene i en helhetlig infrastruktur for naturtypekartlegging inn mot en standardisert nasjonal kartserie.

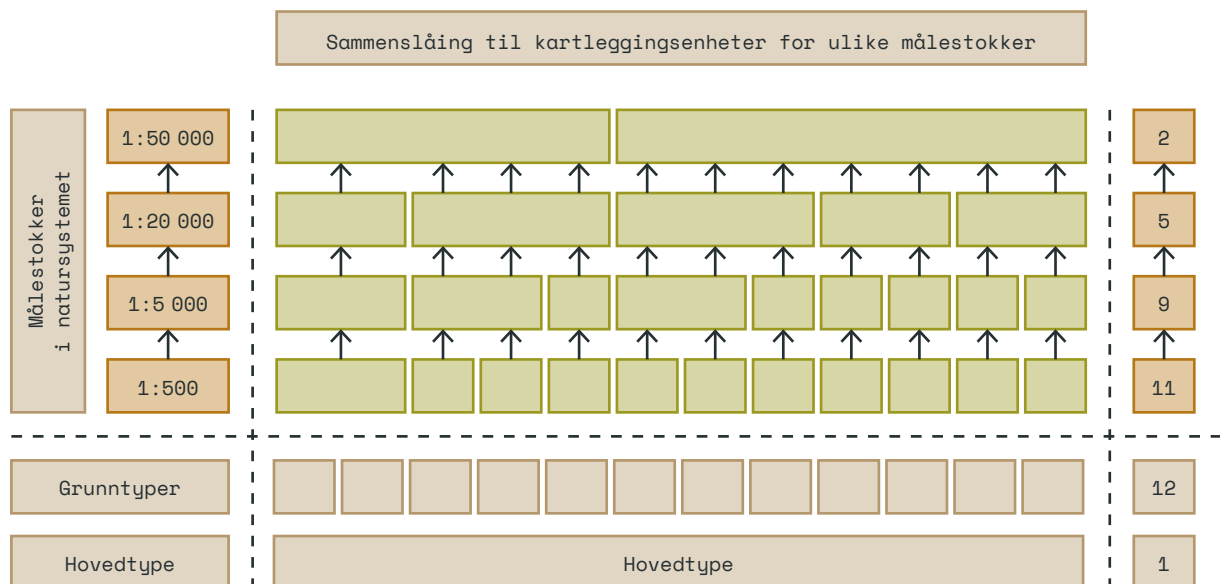
En kartleggingsveileder fungerer ikke etter formålet dersom den blir et isolert dokument frikoblet fra punktene over. Den vil bare fungere innen rammen av en helhetlig kartleggingsinfrastruktur.

Kapittel 4

Kartleggingsenheter for ulike målestokker

Bakgrunn

Et type- og variabelsystem som skal benyttes av mange ulike brukergrupper med forskjellige behov, slik som NiN, vil nødvendigvis inneholde mange typer og variabler. Å kartlegge store og næringsfattige fjellområder eller store bløtbunnsområder på havdypet med et svært detaljert typesystem er imidlertid kostbart og i de fleste tilfeller unødvendig. Samtidig kan det være behov for å kartlegge små og komplekse områder i stor detalj, f.eks. dersom det skal anlegges en natursti i et naturreservat. Løsningen som er valgt for NiN er å tilrettelegge for kartlegging i ulike målestokker, slik at det blir færre kartleggingsenheter jo grovere målestokk som velges. Det er tilrettelagt kartleggingsenheter for fire målestokker; 1:500, 1:5 000, 1:20 000 og 1:50 000.



Figur 4.1: Visualisering av hvordan grunntypene innen en hovedtype slås sammen til kartleggingsenheter for ulike målestokker (venstre kolonne). I eksempelet er det en hovedtype med 12 grunntyper. For målestokken 1:500 er sammenslåingen svært begrenset, mens det gradvis blir færre kartleggingsenheter jo grovere målestokken blir. Antallet grunntyper og kartleggingsenheter i eksempelet er angitt i kolonnen lengst til høyre.

Å velge en målestokk som gir færre kartleggingsenheter, gir raskere framdrift under kartlegging i felt, og er dermed billigere for oppdragsgiveren. Færre kartleggingsenheter, som hver favner mer av variasjonen i naturen, resulterer i større kartfigurer som tar mindre tid å avgrense i felt. I tillegg øker kravet til minsteareal når målestokken blir grovere (se kap. 15). Til sammen gjør dette at de som bruker målestokk 1:20 000 kan kartlegge større arealer per tidsenhet enn ved f.eks. målestokk 1:5 000. Kartleggingsenhetene i målestokk 1:50 000 vil være nyttige for modeller og fjernmåling.

Tabell 4.1: Antall kartleggingsenheter per målestokk, for terrestrisk, limnisk og marint. Det er ikke lagd målestokktilpassede kartleggingsenheter for marine vannmassesystemer, så disse er ikke inkludert i tabellen. Våtmarkstypene er inkludert i Terrestrisk.

	Hovedtyper	Grunntyper	1:500	1:5 000	1:20 000	1:50 000
Terrestrisk	73	533	512	382	209	117
Limnisk	27	195	195	129	93	71
Marint	23	177	173	145	90	51
Summert	123	905	880	656	392	239

Generering av kartleggingsenheter fra grunntyper

Ved kartlegging i målestokk 1:500 tilsvarer kartleggingsenhetene stort sett grunntypene i NiN, men noen slås sammen allerede før denne målestokken. For målestokken 1:5 000 genereres kartleggingsenhetene ved en begrenset sammenslåing av nærstående kartleggingsenheter fra 1:500. For målestokken 1:20 000 genereres kartleggingsenhetene ved en begrenset sammenslåing av nærstående kartleggingsenheter fra enhetene som benyttes for målestokken 1:5 000. Slik fortsetter det opp til enheter tilpasset målestokken 1:50 000. Generering av kartleggingsenheter ved sammenslåing nedenfra, dvs. fra detaljerte til sammenslåtte enheter, skiller inndelingen i kartleggingsenheter fra inndelingen i hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper, som deles ovenfra. Ingen kartleggingsenheter slås sammen på tvers av hovedtyper, men alle grunntyper innen en hovedtype kan aggregeres til én kartleggingsenhet.

Prinsippene for sammenslåing av grunntyper til kartleggingsenheter er like for alle terrestriske, limniske og marine natursystemer.

Sammenslåing av grunntyper til kartleggingsenheter følger prinsippene i Vedlegg 1, hvor detaljene er dokumentert. I grove trekk går prinsippene ut på at en utnytter kunnskapen om romlig variasjon i de underliggende lokale komplekse miljøgradientene (LKM). LKM'ene er grunnlaget for å definere grunntyper. Grunntyper med LKM'er som varierer over kortest avstand slås sammen til kartleggingsenheter først. Grunntyper med LKM'er som varierer over større avstander slås sammen på grovere målestokker. Noen grunntyper slås ikke sammen.

Sammenslåingsprosessens prinsipper gjør at økologisk nærstående enheter, som har en tendens til å dekke små arealer, er de første som slås sammen. Disse hovedprinsippene har to tydelige effekter for inndelinga i kartleggingsenheter, og to tydelige konsekvenser for kartleggingsarbeidet:

1. Kartleggingsenheter som normalt opptrer på små arealer (varierer på en fin romlig skala) blir tidlig slått sammen med andre kartleggingsenheter. De som normalt opptrer over store arealer (varierer på en grov romlig skala) blir sent eller aldri slått sammen med andre kartleggingsenheter:
 - a. Dette gjør at behovet for å bruke mosaikk-kartfigurer eller sammensatte kartfigurer mellom nærstående kartleggingsenheter blir mindre når en går opp i målestokk
2. Økologisk sett nærstående kartleggingsenheter slås sammen først, deretter de som er litt mer ulike. Økologisk svært ulike kartleggingsenheter blir aldri slått sammen:

a. Dette gjør at økologisk sett nærstående kartleggingsenheter samlet utgjør én kartfigur, og ikke inngår i en mosaikk- eller sammensatt kartfigur bestående av økologisk sett helt ulike kartleggingsenheter

Et konkret eksempel på sammenslåing av kartleggingsenheter er gitt for hovedtypen TB01 - Fastmarksskogsmark, i dette tilfelle for typene med Vannmetning basistrinn 0a (VM_0a). Hovedtypen har 12 grunntyper med VM_0a, fordelt langs 2 LKM'er, med henholdsvis 3 (KA - Kalkinnhold) og 4 (UF - Uttørkingsfare) trinn. I dette tilfellet er det ingen forskjell på grunntypene og kartleggingsenhetene for målestokken 1:5 000.

Men fordi Uttørkingsfare (UF) varierer over mellomstore avstander, så blir to-og-to trinn slått sammen i 1:20 000. Fordi Kalkinnhold (KA) varierer over store avstander i terrenget (disse er i hovedsak styrt av den underliggende geologien), blir ikke kartleggingsenheter for denne variabelen slått sammen før i målestokken 1:50 000. På denne målestokken blir 3 kalknivåer slått sammen til 2. Ønsker du å finne ut mer om sammenslåing, så er detaljene i prinsippene og dette eksempelet gitt i Vedlegg 1 (bakerst).

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:50 000 (med VM_0a), basert på sammenslåing av 1:20 000 enheter. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:50 000 er -M050-.

a-h	TB01-M050-01 kalkfattig- til intermediaær skog		TB01-M050-01 kalkskog
UF / KA	b-c	d-e-f	g-h-i

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:20 000 (med VM_0a), basert på sammenslåing av 1:5 000 enheter. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:20 000 er -M020-.

e-h	TB01-M020-04 lyng- og lavskog	TB01- M020-05 lyng- og lav-lågurtskog	TB01- M020-06 kalklyng- og kalklavskog
a-d	TB01- M020-01 blåbær-bærlyngskog	TB01- M020-02 lågurt-bærlyng-lågurtskog	TB01- M020-03 frisk kalkskog og kalk- bærlyngskog
UF / KA	b-c	d-e-f	g-h-i

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:5 000 (med VM_0a), som er like som grunntypene. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:5 000 er -M005-.

g-h	TB01-M005-10 lavskog	TB01-M005-11 lav-lågurtskog	TB01-M005-12 kalk-lavskog
e-f	TB01-M005-07 lyngskog	TB01-M005-08 lyng-lågurtskog	TB01-M005-09 kalk-lyngskog
c-d	TB01-M005-04 bærlyngskog	TB01-M005-05 bærlyng-lågurtskog	TB01-M005-06 kalk-bærlyngskog
a-b	TB01-M005-01 blåbærskog	TB01-M005-02 lågurtskog	TB01-M005-03 frisk kalkskog
UF / KA	b-c	d-e-f	g-h-i

Grunntyper for Fastmarksskogsmark (med VM_0a).

Legg merke til at midterste delen av koden ikke benyttes for grunntyper.

g-h	TB01-10 lavskog	TB01-11 lav-lågurtskog	TB01-12 kalk-lavskog
e-f	TB01-07 lyngskog	TB01-08 lyng-lågurtskog	TB01-09 kalk-lyngskog
c-d	TB01-04 bærlyngskog	TB01-05 bærlyng-lågurtskog	TB01-06 kalk-bærlyngskog
a-b	TB01-01 blåbærskog	TB01-02 lågurtskog	TB01-03 frisk kalkskog
UF / KA	b-c	d-e-f	g-h-i

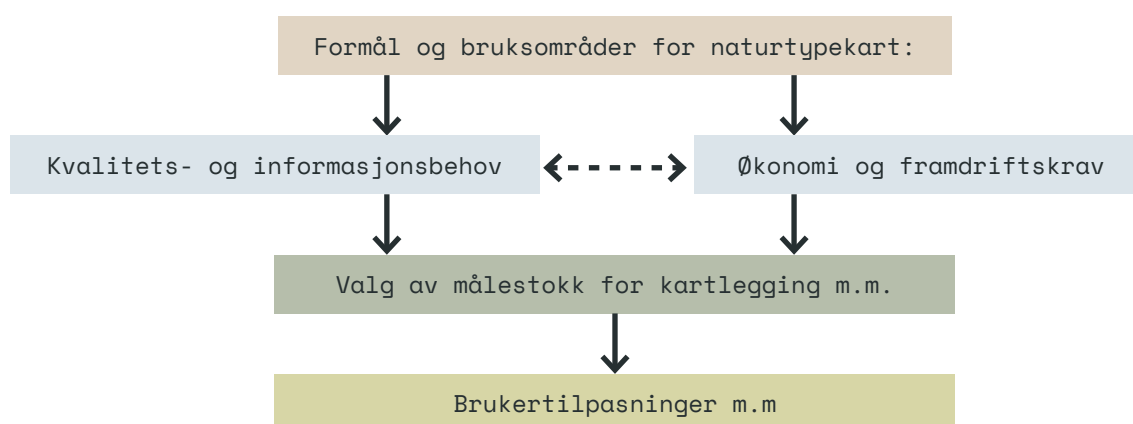
Figur 4.2: Eksempel på sammenslåing av kartleggingsenheter for hovedtypen TB01 Fastmarksskogsmark med Vannmetning basistrinn 0a (VM_0a). Øverste tabell viser de 2 kartleggingsenhetene for målestokk 1:50 000. Nest øverste tabell viser de 6 kartleggingsenhetene for målestokk 1:20 000. Nest nederste tabell viser de 12 kartleggingsenhetene for 1:5 000, som i dette tilfellet er like som grunntypene (nederste tabell).

Valg av målestokk er et valg av generaliseringsnivå

Dersom en ønsker å kartfeste mest mulig av variasjonen, f.eks. hvis formålet er intensiv overvåking av endringer over tid i små reservater eller av sjeldne naturtyper, vil det være naturlig å benytte seg av en detaljert målestokk. Dette er tidkrevende, kompetansekrevende og kostbart.

Dersom en skal kartlegge større områder, ressursene er begrenset, og en ikke har behov for å beskrive naturens variasjon i like stor detalj, vil det være fornuftig å velge en målestokk tilpasset en grovere kartlegging med færre kartleggingsenheter og større minsteareal.

Når det velges hvilken målestokk et område eller prosjekt skal kartlegges etter, er det i realiteten et informasjonsvalg som bør relateres til formålet med kartleggingen. Informasjonsmengden som kan leses ut av et kart reduseres dersom en velger å kartlegge i en grovere målestokk, sammenliknet med kartlegging i en finere målestokk. Sagt med andre ord, forenklingen av variasjonen i landskapet øker med avtagende (grovere) målestokk. Samtidig går kostnadene ned, og framdriften opp.



Figur 4.3: Valg av målestokk for kartlegging av naturtyper fordrer klare formål og bruksområder, samt en avveining mellom kvalitets- og informasjonsbehovet versus økonomi og framdriftskravet i prosjektet.

Minsteareal for kartfigurer

Ethvert kartleggingsprogram bør ha predefinerte minstearealer for alle målestokker. Tidligere var dette relatert til lesbarheten av små figurer på utskrevne papirkart. Med dagens teknologi, hvor de fleste benytter digitale og skalerbare kart, er dette mindre relevant. Det finnes derfor ingen fasit for hvilket minsteareal som er optimalt for ulike målestokker, men ofte er valgene av minsteareal basert på erfaringer fra prøvekartlegging, eller gjennom erfaringer fra andre kartprogrammer.

Kombinasjonen av mange typer og lite minsteareal, vil resultere i svært lav fremdrift og veldig kostbar kartlegging. Det krever at kartleggeren bruker veldig mye tid i felt, samtidig som avviket i avgrensning og typebestemmelse kan bli stort (Andersson 2010; Ullerud mfl. 2018). Samtidig er det lite mening i å ha et detaljert system med høy tematisk oppløsning, dersom den geografiske forenklinga er for stor (lav geografisk oppløsning). Det er likevel viktig å minne om at mindre arealer (under minstearealet) av spesielle typer vil fanges opp gjennom bruk av sammensatte kartfigurer (se kap. 12). Valg av minsteareal må derfor avveie forholdet mellom behovene for romlig oppløsning, tematisk oppløsning, konsistens og kvalitet, samt kravet til fremdrift (økonomiske rammer) og arealet som skal kartlegges.

Valg av minsteareal bør også vurderes ut ifra hvordan variablene benyttes i kartene (se kap. 9). Dersom variablene knyttes til kartfigurer definert av naturtypen, så kan ikke minstearealet være altfor stort. Det vil føre til at variabelverdiene ikke blir representative for kartfigurene. Dersom variablene brukes til å splitte opp kartfigurer definert av naturtyper, så kan minstearealet være større - uten at det går på bekostning av variabelenes representativitet i kartfigurene. Dette vil imidlertid være svært kostnadsdrivende, og kan lett føre til en inflasjon av kartfigurer ved bruk av mange variabler.

Tabell 4.2: Definert minsteareal fra eksempler på andre, sammenlignbare, terrestriske kartleggingsprogrammer. Referansene peker på eksempler, kart eller dokumentasjon. Tabellen er ikke utfyllende, og antallet variabler som benyttes i prosjektene er også viktig for valg av minsteareal. Minsteareal for NiN versjon 2 står sist i tabellen, for sammenligning.

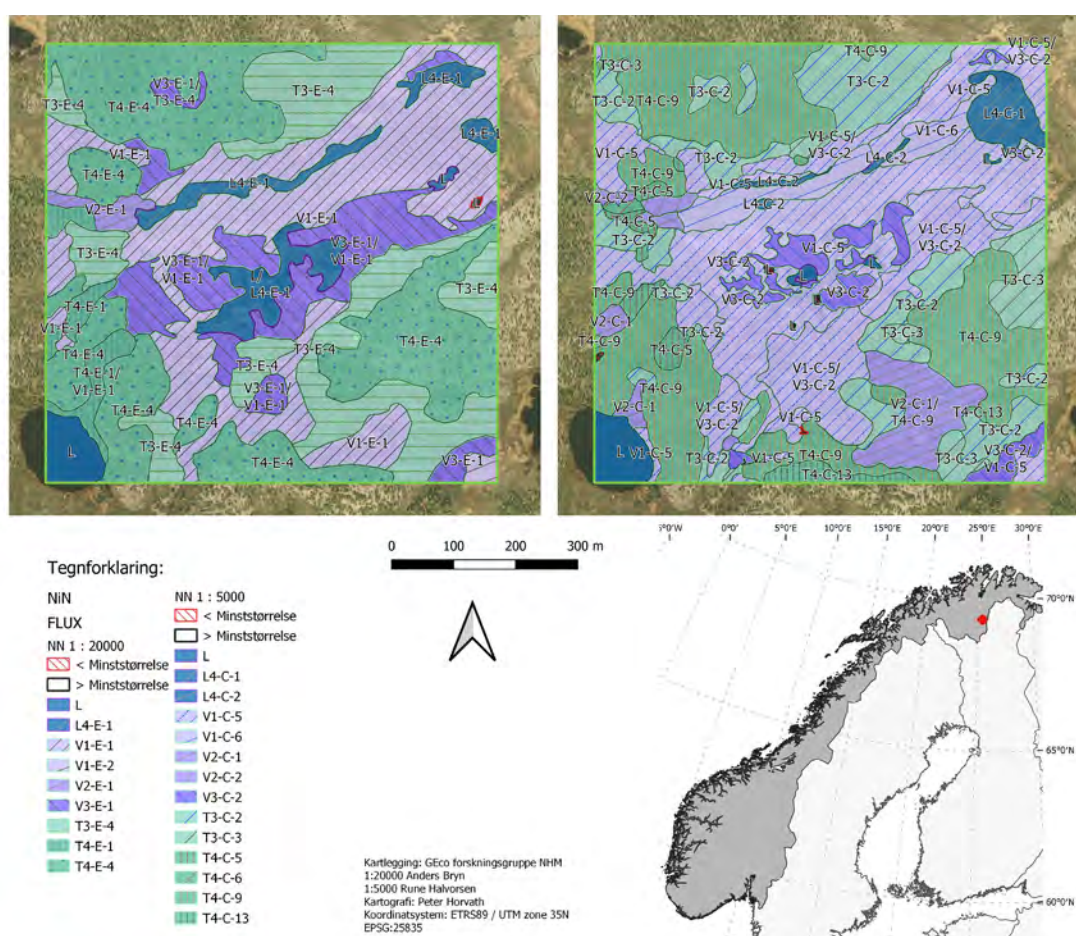
Prosjekt / system	Målestokk	Antall enheter	Minsteareal i m ²	Referanse
Vegetasjonskart Oslo	1:5 000	43	500	Oslo Helseråd 1982; Brynildsrud 2022
Vegetasjonskart Lundsneset	1:10 000	137	500 - 1000	Bratli 2001; Fremstad 1997
Arealressurskart	1:5 000	11	500 - 2000	Skog & Landskap 2010
Miljøregistrering i Skog	1:5 000	12	2000	LD 2020
Forslag til revidert DN-HB 13 (2014)	1:5 000 - 1:10 000	62	1000 - 2000 (200 for Rikere sump- og kildeskog)	F.eks. Jansson mfl. 2012
Vegetasjonskart AR18x18	1:25 000	54	5000	Bryn mfl. 2018
Rødlista landformer	1:20 000	5	2500 - 20000 (100 for jordpyramider)	Christoffersen mfl. 2019
British Vegetation Survey	1:25 000	94	5000	JNCC 2016
British Vegetation Survey	1:10 000	94	1000	JNCC 2016
NiN versjon 2 (2015, 2020)	1:5 000	281	250	Bryn & Halvorsen 2015; Bryn mfl. 2020

Minstearealene som er definert for de ulike målestokkene etter NiN 3, er basert på erfaringer fra et 20-talls andre kartleggingssystemer (se eksempler i tab. 4.2), erfaringer fra forskningsprosjekter med kartlegging i ulike målestokker (Ullerud mfl. 2018; Naas mfl. 2023), og tilbakemeldinger fra ulike prosjekter med prøvekartlegging etter NiN (f.eks. Thylen & Blindheim 2017; Pedersen mfl. 2017). Fordi NiN-systemet har høy tematisk oppløsning, og fordi variablene knyttes til kartfigurer definert av naturtypen, anbefaler denne veiledningen at det benyttes veldig små minstearealer (sammenlignet med andre systemer) ved kartlegging etter NiN. Dette gir både høy tematisk og høy romlig oppløsning.

- For kartlegging etter NiN (versjon 3) i målestokken 1:5 000, er anbefalt minsteareal for kartfigurer (polygoner) derfor satt til 500 m².
- For kartlegging etter NiN (versjon 3) i målestokken 1:20 000, er anbefalt minstearealet for kartfigurer (polygoner) satt til 2 500 m².
- For kartlegging etter NiN (versjon 3) i målestokken 1:50 000, er anbefalt minstearealet for kartfigurer (polygoner) satt til 10 000 m².

Dersom variablene fra NiN-systemet benyttes slik at ulike variabelverdier kan splitte opp kartfigurer definert av naturtypene (se kap. 9), så bør anbefalt minsteareal økes.

Veilederen anbefaler det tilsvarende for egenskapskartlegging (se kap. 9). Dersom naturtypene fra NiN-systemet benyttes slik at naturtypene kan splitte opp kartfigurer definert av variabelverdier, så bør anbefalt minsteareal økes.



Figur 4.4: Naturtypekart etter NiN versjon 2, i målestokken 1:20 000 og 1:5 000, begge fra samme studieområde, ved Iskoras i Finnmark. Kartene er laget av to forskjellige kartleggere. Kartframstilling: Peter Horvath, 2020.

Valg av målestokk ved digitalisering

Målestokken på det endelige naturtypekartet påvirker mange av kartets egenskaper. En helt annen ting er hvilken målestokk som bør brukes under digitalisering av kartfigurer. Kartleggeren har i prinsippet full fleksibilitet med hensyn til målestokkendringer ved digitalisering etter flyfoto på felt-pc eller nettbrett. Ulike valg av målestokk ved digitalisering vil imidlertid helt sikkert føre til systematiske forskjeller mellom kartleggere. Der er derfor gitt forslag til regler for hvilken målestokk ved digitalisering som bør benyttes under kartlegging.

Spesielt utfordrende for kartleggerne er det å avbalansere behovet for en presis avgrensing av kartleggingsenheterne versus behovet for å gjengi helheten i landskapets struktur. En presis avgrensing av kartfiguren er nødvendig for å gjenskape kartleggingsenhetsens økologiske og topografiske identitet, samtidig som det er viktig ved overvåking og for andre formål. Samtidig bør naturtypekartet, som i intensjonen skal gjengi et generalisert bilde av virkeligheten, forenkle naturens variasjon på en slik måte at helheten i landskapets struktur gjengis på en god måte i den valgte målestokken. Det er dette som i stor grad avgjør om naturtypekartet blir lesbart og brukervennlig.

Et naturtypekart kan enkelt gjøres både uleselig og ubrukelig gjennom alt for detaljert finfigurering av figurgrenser eller ved å overøse det med uvesentlige detaljer. Samtidig må det unngås at kartet overforenkler landskapsuttrykket, og dermed mister informasjon og presisjon som er avgjørende for at kartet skal fylle formålet med kartleggingen.

Det er spesielt vanskelig for kartleggere å finne balansen mellom behovet for presisjon ved kartfigurering (som er gitt av kvalitetskravene) og behovet for forenkling av landskapets variasjon (som er gitt av målestokktilpassinga).

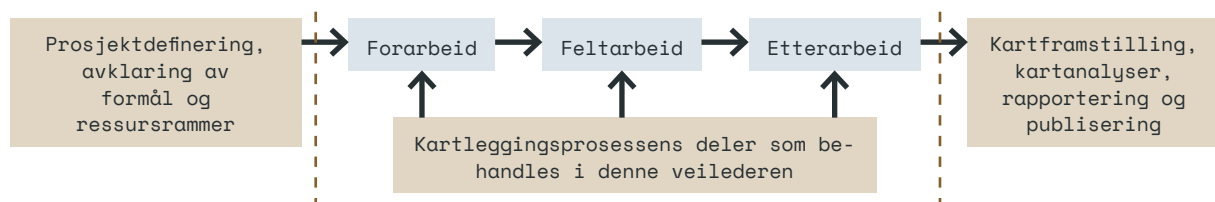
Kapittel 5

Kartleggingsprosessen

Kartlegging av naturtyper inngår i en prosess, det vil si en kjede med relaterte handlinger, hvor sluttproduktet er naturtypekart. Kartleggingsprosessen fem faser vises i figur 5.1. Det er noen forskjeller i hvordan denne prosessen organiseres for terrestrisk, limnisk og marin kartlegging. Dette skyldes blant annet forskjeller i økosystemenes tilgjengelighet, ulike metoder og materiale, samt fagspesifikke tradisjoner. Felles for all kartlegging er imidlertid at innsamling av data i felt er helt nødvendig og at kvalitetskontroll bør inngå i alle deler av prosessen. De ulike metodene for kartlegging i terrestrisk, limnisk og marin natur omhandles i senere kapitler. I dette kapitlet er det prosessforståelsen rundt innsamling av data i felt som er i fokus.

Å kartlegge naturtyper inngår i en prosess der feltarbeid står sentralt

For kartleggingsprosjekter hvor det er nødvendig med innsamling av data i felt, kan prosessen deles inn i ulike faser. Disse er forskjellige for terrestrisk, limnisk og marin kartlegging.



Figur 5.1: Skjematisk bilde av den feltbaserte kartleggingsprosessen. Grensesnittet mot andre arbeidsoppgaver vil avhenge av hvilken sammenheng kartleggingen inngår i. I limnisk og marin kartlegging vil analyser av f.eks. vannprøver og sedimentprøver inngå i etterarbeidet. Spesielt for marin kartlegging er utstrakt bruk av modellering / klassifisering for feltdesign (forarbeid) og ved generering til arealdekkende kart (i overgangen mellom etterarbeid og kartframstilling / kartanalyser).

Enhver kartlegging starter med prosjektdefinering, avklaring av formål og fastsettelse av ressursrammer. Overgangen til forarbeidet avhenger av rammebetingelsene og formålene til det aktuelle kartleggingsoppdraget. For oppdragstakere er som regel de fleste rammebetingelsene lagt av oppdragsgiver. I forskningsprosjekter derimot, vil f.eks. formulering av formål og utvikling av studiedesign, samt valg av studieområde være en viktig del av forarbeidet.

Deretter følger kartleggingsprosessens tre hoveddeler; forarbeid, feltarbeid og etterarbeid. Forarbeidet innbefatter alle forberedelser til feltarbeidet. Dette inkluderer (spesielt for marin kartlegging) modellering av egnede miljøforhold for effektiv planlegging av feltarbeidet, spesielt for å dekke miljøgradientene med observasjoner når modellering brukes som verktøy. Feltarbeidet ute i naturen er den mest tidkrevende delen av kartleggingsprosessen (ved terrestrisk og limnisk er dette hoveddelen), der materialet til naturtypekartene samles inn. For terrestrisk kartlegging består etterarbeidet i justering og ferdigstilling av materialet som ble samlet inn i felt til et digitalt naturtypekart. For limnisk kartlegging er etterarbeidet noe mer omfattende, mens mer av den marine kartleggingen foregår ved modellering. Ved limnisk kartlegging må vannprøver analyseres, vannplanter bestemmes, undervannsbilder og dronefilmer vurderes og kartfigurer korrigeres. Ved marin kartlegging skal også tidvis vann- og sedimentprøver analyseres og arter bestemmes, men i tillegg følger gjerne en prosess med avgrensning ved hjelp av kart og modeller, statistisk modellering av naturtyper basert på feltdata (som regel punktobservasjoner og / eller videolinjer) og relevante miljøvariabelmodeller. Det brukes også

mer automatiserte metoder for kartlegging av naturen hvor dataene egner seg, f.eks. ved hjelp av drone- eller satellittbilder. Unntakene ved marin kartlegging er kystnære naturtyper i tidevannssonen, som kan kartlegges direkte i felt på samme måte som ved terrestrisk kartlegging.

I siste instans følger kartframstilling og publisering. Før kartet publiseres bør det gjennom en kvalitetskontroll, hvor også informasjonen om naturtyper og variabler evalueres.

Hvorfor står feltarbeidet sentralt i kartleggingsprosessen?

Feltarbeidet står sentralt i kartleggingsprosessen fordi kartleggingsenhetene etter NiN-systemet i stor grad bestemmes gjennom artene som forekommer der, eller ved analyser av f.eks. vannprøver eller sedimentprøver. Det samme gjelder for viktige egenskaper fra variabelsystemet. I tillegg utgjør som regel feltarbeidet flaskehalsen i kartleggingsprosessen fordi:

- Feltsesongen i Norge er kort; fenologi, vind, is, høy sjø m.m. påvirker resultatet av feltarbeidet
- Feltarbeidet er den mest kostnadsdrivende delen av kartleggingsprosessen
- Feltarbeidet danner grunnlaget for det arbeidet som skal gjøres resten av året
- Feltarbeid er arbeidsintensivt og krever samkjøring mellom kartleggere / tokt
- Feltarbeid stiller store krav til kompetanse og erfaring, og i noen tilfeller sertifisering (drone-opptak, dykking m.m.)
- Feltarbeid kan være fysisk svært krevende

De høye kostnadene har ført til stort press mot feltarbeid de siste tiåra. Spesielt har det vært et konstant press for økt bruk av modellering og fjernmåling (se f.eks. Lieng mfl. 2006; Johansen 2009; Groesz 2018) basert på satellittbilder, dronefoto, flyfoto, akustiske data (dybde og bunnreflektivitet), LiDAR eller kartdata over miljøvariabler. Samtidig har universitets- og høgskolesektoren gradvis trappet ned undervisningen i feltbasert kartlegging av naturtyper og arter. På tross av store teknologiske fremskritt er det imidlertid fortsatt mye natur som ikke er mulig å kartlegge med tilfredsstillende kvalitet etter NiN - uten utstrakt bruk av feltarbeid (Groesz 2018; Ullerud mfl. 2020; Simensen mfl. 2020).

Det er imidlertid fullt mulig å implementere modellering og fjernmålingsmetodikk i kartlegging av enkelte elementer, f.eks. noen NiN hovedtyper eller enkelte egenskaper fra variabelsystemet. Modellering og fjernmåling kan også med fordel benyttes til å generere landsdekkende oversikter over grovere kartleggingsenheter, som eventuelt kan fungere som infrastruktur for feltbasert kartlegging. Metodene er også godt egnet for overvåking av endringer. Prosessen med kartlegging kan med andre ord organiseres på flere måter, hvor andre datatyper og metoder inngår. Dersom dette settes opp på riktig måte, kan de ulike datatypene og metodene for kartlegging (fra felt til modellering) spille hverandre bedre.

Forarbeid

Kravene til forarbeidsfasen har økt de siste årene. Oppsett av digitale hjelpemidler, valg av kartleggingsdesign, detaljerte og kompliserte registreringsinstrukser som ofte endres, nye metoder og materialer, oppdateringer av typesystemet, mange nye feltarbeidere m.m. gir økt behov for forberedelser. Årlige harmoniseringssamlinger i felt er helt essensielt for å få etablert en kartleggingskultur som gjør at alle som kartlegger etter samme typesystem og veileder / instruks, gjør dette på samme måte. De som arrangerer samlingene bør ha et avklart, overordnet og langsiktig perspektiv. Utover opplæring og harmonisering bør forarbeidet rutinemessig inkludere blant annet følgende arbeidsoppgaver:

- Skaffe bakgrunnsinformasjon om kartleggingsområdet (kart, historiske flybilder, litteratur, informasjon om lokaliteter for registrerte arter, vegetasjonskart m.m.)
- Gjennomgang av veileder, typesystem og variabler, og eventuelle justeringer av rutiner basert på erfaringer fra eventuelle tidligere felt sesonger
- Tilrettelegging av materiale, slik som f.eks. flyfoto, høydemodell (hillshade), bakgrunnskart, felt-skjemaer og tidligere naturtypekart fra området
- Innkjøp av nytt utstyr (nettbrett, GPS, lupe, felthåndbøker, billader m.m.)
- Tilrettelegging, opplæring og trening i bruk av teknisk og annet praktisk utstyr
- Nedlasting og oppdatering av applikasjoner, nettbrett og veileder
- Tilrettelegging av veileder og instruks etter egne behov og ønsker
- Lage, konsolidere eller bekrefte rutiner for sikkerhet i felt
- Ordne alt det praktiske for feltarbeidet (leie av oppholdssted og bil / båt, bomnøkler og kjøretil-latelse, kontakt med grunneiere m.m.)

Årlige samlinger i felt, med formål om å harmonisere kartlegging m.h.t. kartfigurering og bruk av typer og variabler, er helt essensielt for å få etablert en enhetlig kartleggingskultur – og en konsistent kartserie.

Forarbeidet kan også bestå av modellering eller forhåndsklassifisering av typer eller variabler. Da vil feltarbeidet i neste omgang bære mer preg av verifisering og justering. Slike metoder vil sannsynlig-vis endre mye av arbeidsrutinene og arbeidsfordelingen i årene som kommer.

Feltarbeid

Feltarbeidet innebærer innsamling av informasjon om naturen i felt. Feltarbeidet foregår ute i natu-ren, og stiller store krav til praktiske rutiner. Selv med gode rutiner, vil kravene til arbeidsintensitet og andre utfordringer som en kartlegger møter i felt kunne variere svært mye mellom ulike prosjek-ter, avhengig av blant annet:

- Egenskaper knyttet til kartleggingsområdet; som f.eks. naturens kompleksitet, kulturpåvirkning, områdets tilgjengelighet, topografi, vær- og sjøforhold, mottaksforhold for GPS og den fenolo-giske utviklinga i området
- Egenskaper knyttet til materialet; som f.eks. hvor gode dybde data som er tilgjengelig ved ma-rin kartlegging / modellering, eller hvor godt flyfotoene for området er «framkalt» og andre egenskaper ved flyfotoene som type, alder, oppløsning, samt tilgang til informasjon fra tidligere kartlegginger i samme område, andre bakgrunnskart m.m.
- Egenskaper knyttet til utstyret; som f.eks. batterikapasitet på nettbrett og GPS, behov for back-up (stabilitet) og utstyrets toleranse for ulike værforhold (regn, lave temperaturer, sol og saltsprut) m.m.
- Egenskaper knyttet til kartleggeren; som f.eks. hvor bratt terreng kartleggeren kan ferdes i, hvordan vedkommende forholder seg til privat grunn og gjerder, om kartleggeren f.eks. er godkjent for dykking eller kjøring av drone, evne til å arbeide under ulike værforhold, regional og lokal kunnskap om naturen m.m.

Dersom flere kartleggere er involvert i et større kartleggingsprosjekt, bør feltarbeidet i prosjektene starte med felles harmonisering i det området kartleggingen skal foregå. De siste års offentlige ord-skifte har blant annet vist at konsistens er viktig for tilliten til naturtypekartene (Aspøy 2023; Halvor-sen & Bryn 2023; Sørli 2023; Aspøy mfl. 2023).

Overgangen til digitale registreringssystemer i felt forutsetter at det lages gode og trygge rutiner for back-up av data mens arbeidet pågår i felt.

Etterarbeid

Gjennom etterarbeidet skal naturtypekartene ferdigstilles for videre bruk. Analyser av kart, rapport-skriving m.m. anses i denne sammenhengen ikke som en del av kartleggingsprosessen, men heller som en del av de etterfølgende analyse- og publiseringsprosessene.

Etterarbeidet består i hovedsak av 4-6 store arbeidsoppgaver, hvorav punkt 2 er spesifikt for limnisk og marin kartlegging, mens punkt 5 er spesifikk for marin kartlegging:

1. Overføre kart og egenskaper fra felt-pc / nettbrett og GPS til PC (eller direkte til geodatabase), eller digitalisere og taste inn feltdata fra skjemaer med registrerte egenskaper
2. Analysere vann- og sedimentprøver m.m. som er samlet i felt
3. Bestemme arter som er samlet i felt
4. Korrigere, oppdatere, kvalitetssikre og standardisere feltdataene, samt registrere metadata³
5. Modellere eller klassifisere naturtypenes utbredelse, f.eks. basert på sammenhengen mellom tilgjengelige eller registrerte miljøvariabler og feltregistreringer (se f.eks. Rinde mfl. 2014; Simensen mfl. 2020) eller ved bruk av fjernmåling og mer automatiserte bildeanalysemetoder
6. Legge dataene over i sikre databaser eller eventuelt sende dem til oppdragsgiver for videre kvalitetskontroll og lagring i databaser der

³ Det meste av metadata vil bli samlet inn og systematisert automatisk dersom kartleggeren bruker felt-pc / nettbrett og en tilrettelagt applikasjon for kartlegging av naturtyper.

Kapittel 6

Kartleggings- og samplingdesign

Felles for kartlegging av natursystemet i NiN, er behovet for feltpaserte data, og disse kan fremskaffes på ulike måter. I det følgende skal det gis noen eksempler på hvordan feltdata kan fremskaffes, basert på ulike kartleggings- og samplingdesign.

Ulike formål krever ulike kartleggingsstrategier og kartleggingsdesign

Ulike kartdata er som regel tiltenkt ulike formål. De 5 grove klassene av kartleggingsformål nevnt her bør gi opphav til ulike kartleggingsstrategier og kartleggingsdesign:

1. Beskrivelse av natur
2. Dokumentasjon av naturvariasjon
3. Forvaltning av arealer
4. Forskning og utredning
5. Overvåking av endringer i naturen

Å kartlegge naturtyper inngår i en prosess. Før den prosessen kommer i gang bør det lages en helhetlig kartleggingsstrategi som i stor grad bør styres av kartleggingsformålene. Følgende spørsmål bør avklares ved utarbeidelse av et kartleggingsdesign, med basis i formålene for kartlegging:

- **Hva som skal kartlegges?:**
 - alle typer, et tilfeldig utvalg av typer, et systematisk utvalg av typer, et strategisk utvalg av typer, eller et utvalg typer definert på grunnlag av gitte kriterier etc.
 - alle egenskaper / variabler fra variabelsystemet, et spesielt eller målretta utvalg av egenskaper, eller ulike kombinasjoner av typer og egenskaper etc.
- **Hvor og når det skal kartlegges?:**
 - hele kartleggingsområdet / alle arealer, et tilfeldig utvalg av arealer innenfor kartleggingsområdet, og / eller et systematisk utvalg av arealer etc.
 - rekkefølgen som utvalgte områder og / eller utvalgsflater skal kartlegges i, framdriften gjennom sesongen, og eventuell prioritering mellom områder / utvalgsflater dersom prosjektet går over flere år (eller er løpende) etc.
- **Hvilke metoder og hvilket materiale som skal benyttes?:**
 - flyfoto, høyde- eller dybdemodeller, dykking, og / eller dronelfoto etc
- **Hvordan det skal kartlegges?:**
 - arealdekkende (vektor), i ruter eller flater, i punkter eller transekter etc.
- **Hvilken målestokk det skal kartlegges i?:**
 - detaljeringsgraden som er nødvendig for å oppfylle formålet



Figur 6.1 og 6.2: Bruk av drone- og undervannsfoto er effektive hjelpemidler for henholdsvis avgrensning og bestemmelse av kartleggingsenhet. Begge foto fra Midtre Skallhaugtjønna, Røros kommune. Foto: Børre Dervo, 2018.

Ulike kartleggingsdesign

Feltdata som samles inn i arbeidet med å produsere naturtypekart kan være svært ulike, avhengig av hvilken kartleggingsdesign som velges, samt hvilke metoder som benyttes til kartlegging. Kartfigurene under viser noen eksempler på kartleggingsdesign som er mye brukt i Norge. De vanligste kartleggingsdesignene for et forhåndsdefinert område, med prosjekteksempler både med og uten bruk av NiN, er:

1. Arealdekkende kartlegging av et helt område (wall-to-wall):

- a. Kartlegging som tilegner typer og / eller egenskaper til ethvert areal i hele kartleggingsområdet. Eksempler:
 - i. NiN-kartlegging i verneområder (Miljødirektoratet)
 - ii. MAREANO-kartlegging av kyst- og havområder (<https://www.mareano.no/>)
 - iii. Vegetasjonskartlegging i prosjektområder (Rekdal & Larsson 2005)
 - iv. Geologisk kartlegging av kartblad (Reitan 2013)
 - v. Marine grunnkart i kystsonen (Kartverket 2020)

2. Kartlegging av utvalgte egenskaper, klasser eller variabler:

- a. Egenskapskartlegging – kartlegging av spesifikke egenskaper eller klasser der de forekommer. Eksempel:
 - i. Kartlegging av hogstklasser i skogbruksplaner (Kilden 2016)
 - ii. Kartlegging av gytesubstratet til laksefisk i elver (Forseth mfl. 2019)
 - iii. Kartlegging av intakt og nedbeitet taeskog i kystsonen (Rinde mfl. 2014)
- b. Variabelkartlegging – kartlegging av spesifikke variabler eller trinn for variabler der de forekommer eller der det er relevant å registrere dem
 - i. Kartlegging av bølgeeksponering i kystsonen (Rinde mfl. 2006)
 - ii. Mesohabitatkartlegging i elver (Forseth mfl. 2019)
 - iii. Kartlegging av hardbunn og bløtbunn i Skagerrak (Bekkby mfl. 2008, 2009)
 - iv. Marine grunnkart i kystsonen (Havforskningsinstituttet 2022)

3. Kartlegging av utvalgte typer:

- a. Tilstede-kartlegging av utvalgte typer – kartlegging av utvalgte typer der de påtreffes, men uten å registrere hvilke arealer som er kontrollert
- b. Tilstede-fravær-kartlegging av utvalgte typer - kartlegging av utvalgte typer der de påtreffes, hvor også arealer som er kontrollert for de utvalgte typene 'krysses ut' ved fravær:
- c. Kartlegging av utvalgte marine naturtyper i Oslofjorden (Rinde mfl. 2021)
- d. Utvalg av arealer som kartlegges med tilstede-fravær-kartlegging av utvalgte typer:
- e. Kartlegging av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks (2020)
- f. Kartlegging for Konsekvensutredninger (KU). Hva som kartlegges av arealer og typer vil oftest bestemmes av influensområdet og temaene i KU. Ofte vil både terrestre og limniske typer bli kartlagt der vann er involvert:
- g. Vurdering av tiltak i funksjonsområdet til en art (Dervo 2020)

4. Punkt-kartlegging:

- a. Systematisk punkt-kartlegging – registrering av typer og / eller variabler i punkter, f.eks. lagt ut i et grid (eller i stratifiserte grid med flere nivåer). Eksempler:
 - i. Registrering av NiN-typer i ANO-prosjektet (Strand mfl. 2016a; Tingstad mfl. 2019)
 - ii. Registrering av typer etter Fremstad i AR18×18 (Strand 2013)
- b. Tilfeldig punkt-kartlegging – registrering av typer og / eller variabler i punkter lagt ut tilfeldig eller tilfeldig innen ulike strata (transekter, flater m.m.). Eksempel:
 - i. Kartlegging av marine NiN-typer på Møre (Bekkby mfl. 2018) og i Indre Oslofjorden (Andersen & Kvile 2019)
- c. Punkt-kartlegging langs transekter – med påfølgende modellering av arealdekkende kart for enkelttyper eller et utvalg typer
 - i. Marin kartlegging av naturtyper og forklaringsvariabler i punkter langs utvalgte transekter (Bekkby mfl. 2019)

5. Kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater:

- a. Arealdekkende kartlegging av utvalgsflater - kartlegging der alle typer registreres innen systematisk eller tilfeldig utlagte flater med et bestemt areal. Eksempler:
 - i. NiN-registrering av systematisk utlagte sirkulære utvalgsflater á 250 m² i Landsskogtakseringen (Granhus mfl. 2016)
 - ii. Arealdekkende vegetasjonskartlegging av systematisk utlagte utvalgsflater á 0,9 km² i AR18×18 (Bryn mfl. 2018)

6. Avleda temakart⁴:

- a. Konsistent omkoding av typer og / eller variabler til aggregerte klasser, kombinasjoner av typer og variabler, utvalg av egenskaper og liknende. Det er registreringene i felt og kunnskapen om typer og / eller variabler som setter rammene for hvilke temakart som kan avledes. Eksempler:
 - i. Avleda naturtypekart fra vegetasjonskart (Bryn 2007)

⁴ Dette er strengt tatt ikke kartlegging, men omkoding fra typer og/eller variabler til nye egenskapskart.

I delkapitlene under følger beskrivelser av fordeler og ulemper med de ulike kartleggingsdesignene. I tillegg finnes mange andre spesialtilfeller av kartleggingsdesign, som kombinerer ulike deler av tilfellene over. Noen av disse omtales også i neste delkapittel, deriblant Miljøregistrering i Skog (MiS; Baumann mfl. 2001; LD 2017; LD 2020).

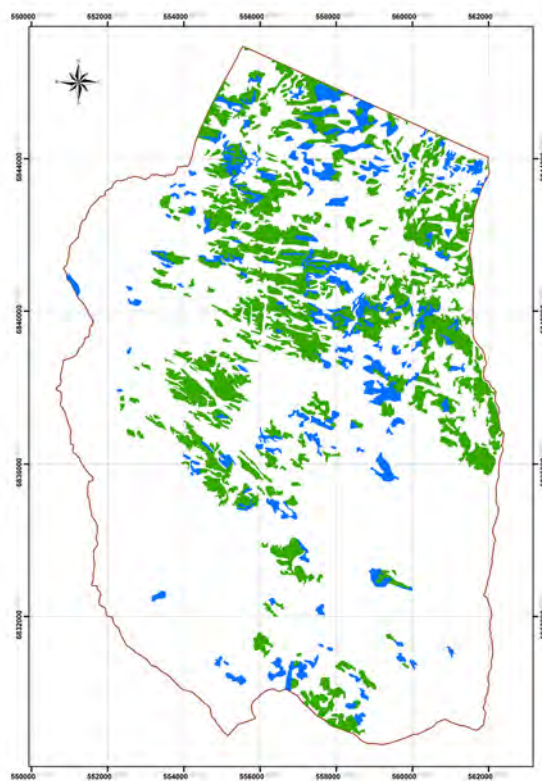
Arealdekkende kartlegging

Arealdekkende kartlegging vil i praksis si sammenhengende (wall-to-wall) kartlegging av alt areal innen predefinerte områder. Arealdekkende kartlegging inngår oftest som en del av en nasjonal kartserie, og krever en strukturert og effektiv kartproduksjonslinje. På grunn av kravet til framdrift (store arealer, store ressurskrav), bruker slike kartserier gjerne tilpassa typesystemer som balanser antallet typer og variabler mot det informasjonsbehovet formålet med kartleggingen krever. Fordelene med arealdekkende kartlegging er at den gir oversikt over variasjonen innenfor et større sammenhengende område, og at kartet gjerne er anvendelig til mange formål. Ulempene er at omfanget nødvendigvis vil sette begrensninger for mengden informasjon det vil være mulig å hente ut fra kartserien.

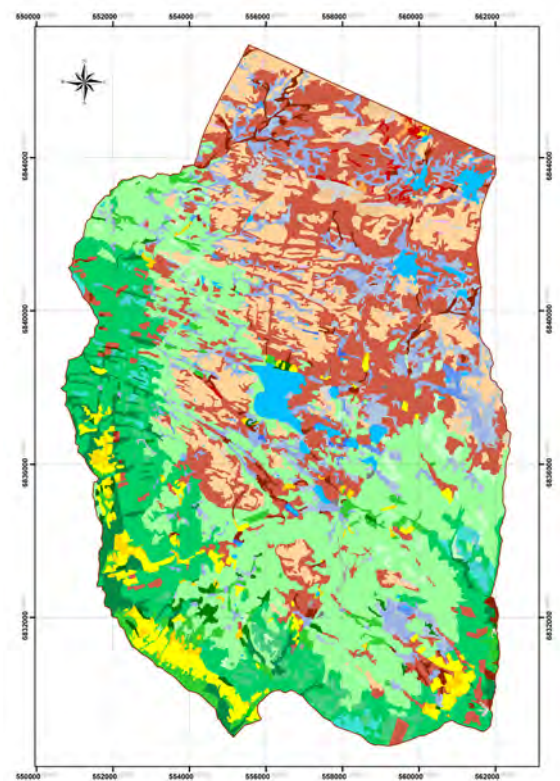
Arealdekkende kartlegging kan også gjennomføres ved modellering (Simensen mfl. 2020) basert på feltdata eller fjernmåling (Johansen 2009). Dette er vanlig ved marin kartlegging, både kystkartlegging (f.eks. Bekkby mfl. 2009, 2019; Rinde mfl. 2014; van Son mfl. 2020) og kartlegging på dyphavet (f.eks. MAREANO-programmet). Da de fleste former for modellering og fjernmåling (med unntak av «unsupervised classification») bygger på feltdata, da gjerne basert på punkt-kartlegging (punkt 4 i lista over), er kvaliteten på modelleringen avhengig av at man har nok feltdata innenfor de ulike naturtype- ne / enhetene man ønsker å modellere. Hva som er nok feltdata, vil variere avhengig av området som skal kartlegges, men generelt er det ønskelig med utvalg som representerer alle deler av variabelrommet (f.eks. ved bruk av cLHS; Andersen & Kvile 2019).

Kartlegging av utvalgte egenskaper, klasser eller variabler

Egenskapskartlegging vil i praksis si kartlegging av spesielt utvalgte egenskaper. I prinsippet kan alle observerbare egenskaper kartlegges, men hvilke egenskaper som kartlegges vil variere med formålet. Ofte vil slik kartlegging inngå i en målrettet og nasjonal kartserie, men eigenskapskartlegging gjennomføres også regelmessig som del av forskningsprosjekter. En fordel med slik kartlegging er at god framdrift i felt kan oppnås ved at egenskapene kun kartfestes der de forekommer. Jo færre klasser egenskapen har, jo raskere er framdriften. Ulempen er at bruksområdet til kartene begrenses til ett eller få definerte formål. Et klassisk eksempel er kartlegging av hogstklasser i skog (Kilden 2016). Hogstklassene gjenspeiler grovt sett skogens alder og boniteten på stedet, som vil variere både innen og mellom ulike natur- og vegetasjonstyper.



Figur 6.3: Eksempel-kart som viser arealdekkende kartlegging. Kart: A. Bryn.



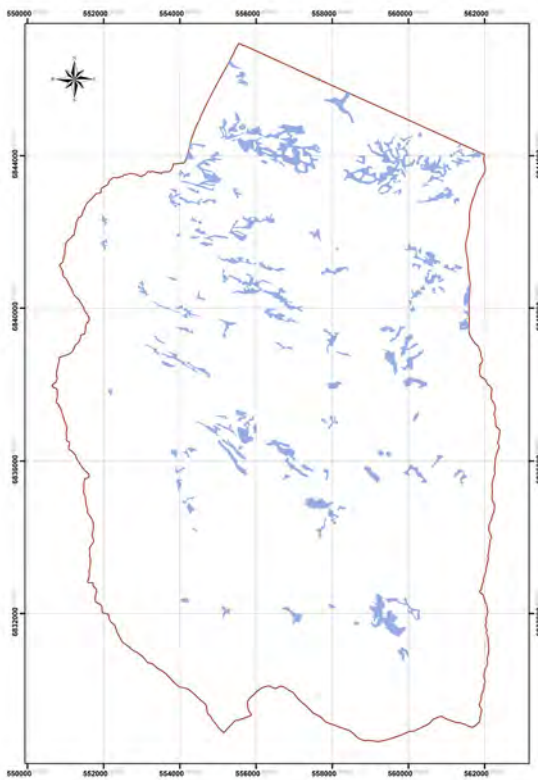
Figur 6.4: Eksempel-kart som viser kartlegging av en egenskap i 3 klasser (hvit, grønn og blå). Kart: A. Bryn.

Kartlegging av utvalgte egenskaper, klasser eller variabler er prinsipielt det samme som kartlegging av naturtyper. Ved kartlegging av f.eks. hogstklasser, skal hver klasse utfigureres som polygoner. For hver polygon gjelder da de samme reglene som ved kartlegging av naturtyper.

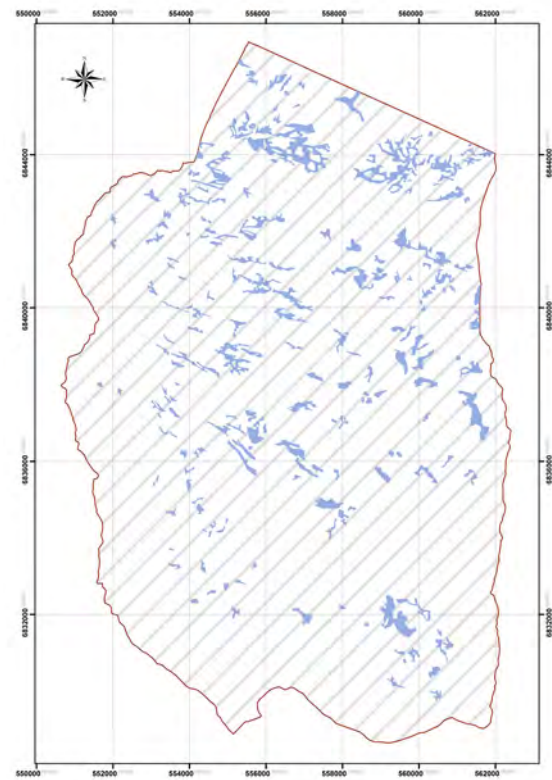
Kartlegging av utvalgte typer

Tilstede-kartlegging av utvalgte kartleggingsenheter innebærer i praksis at man bare kartlegger arealer som omfattes av de utvalgte kartleggingsenhetene. Utvalget er som regel predefinert og direkte relatert til et spesifikt formål. En fordel med utvalgskartlegging er at den er målrettet og formålstilpasset; man unngår å bruke tid på å kartlegge arealer som ikke er av interesse for formålet med prosjektet. Ulempene er at de kartlagte områdene og typene ikke blir satt inn i en økologisk eller landskapsmessig sammenheng. I tillegg forblir det ukjent hvor typen(e) ikke forekommer, ettersom man ikke vet hvilke områder kartleggeren har oppsøkt.

Tilstede-fravær-kartlegging av utvalgte kartleggingsenheter skiller seg fra tilstede-kartlegging bare ved at kartleggeren i tillegg sjekker ut «alle» arealer innen det området som skal kartlegges. Ved å krysse ut alle arealer uten typene som skal kartlegges, får oppdragsgiver oversikt over hvilke arealer som er kartlagt, og hvor typene og / eller egenskapene ikke finnes. Ulempen er at det tar mer tid å sjekke ut hele det potensielle forekomstareale, enn det gjør bare å kartlegge en type der den påtreffes.



Figur 6.5: Eksempel-kart som viser tilstede-kartlegging av en utvalgt type i et prosjektområde. Kartet beskriver hvor typen er registrert, men sier ingenting om hvor kartleggeren har vært. Kart: A. Bryn.



Figur 6.6: Eksempel-kart som viser tilstede-fra-vær-kartlegging av en utvalgt type innen et prosjektområde. Kartet beskriver både hvor typen er og hvor typen ikke er (skravert område). Kart: A. Bryn.

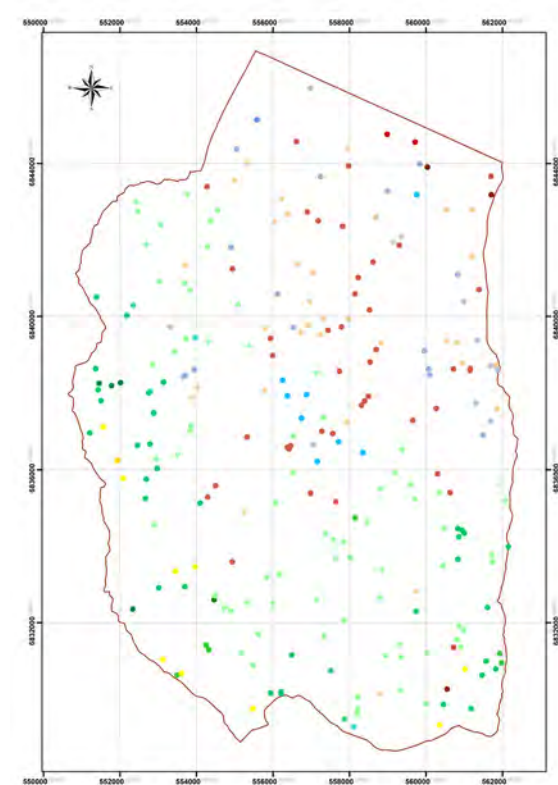
Punkt-kartlegging

Systematisk punkt-kartlegging innebærer i praksis at kartleggeren går fra punkt til punkt under feltarbeidet og registrerer typer og / eller variabler. Punktene er lagt ut systematisk i et forhåndsdefinert punktnett (grid). Formålet er som regel å skaffe arealrepresentativ og forventningsrett arealstatistikk for et område. Punktregistrering er raskt å gjennomføre og informasjonen er romlig presis. Dersom små punkter benyttes, reduseres kartleggerens behov for å måtte ta subjektive valg, slik tilfelle f.eks. er ved bruk av mosaikk og sammensatte polygoner, ved deling av flater og fordeling av areal på ulike enheter, og vurdering av minsteareal. Dette gjør punktdata velegnet til overvåkingsformål, ettersom kartleggerens subjektive valg ved avgrensing av kartfigurer m.m. får mindre innflytelse på kartleggingsresultatet. Variasjonen i datasettet blir dermed mindre, og det blir lettere å oppdage endringer over tid.

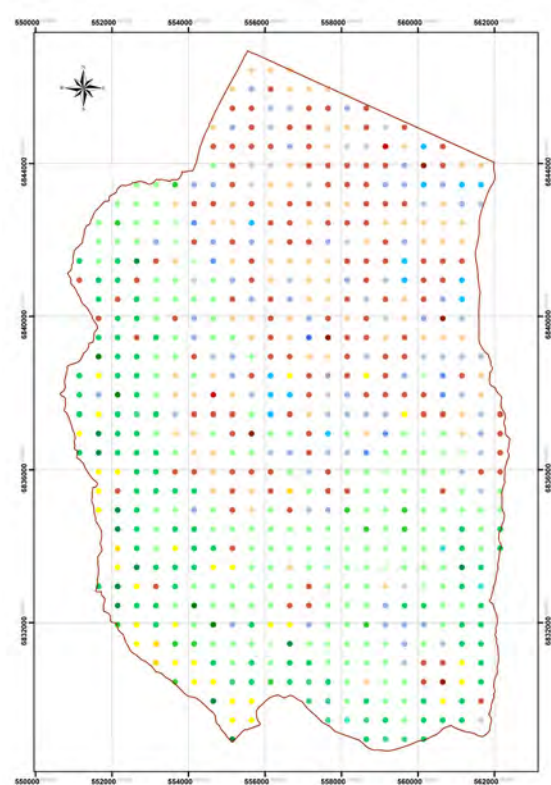
Det er for øvrig helt normalt, og ingenting i veien for at typer registreres i punkter av én størrelse, mens variabler registreres for et større punkt og / eller flate (se f.eks. Bryn mfl. 2015). Ulempen med systematisk punkt-kartlegging er at kartleggingen ikke resulterer i avgrensing av typer på et kart. Kartene blir dermed ikke like anvendelige som grunnlag for å lage f.eks. skjøtelsesplaner. Sjeldne typer, eller typer med en veldig klumpet romlig utbredelse, vil sjelden bli godt representert gjennom punkt-kartlegging. Presisjonen i arealestimatene er omvendt proporsjonal med det arealet en type dekker. Punkt-kartlegging gir derfor mindre pålitelig arealstatistikk desto sjeldnere typene er.

Tilfeldig punkt-kartlegging skiller seg bare fra systematisk punkt-kartlegging ved at punktene er tilfeldig plassert. Fordelen med tilfeldig punkt-kartlegging, er at avhengigheter i datasettet brytes.

Plasseringen av punkter i et rutenett kan, i hvert fall hvis punktantallet er lavt, tilfeldigvis sammenfalle med topografiske strukturer, f.eks. dal-, fjell- eller fjordstrukturer. Dermed kan deler av variasjonen i naturen bli systematisk feilrapportert. Slike feilkilder unngås ved å tilfeldiggjøre plasseringen av punktene. En ulempe med tilfeldig punkt-kartlegging, er at punktene har en tendens til å klumpe seg romlig, slik at det må legges ut flere punkter for å få et robust resultat. En annen, liten ulempe, er at det i praksis er noe mer krevende å plassere ut og oppsøke punkter som ikke fordeler seg regelmessig i landskapet. Tilfeldig punkt-kartlegging benyttes gjerne til overvåkning eller i forskningsprosjekter, hvor bruken av statistiske tester setter krav til randomisering av observasjonsstedene.



Figur 6.7: Eksempel-kart som viser punkt-kartlegging lagt ut etter et grid innen et prosjektområde. Kart: A. Bryn.



Figur 6.8: Eksempel-kart som viser punkt-kartlegging lagt ut tilfeldig (randomisert utlegging) innen et prosjektområde. Kart: A. Bryn.

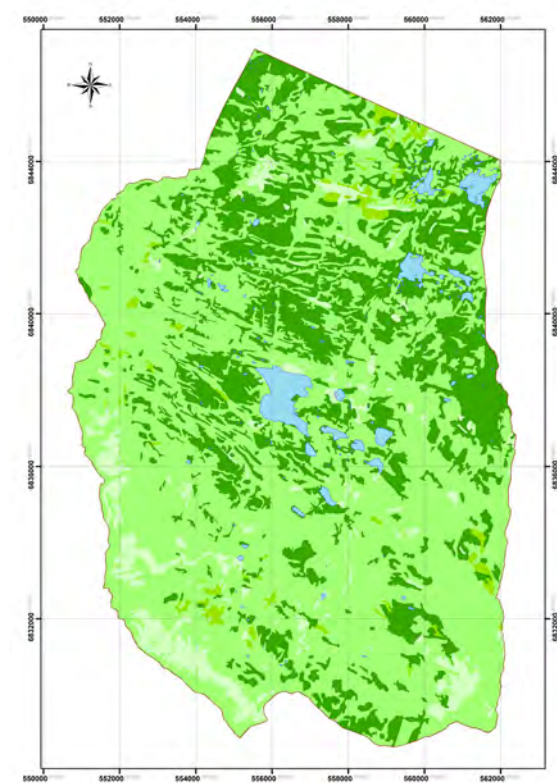
Kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater

Kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater vil i praksis si kartlegging av naturtyper i systematisk utlagte flater. Flatene antas å være representative for en «populasjon» av områder, og legges ut for å gi forventningsrett arealstatistikk for det predefinerte området man ønsker kunnskap om. Flatene kan legges ut tilfeldig, men pga. ulempene (beskrevet over), er systematisk utlegging mest vanlig. Flatenes form kan variere. Flatenes areal vil i praksis styres av hva registreringene skal brukes til,

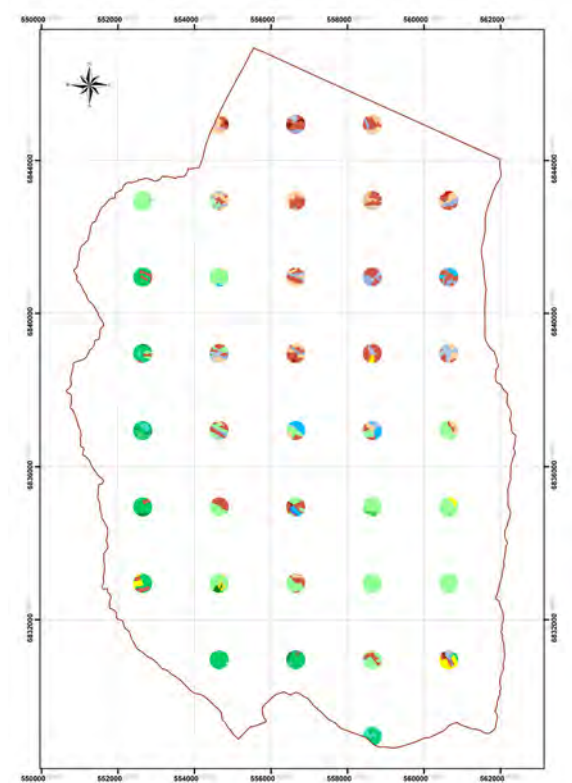
om typesystemet er detaljert eller grovt (hvilken målestokk det kartlegges etter), eventuelt hvilke variabler som skal registreres, og ikke minst hvor mange flater som skal legges ut. Jo flere flater, desto bedre og mer robuste blir resultatene. Samtidig øker prosjektkostnadene. Presisjonen i arealstatimatene er omvendt proporsjonal med det arealet en type dekker. Kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater gir derfor mindre pålitelig arealstatistikk desto sjeldnere typene er. Fordelene med kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater er at oppdragsgiver raskt får oversikt over

kartleggingsenhetenes regionale fordeling og utbredelse. I tillegg vil all variasjon i flata fanges opp, enten som dominerende naturtype, eller som del av en mosaikk eller sammensatt kartfigur. Sjeldne kartleggingsenheter vil ha mindre sannsynlighet for å bli fanget opp ved punkt-kartlegging. Ulempene med kartlegging av arealrepresentative utvalgsflater er at dette kartleggingsdesignet er langt mer tidkrevende enn punkt-kartlegging. I tillegg får kartleggerens subjektive vurderinger større innflytelse på resultatene fordi:

- Kartfigurer avgrenses ulikt mellom kartleggere
- Minsteareal skal vurderes
- Arealfordelinga i sammensatte kartfigurer skal estimeres
- Flater skal eventuelt deles
- Kartleggeren i større grad må tolke og vurdere helheten i landskapet



Figur 6.9: Eksempel-kart som viser arealdekkende kartlegging av små sirkulære flater lagt ut i et rute-nett (grid) med tette punkter innen et prosjektområde. Kart: A. Bryn.



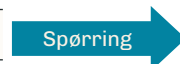
Figur 6.10: Eksempel-kart som viser et avleda temakart over arealenes utsatthet for erosjon ved terrengslitasje innen et prosjektområde. Jo mørkere grønnfarger, desto mer utsatt for erosjon ved terrengslitasje. Kart: A. Bryn.

Avleda temakart

Avleda temakart lages ved omkoding, aggregering eller kobling av informasjon fra naturtypekart eller andre kartverk. Formålet er å bruke tilleggskunnskapen fra naturtype- og / eller variabelsystemet til å avlede ny informasjon, som oftest i form av nye temakart. Vektorkart i geografiske informasjonssystemer kan vises på to måter; som kart eller som tabeller. I tabellene representerer radene kart-

figurene, mens kolonnene inneholder informasjon om kartfigurene (typer, variabler m.m.). Gjennom å koble informasjon fra ulike kolonner, f.eks. typer og variabler, kan nye temakart avledes. Det er registreringene i felt, og kunnskap som kobler nye egenskaper til typer og / eller variabler, som setter rammene for hvilke temakart som kan avledes. Mange temakart kan avledes direkte fra kartleggingsenheter, mens andre temakart avhenger av at andre variabler er registrert. Figur 6.11 viser prinsippet for avleding av en DN Håndbok-13 naturtype (DN 1999, 2007) fra NiN-kart ved å kombinere informasjon om typer og variabler. Denne formen for avleding av naturtyper forutsetter at relevante variabler blir kartlagt i felt.

FID	Shape	Area	Per.	Kode	Navn	LM-BK	DN HB-13 type
1	Poly	7250	379	TB01-M005-05	Bærlyng-lågurtskog	A	Olivinskog
2	Poly	10716	612	TB01-M005-02	Lågurtskog	0	-
3	Poly	28001	973	TB01-M005-01	Blårbærskog	0	-
4	Poly	6842	336	TB01-M005-05	Bærlyng-lågurtskog	A	Olivinskog



Figur 6.11: Prinsippskisse for avleding av naturtyper etter DN Håndbok-13 (1999, 2007) fra NiN-kart ved bruk av spørringer. Hver rad representerer en kartfigur (polygon), mens hver kolonne gir informasjon om polygonenes innhold. Ved å be om en kobling mellom informasjonen i ulike kolonner, i dette tilfellet kartleggingsenheter og variabelen LM-BK (Berggrunn med avvikende kjemisk sammensetning), kan typen Olivinskog avledes fra NiN-kartet (der LM-BK = A).

Ulike kombinasjoner av kartleggingsdesign

Det er fullt mulig å kombinere ulike kartleggingsdesign for å skreddersy kartleggingsopplegg til spesifikke formål. Det er også fullt mulig å kombinere ulike metoder og kartleggingsdesign. For eksempel kan det være effektivt å kombinere flyfototolkning med feltarbeid (Ullerud mfl. 2020), eller bruke LiDAR / satellittfoto og fjernmålingsteknikker for utvalgte variabler (Olsson mfl. 2014) eller hovedtyper (Groesz 2018; Groesz mfl. 2020, 2022). I en produksjonsløype for en nasjonal kartserie vil det sannsynligvis være behov for ulike kartleggingsdesign og metoder i ulike deler av prosessen.

Kartleggingsdesign for overvåking av naturtyper

Kartlegging for overvåking vil i praksis si systematisk gjentatt kartlegging eller registrering. Gjentatt kartlegging kan ta utgangspunkt i mange ulike kartleggingsdesign, og kan også benytte historiske kart og registreringer som grunnlag (Brynildsrud 2022, 2023 mfl.). Kartleggingsdesign for overvåking krever som regel mye tilrettelegging, avhengig av overvåkingstema. De fleste overvåkingsprosjekter definerer et utvalg av kartleggingsenheter eller arealkategorier og benytter forhåndsdefinerte flater og / eller punkter (Dramstad mfl. 2003; Ihse 2008; Lengyel mfl. 2008; Halvorsen 2011; Granhus mfl. 2015; Strand mfl. 2016a; Strand mfl. 2016b; Tingstad mfl. 2019).

Så godt som alle overvåkingsprosjekter som er basert på gjentatt arealdekkende kartlegging, benytter et type- og variabelsystem som er tilpasset flyfototolkning. Dette minimerer feilkildene knyttet til gjentatt kartlegging foretatt av ulike kartleggere eller flyfototolkere. Type- og variabelsystemer som ikke er tilpasset flyfototolkning (Ullerud mfl. 2020), og hvor avgrensing av kartfigurer vil variere mye mer mellom ulike kartleggere, bør benytte punkt-kartlegging som kartleggingsdesign for overvåking (Eriksen mfl. 2018; Ullerud mfl. 2018). Spesielt viktig er dette når typesystemet er omfattende, og når forskjellige variabler har mange trinn (høyt presisjonsnivå) som må bestemmes gjennom feltarbeid. Ved punkt-kartlegging reduseres mengden subjektive valg betraktelig sammenliknet med arealdekkende kartlegging.

Kapittel 7

Kartleggingsmetodikk

Metodikken for kartlegging av terrestriske, limniske og marine økosystemer er ulik, og derfor beskrives denne i tre forskjellige underkapitler.

7a Metodikk for terrestrisk kartlegging

Bakgrunn

De terrestriske kartleggingsenhetene på natursystem-nivået er først og fremst definert av artsforekomstkriterier, selv om også andre strukturegenskaper benyttes. I tillegg skal oftest variabler registreres sammen med kartleggingsenhetene. Mange av de diagnostisk viktige egenskapene lar seg verken bestemme eller beskrive tilfredsstillende på annen måte enn gjennom feltarbeid. Dette er årsaken til at terrestrisk naturtypekartlegging foreløpig baseres på feltarbeid. Inntil andre metoder er bedre utviklet kan ikke naturtypekartene lages med ønsket kvalitet ved bruk av indirekte metoder, dvs. flyfototolkning eller klassifisering av multispektrale dronefoto, satellittbilde-analyser (RS), metoder som benytter lasersignaler (f.eks. LiDAR), utbredelsesmodellering (DM) eller liknende. I tillegg kommer at de fleste indirekte metodene forutsetter tilgang til omfattende treningsdata, som per i dag ikke finnes.

Det finnes imidlertid både spesifikke hovedtyper, kartleggingsenheter og variabler som kan kartfestes med brukbar kvalitet ved bruk av indirekte metoder (f.eks. Simensen mfl. 2020). For mindre detaljerte typesystemer har DM vist brukbare resultater (Ullerud mfl. 2016; Horvath mfl. 2019), og en studie utført på Hvaler tyder på at 3D-flyfototolkning også kan være effektivt for kartlegging av noen kartleggingsenheter (Ullerud mfl. 2020). To eksempler på hovedtyper som kan kartfestes i grov målestokk med ulike indirekte metoder er blokkmark og nakent berg (Bryn mfl. 2004; Xie mfl. 2008; Kastdalen 2011; Johansen mfl. 2012). Drenering med grøfting er et eksempel på en variabel som kan registreres ved bruk av høyoppløselige terrengmodeller fra LiDAR.

Noen kartleggingsenheter kan utfigureres ved indirekte metoder før feltarbeidet starter, men feltvalidering bør gjennomføres for alle kartfigurer. Forhåndstolkning av kartfigurer fra flybilder og feltvalidering er trolig, samlet sett, mindre arbeidskrevende enn om all kartlegging gjøres i felt (Ullerud mfl. 2020). Selv om flyfototolkning, satellittbilde-analyser, LiDAR og utbredelsesmodellering ikke alene kan benyttes ved førstegangs kartlegging av alle naturtyper i et område, kan disse metodene være desto viktigere for endringsanalyser som inngår i overvåking av spesifikke kartleggingsenheter (se f.eks. Ihse 2007; Tømmervik mfl. 2009; Ørka mfl. 2012; Mienna mfl. 2022).

Kvaliteten i kartlegging vil i stor grad avhenge av metodene som brukes. For eksempel er det velkjent at digitalisering av grenser på grunnlag av flyfoto, når det er mulig, gir mer presise grenser enn direkte inntegning på analoge kart i felt. På grunn av overlegen kvalitet i digitale flyfoto er det ikke vurdert som aktuelt å drive med feltkartlegging etter NiN ved bruk av satellittbilder. Det er også dokumentert at infrarøde flyfoto gir sikrere bestemmelse av typer og mer presis polygonavgrensning enn fargefoto eller svart-hvite foto (Hesjedal 1976; Solheim 1978; Ihse 2007; Engan 2013; Scobie 2018). Kartlegging med flyfoto i 3D øker kvaliteten både på grensesetting og identifisering av naturtyper sammenliknet med flyfoto i 2D (Skråmo 1979). Feltarbeidet blir også generelt mer effektivt, dvs. at større areal kartlegges per tidsenhet med samme krav til presisjon, ved kartlegging med 3D-visualisering.



Figur 7.1: Tradisjonell kartlegging med fløy og analoge flybilder i 3D. Fra kartlegging av Gravfjellet i Valdres. Foto: Anders Bryn, 2010.



Figur 7.2: I mange områder langs kysten er det viktig å ha med seg lokalkjente. Her fra kartlegging av Froan i Sør-Trøndelag. Foto: Anders Bryn, 2011.

Det er imidlertid viktig å merke seg at dersom ulike kartleggere bruker forskjellige metoder og utstyr, vil kvaliteten variere mer enn nødvendig. Det er derfor optimalt med en felles metodestandard for kartlegging av naturtyper i felt. Denne bør baseres på de beste metodene som er allment tilgjengelige, som det finnes kompetanse på å bruke, og som innebærer en akseptabel kostnad.

Kartlegging med flyfoto i 3D øker kvaliteten på grensesetting og identifisering av naturtyper sammenliknet med flyfoto i 2D.

Dagens feltmetoder – digitalisering i felt

Fram til omkring 2015 var det mest vanlig å kartlegge analogt, det vi si at kartfigurer ble avgrenset på utskriften av flyfoto eller papirkart. Siden 2015 har det etter hvert blitt vanlig å bruke bærbare felt-pc'er eller nettbrett med innebygd GPS til direkte digitalisering i felt. De digitale metodene har svært mange fordeler sammenliknet med de tradisjonelle metodene. Bruk av bærbare stasjoner sørger for:

- At alle kartlegger etter samme metode, hvilket reduserer forskjeller i kvalitet mellom kartleggere
- At alle har tilgang på oppdaterte flyfoto under feltarbeidet, og innebærer dermed også en standardisering av materialet som benyttes ved kartleggingen
- At alle med kravspesifiserte registreringsformater eller applikasjoner for innleggingsstrukturen får kartdata etter samme standard, samt at alt som skal registreres blir registrert. Dette reduserer mengden etterarbeid og gjør opplasting i databaser enklere
- At kartleggeren alltid vet hvor han eller hun er i terrenget, også i uoversiktlig skogsterreng og i tåke

Det finnes per i dag mange digitale utstyrløsninger for feltkartlegging i 2D. I dag brukes bærbare felt-pc'er og vanlige nettbrett (med beskyttelse osv.). Felt-pc'er er vanntette og støtsikre, de har ekstra lyssterke skjermer for bruk i dagslys, samt integrert GPS og kamera. Fordelen med vanlige nettbrett er at de er lette og billige.



Figur 7.3: Kartlegging av gjengroende åker med felt-pc på Hvaler i Østfold. Foto: Anders Bryn, Hvaler 2015.

Den foreløpige metodestandarden som anbefales for feltkartlegging av naturtyper baserer seg derfor på bruk av felt-pc eller nettbrett med tilrettelagte skjemaer og programvare, eller feltilpassede applikasjoner. Felapplikasjoner bør fungere med ulike operativsystemer, og åpne for fritt valg av digitalt utstyr.

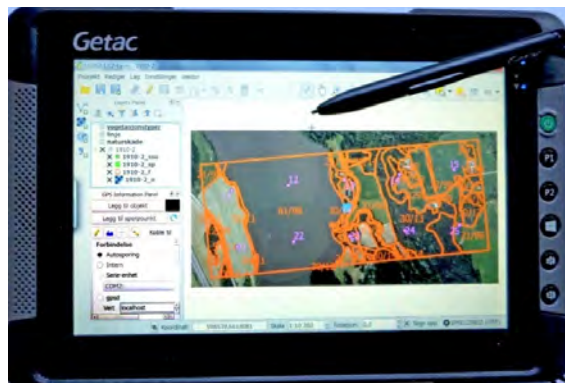
For digitalisering av naturtyper anbefales det å bruke felt-pc eller nettbrett med stor skjerm. Det gir bedre oversikt over terrenget. Følgende spesifikasjoner for digitalt utstyr til kartlegging anbefales:

- Vanntett, støtsikker (eller nettbrett med deksel) og ekstra stor skjerm
- Ekstra lyssterk skjerm, spesielt tilpasset bruk i dagslys
- Skjerm som reflekterer lite lys, eller som har antirefleks-folie
- Mobilnett for synkronisering og back up, samt Bluetooth og W-LAN
- Integrert GPS, digitalt kompass og kamera
- Ekstra batteri, eksternt batteri, eller muligheter for batteribytte
- Ladekabel og stikk for strømlading fra bil eller båt, eventuelt fra hyttebatteri
- Skulderreim og håndgrep (håndstropp) på baksiden
- Skjermpenn for nøyaktig digitalisering
- Ekstra skjermfolie til beskyttelse mot slitasje og dråpeeffekter
- Lite, lett, bærbart og trådløst tastatur m / mus for kveldsbruk

Utstyret bør være så lett som mulig, for å unngå slitasjeskader hos kartleggerne.



Figur 7.4: Eksempel på et felt-pc satt opp med QGIS.
Foto: Anne-Barbi Nilsen, 2015.



Figur 7.5: Muligheten for batteriøbytte i felt er viktig.
Foto: Anders Bryn, 2015.

Forhåndskartlegging

All terrestrisk kartinformasjon skal, i prinsippet, registreres i felt, men i mange tilfeller er det likevel hensiktsmessig å gjennomføre en forhåndstolkning på grunnlag av flyfoto (Ullerud mfl. 2020). Dette skyldes dels at forhåndskartlegging kan gi økt framdrift i felt, dels at noen kartleggingsenheter og figurgrenser er lettere å observere fra flyfoto, og dels at enkelte områder i praksis er utilgjengelige. Mulighetene for forhåndsavgrensning styres i hovedsak av fire delvis relaterte faktorer:

1. tilgangen til gode infrarøde- eller fargeflyfoto
2. tilgang til digitalt stereoutstyr (3D)
3. feltkunnskap fra området (evt. tilgang på treningsdata fra andre kartkilder)
4. naturtype- og terrengkompleksiteten i kartleggingsområdet

Kvaliteten på forhåndsavgrensede polygoner, linjer eller punkter blir uten tvil best ved bruk av infrarøde-flyfoto og 3D stereoutstyr (Ihse 2007; Scobie 2018). Forhåndsavgrensning på flate flyfoto (2D) anbefales kun for å avgrense naturtyper som er spesielt tydelige i flyfoto.

Ved manuell tolkning av 3D-flyfoto brukes et sett av egenskaper for avgrensning av kartleggingsenheter og potensiell tolkning av typer (delvis etter Solheim 1978; Skråmo 1979; Ihse 2007; Engan 2013):

- Variasjoner og forskjeller i farge og fargeintensitet
- Lysrefleksjon i flyfoto og topografi (ved 3D)
- Tekstur og mønster i flyfoto
- Beliggenhet i terrenget og terrengets helling
- Vegetasjonshøyde og sjiktning
- Form og strukturer på elementer
- Tetthet og dekning av elementer, avstander mellom elementer
- Geologi og geomorfologi
- Skyggemønster
- Fenologi

Applikasjoner eller programmer som benyttes for kartlegging i felt, bør også kunne brukes på stasjonære eller bærbare PC'er. Dette gjør at arbeidet med digitalisering i prosjektet kan starte opp innendørs for så å fortsette sømløst ute i felt, og deretter avsluttes med korrigeringer i ettertid.

Erfaring tilsier at det er langt lettere å avgrense polygoner på flyfoto enn det er å bestemme kartleggingsenheter i de samme polygonene (Allard 2007). Og jo flere kartleggingsenheter kartleggeren skal forholde seg til, med flere detaljer og mer feltspesifikk informasjon som kreves for å bestemme naturtypetilhørigheten, desto større blir feilkildene ved flyfotobasert tolkning (Magnussen & Russo 2012). Feltkontroll av eventuelle forhåndsbestemte kartleggingsenheter bør derfor inngå som en obligatorisk del av feltarbeidet.

Forhåndskartlegging – automatiserte metoder og modellering

Til forskjell fra manuell tolkning som gir vektorkart, resulterer automatiserte metoder i rasterkart. De mest aktuelle automatiserte metodene kan tilordnes følgende kategorier, delvis basert på metodene, delvis basert på egenskaper ved materialet:

- Teksturanalyser eller klassifisering basert på høyoppløselige flyfoto (f.eks. Müllerova 2004; Cots-Folch mfl. 2007)
- Klassifisering (piksel- eller objektorientert) basert på satellittbilder alene eller i kombinasjon med andre data (f.eks. Xie mfl. 2008; Rocchini mfl. 2013; Fisher mfl. 2014; Goetz 2019)
- Utbredelsesmodellering (DM) av predefinerte typer basert på alle tilgjengelige rastrerte kartkilder og avledete variabler (f.eks. Guisan & Zimmermann 2000; Halvorsen 2013; Simensen mfl. 2020)
- Metoder som beskriver strukturelle egenskaper i naturen basert på LiDAR, 3D lavt-flyvningsfoto, flyfoto-matching eller liknende materiale (f.eks. Dandois & Ellis 2013)

Det finnes mange studier som viser at satellittbildebaserede metoder gir konsistente kartklasser basert på objektive kriterier, og høy grad av overensstemmelse med bakkesannhet etablert i felt (Homo-lova mfl. 2013). I slike tilfeller avledes imidlertid klassifikasjonssystemet fra materialet (satellittbilde i dette eksempelet) gjennom ulike metoder. Ved kartlegging etter NiN er det omvendt. Naturtype-systemet er gitt, og dermed må kartleggingsmetodikken tilpasse seg typeinndelingen – ikke omvendt.

7b Metodikk for limnisk kartlegging

Bakgrunn

Av samme årsak som for terrestrisk naturtypekartlegging, bør limnisk naturtypekartlegging etter NiN baseres på feltarbeid, og ikke bare på indirekte metoder. Det er imidlertid noen sentrale forskjeller mellom terrestrisk og limnisk kartlegging av naturtyper når det gjelder indikatorer for fastsetting av typer. I terrestrisk natur defineres typene på natursystemnivået i NiN først og fremst på grunnlag av artsforekomstkriterier. Det er også tilfellet for NiN-naturtyper i ferskvannsmiljøer, men med den viktige forskjellen at artssammensetningen ikke lett kan observeres i felt. Såvel begroingsalger som de aller fleste bunndyr må samles inn og bestemmes i laboratoriet. Derfor benyttes vannets og sedimentenes kjemiske og fysiske egenskaper heller enn artssammensetningen som indikatorer for typetilhørighet. Kun for noen få hovedtyper er vannplanter viktige som indikatorer for limniske typer. Det gjelder blant annet Helofyttsump, Undervannseng og Sedimentbunn med kortskuddsplanter. For disse er det også viktig å supplere med vannprøve for med større sikkerhet å fastsette riktige kalktrinn. Mange av disse diagnostiske egenskapene lar seg verken bestemme eller beskrive tilfredsstillende på annen måte enn gjennom feltarbeid.

For kartlegging i ferskvannsmiljøer er det en svært god start å avgrense alle vannforekomster i det området som skal kartlegges. Det kan f.eks. gjøres ved å benytte kartgrensene til ferskvannsforekomster («vannlaget» dvs. innsjøer og elver) i en standard kartserie fra Kartverket, f.eks. i målestokk

N5 (kartleggingsmålestokker $\leq 1:20\,000$) eller N50 (kartleggingsmålestokker $> 1:20\,000$). Disse kartfigurene kan så splittes og grensen mellom vann og terrestriske typer korrigeres i felt. Dette vil være svært tidsbesparende for feltkartleggingen. De andre egenskapene som gir grunnlaget for typeinndelingen må imidlertid kartlegges i felt. Tolking av flyfoto, dronefoto eller LiDAR-data vil kunne gi en indikasjon på typene, men har vanligvis ikke god nok oppløsning til at f.eks. bunnssubstratet kan bestemmes. De fleste typene må også bestemmes med bakgrunn i en vannprøve.

Dagens feltmetoder

Kartleggingsmetodikken og valg av digitale løsninger som er beskrevet for kartlegging av terrestrisk natur gjelder i stor grad også for limnisk natur. Forhåndstolkning av flyfoto gir imidlertid ofte lite tilleggsinformasjon for limnisk natur utover «ferskvannslaget» i standard kartseriene N5 og N50. Flyfoto vil imidlertid, sammen med observasjonene som gjøres i felt, være til stor hjelp når kartfigurer skal avgrenses.

Som beskrevet over er vannets og sedimentenes kjemiske og fysiske egenskaper viktig for å definere de limniske typene. Det betyr at innholdet av kalsium, farge (humusinnhold) og turbiditet må bestemmes ut fra en vannprøve i de elvene og innsjøene som skal kartlegges. Det gjøres enklest ved å samle inn vann på en 0,5 l vannprøveflaske beregnet for formålet, og sende denne inn til et laboratorium. I felt bestemmes substrattypen, dvs. å vurdere om det er normal sedimentbunn (leire, silt, sand, grus, stein), eller fast fjell, eller spesielle organiske sedimenter (myrortv, dy og gyttje eller grovt organisk materiale). Dette innebærer måling av dominerende kornstørrelse og vurdering av det organiske innholdet i sedimentene. Det betyr bruk av vadebukse, vannkikkert og / eller undervannskamera (f.eks. GoPro kamera festet på en teleskopstang) på grunt vann.

På dypere vann må vadebuksa byttes ut med båt, f.eks. når undervannsengene skal avgrenses eller når man skal bestemme nedre grense for planteproduksjon (kompensasjonsdypet). Bruk av drone til å filme elve- og innsjøbunn på grunne partier, vil kunne effektivisere kartleggingen betydelig og sikre god framdrift. Dronebilder gir, sammen med målinger i felt, god nok oppløsning til å kunne fastsette bunntypen.

Forhåndskartlegging – automatiserte metoder og modellering

For limnisk kartlegging vil automatiserte metoder, gjerne med metoder som er utviklet for modellering av marine naturtyper, være aktuelt i afotisk sone i innsjøer.



Figur 7.6: Måling av sediment er en viktig metode for å bestemme limnisk substrattype. Atna elv i Stor-Elvdal kommune. Foto: Børre Dervo, 2019.



Figur 7.7: Videoriggen «Chimaera» på MAREANO tokt med FF «G.O. Sars» som jobber 24 timer i døgnet til havs. Foto: NGU.

7c Metodikk for marin kartlegging

Bakgrunn

Feltarbeid er svært sentralt også i marin kartlegging. En del av typene på natursystem-nivået er definert basert på artsforekomst, og disse er det i utgangspunktet hensiktsmessig å kartlegge i felt. Likevel er det en lang tradisjon for å bruke fjernmåling og utbredelsesmodellering (DM) som verktøy i marin kartlegging (Bryn mfl. 2021). Dette skyldes at direkte feltkartlegging er mye vanskeligere i det marine miljøet enn det er i det terrestriske. Det er vanskelig eller umulig å få oversikt over arealene, og derfor er punkt- og linjekartlegging med undervannskamera, prøvetaking, dykking og andre metoder tatt i bruk. Det utvikles metoder for å utføre DM eller klassifisering på grunnlag av eksisterende data / modeller, for så å validere disse med data samlet inn i felt. Selv om kartlegging av bunnsedimenter kan utnytte informasjon om relativ bunnhardhet m.m. fra akustiske data (bl.a. bunnreflektivitet fra multistråleekkolodd), må også slik variasjon dokumenteres eller valideres med feltobservasjoner (bakkesannhet).

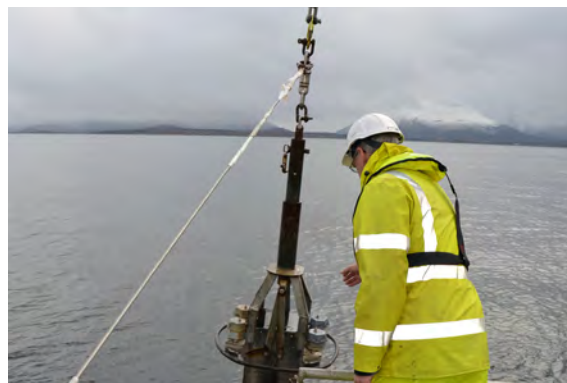
Marin kartlegging har, spesielt i kystnære farvann, sterkere tradisjon for typefokustert utvalgskartlegging (se f.eks. Rinde mfl. 2021), mens terrestrisk og limnisk kartlegging er mer arealfokustert (og oftere arealdekkende). Når det gjelder kartlegging på dypere vann, og med større avstand fra land, er det sterkere tradisjon for arealdekkende kartlegging, da større fartøy må brukes, og tverrfaglig tokt er mer vanlig for å effektivisere kartlegging. I tillegg er det en del naturtyper som foreløpig ikke er definert av artsforekomst, fordi kunnskapen om arters forekomst sett i forhold til variabelrommet mangler. Disse er definert ved hjelp av variablene som utgjør de lokale komplekse miljøvariablene (LKM'ene). Da LKM'ene i mindre grad lar seg identifisere i felt, blir feltkartlegging vanskelig. Kartlegging ved hjelp av modellering og fjernmåling er i disse tilfellene mer egnet. Mer diskusjon av dette finnes i den marine metodeveilederen.

Feltmetoder – digitalisering / registrering i felt

Feltmetodene i marin kartlegging varierer svært mye, blant annet avhengig av hvilke naturtyper som er i fokus, hvor langt til havs og hvor dypt kartleggingsområdet er. Disse forutsetningene vil også ha konsekvenser for hvilke posisjoneringssystemer som tas i bruk og oppløsningen på miljødata, som i sin tur er avgjørende for nøyaktigheten som naturtyper kan kartlegges med. I fjæresonen på hardbunn (fast fjærebeltbunn) kan miljøet endres over svært korte avstander, og grunntypene ligger gjerne som relativt smale belter. Her vil det ofte være behov for å identifisere arter og avgrense naturtypene direkte i felt, da dette er utfordrende ved bruk av mer indirekte metoder (f.eks. ved hjelp av flyfoto, satellittbilder, utbredelsesmodellering (DM) eller annet). I disse tilfellene vil det være behov for posisjoneringsutstyr (GPS) med høy presisjon. Det har etter hvert blitt større fokus på bruk av droner, flyfoto, satellittbilder og andre fjernmålingsmetoder for å kartfeste naturtypene i kystnære, grunne områder, men selv med god oppløsning er grunntypene vanskelig å skille, da det er vanskelig (enn så lenge) å skille arter ved hjelp av fjernmåling.



Figur 7.8: Smale tangbelter i strandsonen. Fra kartlegging på Mørkysten i 2017. Foto: Trine Bekkby, NIVA.



Figur 7.9: Grabbprøver på FF «Seisma» under kystnær kartlegging. Foto: NGU.

Under fjæresonen vil mange av naturtypene kunne kartfestes med relativt god kvalitet ved hjelp av indirekte metoder. I de grunnere områdene kan dette f.eks. være bruk av drone eller flyfoto, mens det i dypere områder kan benyttes ekspertbasert tolkning og / eller utbredelsesmodellering (f.eks. Bekkby mfl. 2018) som baseres på akustiske data (multistråleekkolodd mfl.) og kart over miljøforhold (som f.eks. romlige modeller for salinitet og bølgeeksponering). Avgrensning av naturtyper i dypere havområder vil, som regel, ikke kunne foretas direkte i felt. Der må fjernmåling, gjerne i kombinasjon med modellering og klassifisering, benyttes for å koble sammen et begrenset tilfang av observasjoner med støttende informasjon.

Generelt vil kartleggingen også inkludere innsamling av sedimentprøver, artsinformasjon og annen supplerende informasjon på utvalgte stasjoner (punkter) eller langs transekter (linjer) som dekker hele den relevante miljøvariasjonen så langt det er mulig. Informasjonen kan brukes som bakkesannhet ved f.eks. trening av modeller eller tolkning av data, som støttende og supplerende informasjon til avgrensninger eller til verifisering av modeller. Denne informasjonen er også svært viktig i det videre arbeidet med utvikling av NiN-systemet.

Presisjonen i observasjoner ved marin kartlegging varierer med typen instrumenter, type båt, avdrift og dybde. Ved kystnær kartlegging benyttes det mindre kystbåter, der det i hovedsak samles punktdata eller foretas typefokuset utvalgskartlegging, mens det for bløtbunn (både grunn og dyp) er mest relevant med arealfokusert fjernmåling fra større skip, som kan gjøre det mulig å samle arealdekkende kartdata.



Figur 7.10: Feltkartlegging i fast fjærebeltbunn til bruk i modellering. Fra kartlegging på Søre Sunnmøre i 2018. Foto: Guri Sogn Andersen, NIVA.



Figur 7.11: Direkte feltkartlegging av marine naturtyper (her ålegress). Fra kartlegging i Salten, Nordland, i 2012. Foto: Trine Bekkby, NIVA.

Forhåndsavgrensing og bakgrunn for feltdesign

Modellering og klassifisering ved hjelp av fjernmålingsmetodikk brukes gjerne som hjelpemiddel i forkant av feltkartlegging der dette er mulig og bidrar til et godt feltdesign og effektivisering av feltarbeidet. Spesielt for kartlegging i strandsonen og de grunneste sjøområdene vil flyfoto, dronefoto og annen fjernmålingsbasert informasjon kunne være til hjelp i tentativ avgrensing av kartfigurer, selv om disse datakildene ikke gir artsinformasjon.

Mulighetene for forhåndsavgrensing styres gjerne av:

- Tilgangen til høyoppløselige dybdemodeller av god kvalitet
- Tilgang til modeller over andre miljøvariabler
- Tilgang til diverse ekstra informasjon relevant for kartleggingsområdet. I kystnær kartlegging kan f.eks. fjernmålingsbilder (satellittbilder, dronefoto etc.) være nyttige)

Kapittel 8

Kartleggingsmateriale

Materiale som brukes for kartlegging av terrestriske og limniske natursystemer er ganske likt, og behandles derfor i samme underkapittel. Materiale som brukes for kartlegging av marine økosystemer er derimot ganske ulik, og beskrives derfor i et eget underkapittel.

Felles for kartlegging av alle økosystemer er imidlertid at andre typer kartdata kan være nyttige, det som ofte kalles supplerende data. Alle slike tematiske kart og data må imidlertid brukes med forsiktighet. De fleste tematiske kartene for Norge er lagd for et lavere kvalitetsnivå enn det som er retningsgivende for kartlegging av naturtyper. Informasjonen i Artskart og Artsobservasjoner skiller seg fra annen kartinformasjon ved å bestå av punktregistreringer. Sessile / stedbundne arter med spesielle krav til miljøet, f.eks. kalkkrevende planter, kan være gode indikatorer på naturtyper som kjenne- tegnes nettopp ved forekomst av slike arter. Mange lokaliteter har imidlertid upresis stedfesting, og en stor del av de digitaliserte observasjonene fra museenes samlinger kan være gamle, og dermed utdaterte. Artsobservasjoner må også brukes med forsiktighet, ettersom dette er en åpen løsning for alle som vil legge inn observasjonspunkter av arter (Bryn mfl. 2023).

Mange stedsbeskrivelser og kart som foreligger i rapporter, artikler, bøker og lignende har også relevans for ny naturtypekartlegging. Disse informasjonskildenes nytteverdi for kartlegging må vurderes i hvert enkelt tilfelle, men kan oppsummeres i følgende hovedpunkter:

- Slike kilder kan bidra til at kartleggeren ikke overser sjeldne fenomener eller arter, og dermed gjøre hen mer oppmerksom under feltarbeidet
- Historiske hendelser, som f.eks. brann, vindfall eller arealbruksendringer, kan i en del tilfeller være vanskelig å tolke direkte i felt. Eldre lokalitetsbeskrivelser kan derfor være nyttige, bl.a. for å forstå naturtypenes tilstandsutvikling

8a Materiale for terrestrisk og limnisk kartlegging

Flyfoto

Samarbeidspartene i Norge Digitalt tilbyr målestokkriktige flyfot(ortofoto) for hele Norge (www.norge-digitalt.no). Disse kan lastes ned fra Norge i bilder (www.norgeibilder.no). Ved avgrensing av polygoner etter NiN i felt, bør digitalisering foretas med flyfot fra Norge Digitalt som bakgrunn. Dette sikrer at alle kartleggere bruker nye flyfotsom er basert på samme rektifisering til ortofoto. Det er betydelig forskjell i kvalitet mellom serier av flyfot for samme område, tilgjengelig fra Norge Digitalt. Spesielt viktig for kvaliteten i kartlegging er oppløsning, fargekvalitet og lysnivå, opptakstidspunkt, flyfototype og alderen på opptaket.

Tabell 8.1: Viktige kvalitetsindikatorer for bruk av flyfot ved naturtypekartlegging, med anbefalinger.

Kvalitetsindikator	Utfallsrom	Anbefaling
Oppløsning	10, 20 og 50 cm	20 cm eller lavere
Fargekontrast, fargestrekking, fargemetning, lysnivå m.m.	Alt fra ubrukelig til perfekt – avhengig av «fremkalling». Varierer mellom flyfoto-serier, men også innen samme serie	Bruk bildene med passe kontrast og lysnivå, sammenligne ulike bilder for å vurdere hva som er passe

Kvalitetsindikator	Utfallsrom	Anbefaling
Opptakstidspunkt	Mai til september	Juli og august i fjellet eller Nord-Norge, men juni og september aksepteres i lavlandet i Sør-Norge
Flyfototype	Svart / hvitt, farge, infrarøde (CIR - colour infrared)	Infrarøde-flyfoter best, men fargefoter enklere å bruke for kartleggere med liten felterfaring med flyfoto
Årstall	Nye digitale opptak eller eldre rektifiserte analoge flyfoto	Nyeste utgave bør alltid velges, men bare dersom de andre kvalitetsindikatorene er tilfredsstillende
Skjermkvalitet / utskriftskvalitet		Skjermer på felt-pc eller nettbrett må kunne øke skjermstyrken når lyset er sterkt, slik at de kan brukes i fullt dagslys

Oppløsningen i nye flyfotofra omløpsfotografering varierer mellom 10, 20 og 50 cm. Flyfotoene bør ha så god oppløsning som mulig, gitt at de andre kvalitetsindikatorene er tilfredsstillende. God oppløsning øker trolig presisjonen i grensesettingen og bedrer type- og variabelidentifiseringen. God oppløsning er imidlertid et tveegget sverd, spesielt ved digitalisering i felt. Erfaringer viser at høyoppløselige flyfotog mulighet for zooming gjør at enkelte kartleggere overfokuserer på detaljer og dermed ikke klarer å generalisere naturtypevariasjonen riktig. Dette kan være til hinder for framdrift i kartleggingen og føre til forskjeller mellom ulike kartleggere.

Fargekvaliteten generelt og lysnivået spesielt er avgjørende for hvor mye informasjon kartleggeren kan trekke ut av flyfotoene. Som regel er det utfordrende å justere disse egenskapene. Både for mye og for lite lys reduserer mulighetene for å utnytte flyfotoene. Også kontrast, fargemetning og fargestrekking har betydning for kartleggerens bruk av flyfoto. God kontrast og fargemetning kan imidlertid være gunstig ved figuravgrensing innen et økosystem, men gjøre flyfotoene mindre brukbare for avgrensing innen et annet økosystem. Spesielt ved ren flyfototolkning (i 3D inne og i 2D ute), vil flyfototype og -kvalitet være avgjørende for hvilke naturtyper som kan avgrenses (Ullerud mfl. 2020).



Figur 8.1: Naturtyper etter NiN (1.0) på flyfoti farger. Kart fra Svarteberget i Hvaler. Kartframstilling: Sabrina Mazzoni, 2011.

Fra Norge i bilder kan en også laste ned historiske flyfoto, der disse foreligger. Historiske flyfoter svært nyttige, f.eks. ved kartlegging av semi-naturlig mark som gror igjen.

NiN-systemet er ikke spesifikt tilrettelagt for kartlegging verken ved bruk av flyfoteller andre materialer eller metoder. Kartlegging etter NiN som utelukkende er basert på flyfoter derfor svært utfordrende:

- En god del av kartleggingsenheter i NiN mangler en spesifikk spektral signatur, form eller tekstur i flyfotoene som gjør at flyfotkan brukes til å skille dem fra andre kartleggingsenheter
- NiN-systemet inneholder noen få kartleggingsenheter som i naturen forekommer i så små flekker at disse ikke lar seg avgrense ved hjelp av flyfot (mindre enn oppløsningen i normale ortofotofor utmark på 50 x 50 cm)
- Mange av variablene fra variabelsystemet vil ikke kunne gjenkjennes fra flyfoto

LiDAR / ALS

LiDAR / ALS er samlebetegnelser på aktive optiske fjernmålingsteknikker, som blant annet brukes til å lage detaljerte høydemodeller. Dekningsgraden er etter hvert veldig god i Norge. Høydemodellene er tilgjengelige her: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/>

LiDAR / ALS brukes i økende grad, både innenfor kartlegging av kulturminner (Gustavsen mfl. 2013), landformer og kvartærgeologi (Christoffersen mfl. 2020) og mange andre formål hvor det er behov for høydemodeller. Potensialet for bruk av LiDAR / ALS baserte produkter er imidlertid stort også for kartlegging av naturtyper (Erikstad & Bakkestuen 2017). Mye av bruken så langt har inngått i modellering av natur- eller vegetasjonstyper, ofte i kombinasjon med andre data (se f.eks. Ullerud mfl. 2016; Bekkby 2017). Innenfor skogbruket er LiDAR / ALS mye brukt, og forsøk antyder at en del egenskaper kan kartlegges med bedre kvalitet basert på LiDAR / ALS enn ved feltarbeid (se f.eks. Skeie 2019). Men det er flere brukervennlige og enkelt tilgjengelige funksjoner som kan benyttes direkte i kartlegging, også i felt.

Fjellskygge / Skyggerelieff er kanskje det enkleste og mest effektive avleda produktet som kan benyttes i kartlegging, fordi en umiddelbart og systematisk kan se sammenhengen mellom enkelte naturtyper og topografien. Det er også nyttig at dataene kan brukes til å skille de ulike sjiktene i vegetasjonen fra hverandre. For eksempel kan det ofte være enklere å vurdere prosentvis tresjiktdeknning ute i felt fra LiDAR / ALS, enn ved å prøve å estimere direkte eller se på flyfoto. Det er også utviklet LiDAR / ALS som passer bedre for kartlegging av limniske og marine økosystemer, ved bruk av grønn laser (ABL - Airborne Bathymetric LiDAR). I rapporten til Erikstad & Bakkestuen (2017) vil interesserte finne oversikt over hvordan LiDAR / ALS kan brukes til ulike formål ved kartlegging etter NiN.

Supplerende kart

Mange supplerende temakart kan bidra til å forenkle planleggingen av naturtypekartlegging i felt. Enkelte temakart kan også bidra til forenklet forhåndsbestemming av typetilhørighet, eller for å korrigere grensene til kartfigurer eller typebestemmelser i ettertid (CNPS 2011). Følgende tematiske kartserier vil være til nytte:

- Vektoriserte, standard kartserier i målestokkområdet 1:20 000-1:50 000:
 - N50 topografiske kart (Kartverket)
 - Geologiske og kvartærgeologiske kart (NGU)
 - Vegetasjonskart (NIBI/ Vitenskapsmuseet NTNU m. flere)
 - Naturtyper i Naturbase (Miljødirektoratet)
 - NVE Atlas, REGINE, NEVINA og Vann-nett
- Rasterte, standardiserte kartserier med ulik oppløsning:
 - Klimakart 1×1 km (DNMI)
 - Standard høydemodell 10×10 m (Kartverket)
 - LiDAR høydemodeller (Bøe mfl. 2014)
- Sektoriserte, standardiserte kartserier i målestokkområdet 1:5 000-1:10 000:
 - AR5 (NIBIO)
 - Jordsmonnkart (NIBIO)
 - Orienteringskart (Norges orienteringsforbund)
 - Detaljerte vegetasjonskart (se Balle 2000 for oversikt)
 - Miljøregistreringer i skog (MiS) (NIBIO)

- Standardiserte punktkart:
 - Artskart og Artsobservasjoner som viser geografisk punktinformasjon om arter (ADB)

Riksantikvarens kulturminnedatabaser kan også være nyttige ved kartlegging av naturtyper, kanskje spesielt ved registrering av semi-naturlige typer. Riksantikvaren

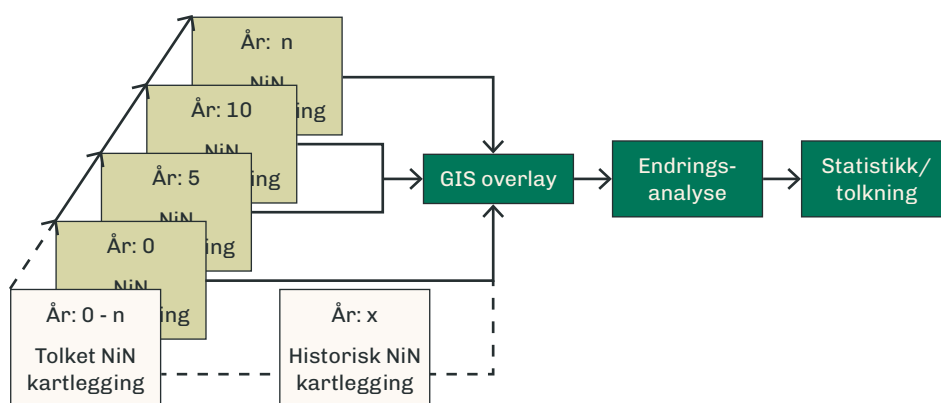
har tgeodatabaser som formidler stedfestede kulturminner: Kulturminnesøk som er åpen for alle og Askeladden som er et verktøy for forvaltningen hvor man må registrere seg for å få tilgang.

Bruk av historiske kart til tilstandsvurderinger og endringsanalyser

Historiske kart kan være relevante for alle faser i kartleggingsprosessen, også etter at selve kartprosessen er over, i analyse- og rapporteringsarbeidet. Historiske kart har særlig funksjoner i kartleggingssammenheng:

- Grunnlag for å bestemme tilstand og naturtype
- Muliggjøre endringsanalyser i overvåkingssammenheng

Det er ikke gitt hva som skal defineres som historiske kart (Dahlström 2010) fordi det som gjør kart historiske ikke nødvendigvis er hvor gamle de er, men om de gir grunnlag for analyse av endringer i naturen over tid.



Figur 8.2: Bruk av historiske kart, tolkede kart og repetert kartlegging (tidsserier av naturtypekart) til overvåking og endringsanalyser. En tidsserie starter typisk ved førstegangskartlegging (År: 0) og bygges opp av nye kartlag ved hvert gjentak (År: 0 + n). Historiske kart (År: x) fra samme område kan inngå i endringsanalysen gitt at de inneholder informasjon om relevante temaer, samlet inn med metoder som muliggjør sammenlikning med informasjon fra tidsserien. Gamle flyfotkan fylle samme rolle i endringsanalyse som historiske kart, dersom de tillater tolking (År: 0 – n) av de aktuelle kartleggingsenhetene (se f.eks. Ihse 2007; Bryn & Hemsing 2012; Aune mfl. 2018; Brynildsrud 2022).

Mulig framtidig bruk i endringsanalyser er også et viktig tema for dagens naturtypekartlegging fordi alle naturtypekart etter hvert blir historiske kilder (Fladby & Andressen 1981; Dahlström 2010). Ifølge Gaarder mfl. (2007) og Værland (2017) varierer kvaliteten på resultatene av tidligere naturtypekartlegging så mye at de neppe er egnet for bruk i overvåking eller endringsanalyser.

Overvåking og tidsserieanalyse: systematisk gjentatt kartlegging

I overvåkingsprosjekter som gjør bruk av systematisk gjentatt kartlegging (f.eks. 3Q eller NILS), vil kart fra de ulike gjentakene inngå i en tidsserie (se fig 8.2). Slike tidsserier av kart vil vanligvis ha en langt høyere kvalitet og relevans for analyser av endringer enn historiske kart, ettersom tidsserier av kartene er basert på en gjennomtenkt studiedesign som legger til rette for overvåking av endringer. De fleste publiserte kartbaserte endringsanalyser utført i Norge baserer seg imidlertid ikke på

virkelige historiske kart (men se f.eks. Brynildsrud 2022), men på tolkninger basert på flyfotog andre kilder (se f.eks. Fjellstad & Dramstad 1999; Norderhaug mfl. 2000; Sickel mfl. 2004; Lundberg 2005, 2011; Bryn 2008; Wehn mfl. 2012; Bryn & Hemsing 2012; Aune mfl. 2018). Resultater av endringsanalyser som baserer seg på tolkning av historiske flyfoter generelt mer usikre enn resultater basert på historisk kartinformasjon.

Digitaliseringspresisjon og avvik i ortofoto

Digitaliseringspresisjonen er sjelden en viktig årsak til redusert kartkvalitet. God kvalitet i digitaliseringen innebærer at linjenes plassering ikke avviker systematisk fra den forventede plasseringen, dvs. fravær av bias. En av kildene til bias i digitalisering av linjer er systematiske feil i rektifiseringsprosessen som fører fram til ferdige ortofoto. De faktiske avvikene fra sann fotoprojeksjon er imidlertid sjelden mer enn ± 2 m, som er kravet til presisjon i Omløpsfot(Hanne GrWallin pers. medd.).

8b Materiale for marin kartlegging

Digitale terrengmodeller og modeller over miljøvariabler, inkludert bunnreflektivitet fra multistråleekkolodd er svært relevant materiale til bruk i kartlegging av marin natur. I kystnære områder kan flyfoto, dronefotog satellittbilder også brukes.

Fly- / drone- / satellittfoto

Som for terrestrisk og limnisk kartlegging kan flyfoto, dronefotog satellittfotogså være relevant ved marin kartlegging. Spesielt gjelder dette kartlegging i strandsonen (f.eks. for fast fjærebeltbunn) og andre naturtyper på grunt vann (i hvert fall øvre del av dem) nedenfor lavvannsbeltet (som f.eks. marine undervannssenger eller øvre del av tareskogen). Anvendbarheten av fotomateriale for marin kartlegging avhenger av værforhold og sikten i vannet på bildetakingstidspunktet, og i hvilket omfang ulike, men visuelt lignende typer forekommer, noe som kan gjøre avgrensningen vanskelig. Gjenskinnet fra vannoverflaten kan hindre eller redusere nytten, men noen leverandører av flybilder redigerer bort noe av gjenskinnet digitalt. Tida på året bildene er tatt er viktig for anvendbarheten. Alger / planter identifiseres lettere på sommerbilder (da biomassen øker utover sesongen), samtidig som mengden partikler, plankton og fintrådige alger også øker gjennom veksts sesongen og potensielt kan skape problemer for sikten.

Kartlegging der flybilder kan anvendes vil derfor variere med dybde. På noen bilder kan f.eks. marine undervannssenger ses ned til 6-8 meters dyp, mens andre bilder er for dårlige til å identifisere ålegrasbestander selv på svært grunt vann. Mye av den generelle informasjonen om flyfotsom kartleggingsmateriale, omtalt i forrige delkapittelet, er også gyldig for marin kartlegging.

For dronefotgjelder at ulike sensorer og indekser basert på signaler fra forskjellige sensorer bestemmer hva som kan identifiseres. Metodikk for bruk av dronefottil marin kartlegging er i rask utvikling, og er tema f.eks. i et stort infrastrukturprosjekt, SeaBee (www.seabee.no). Satellittfotkommer i ulike oppløsninger og vil dermed kunne være til nytte ved marin kartlegging i ulike målestokker. For eksempel, gir de kommersielle WorldView-satellittene bilder med svært høy oppløsning (ca. 0,5 m). Fra Copernicus leverer Sentinel-2 satellittbilder fritt tilgjengelig med 10 m oppløsning. Disse har blitt brukt til kartlegging av tangsamfunn i Oslofjorden (som startet opp i 2020).

Supplerende kart

Mange supplerende temakart kan bidra til å forenkle planleggingen av marin kartlegging, noen i forbindelse med feltplanlegging, andre til å korrigere figurgrenser eller typebestemmelser i ettertid. Følgende tematiske kartserier kan være til nytte for marin kartlegging i felt når de finnes i en kartskala som er relevant for prosjektet:

- Vektoriserte, standard kartserier:
 - Batymetriske kart, inkludert dybdekoter og -punkter, informasjon om øyer, skjær, menneskeskapte konstruksjoner og installasjoner i sjø (Kartverket)
 - Geologiske og geokjemiske kart (NGU)
 - Kart over klasser av bølgeeksponering for kysten (NIVA)
 - Naturtyper i Naturbase (Miljødirektoratet)
 - Fiskeridirektoratets kart over marine ressurser (Yggdrasil)
 - Kart over dybde, bunnforhold, naturtyper, organismesamfunn og forurensningsstatus i norske havområder (MAREANO)
 - Karttjeneste for informasjon om norske kyst- og havområder, inkl. menneskelig påvirkning (som trålspor, marin søppel, petroleumsaktiviteter) (BarentsWatch)
 - Kart over marine habitater, bunnforhold og miljøforhold fra internasjonale aktører som EMODnet SeaBed habitats
- Rastrente, standardiserte kartserier med ulik oppløsning:
 - Nasjonalt tilgjengelig dybdemodell med 50 m oppløsning (Kartverket)
 - Nasjonalt tilgjengelig dybdemodell med bedre oppløsning (1 m på det beste) for enkelte områder, inkludert LiDAR (Kartverket)
 - NorKyst800 modeller over strømforhold, saltholdighet og temperatur for hele kysten med 800 m oppløsning, 120-200 m for enkelte områder (HI)
 - Signifikant bølgehøyde og effekt av bølger på havbunnen (HI)
- Standardiserte punktkart:
 - Artskart som viser geografisk punktinformasjon om arter (Artsdatabanken)
 - Vannportalen: Miljøforvaltningens system for miljødata (inkl. forurensning) i vann

Mange kart er basert på modeller med ulik nøyaktighet, hvilket må vurderes opp imot anvendelsen. Norkyst strømmodeller representerer f.eks. beste (og eneste) tilgjengelig informasjon om denne miljøvariabelen, mens modellerte habitatkart fra EMODnet eller Naturbase kan guide, men ikke ukritisk overføres til avgrensning av nye habitatkart.

En del av naturtypeforekomstene som finnes i Naturbase (Miljødirektoratet) eller artene som finnes som punkter i Artskart (Artsdatabanken) er gamle og kan være utdaterte. Disse vil kunne brukes som referanse for å vurdere endringer i utbredelse og tilstand, samt muliggjøre endringsanalyser i overvåkingssammenheng, dersom kvaliteten er god nok.

Kapittel 9

Bruk av variabelsystemet

Bakgrunn

Ethvert gjennomtenkt system for kartlegging av typer, enten det gjelder habitat-, natur- eller vegetasjonstyper, følges av et eget variabelsystem⁵. Variabelsystemet kan for eksempel brukes for å beskrive typer i større detalj, eller for å beskrive andre arealegenskaper enn typene. Dersom det ikke finnes et variabelsystem vil typesystemet bli uhåndterlig stort (mange typer), komplisert, mangelfullt og lite fleksibelt.

- Typesystemet i NiN fanger opp den delen av variasjonen i naturen hvor store artsutskiftninger skjer langs strukturerende lokale miljøgradienter (som er stabile over tid)
- Variabelsystemet derimot, inneholder variabler som benyttes til å beskrive andre egenskaper ved arealene enn de som fanges opp av typedefinisjonen (inkludert mindre artsutskiftninger)

Ett godt eksempel på bruk av variabelsystemet, er ved kartlegging av Fastmarksskogsmark (TB01). For å fange opp viktige egenskaper i økosystemet som ikke beskrives gjennom typene, kan det være behov for å kartlegge blant annet:

- hvilket treslag som dominerer i skogen: Dominansutforming av tresjiktet (SA-AD)
- om det er gjennomført treslagsskifte: Kategorier av endret skogsmark på fastmark (LM-MS)
- om det er liggende død ved (læger) eller stående død ved (gadder) i skogen: Alle læger (NO-LT) og All stående død ved (NO-GT)

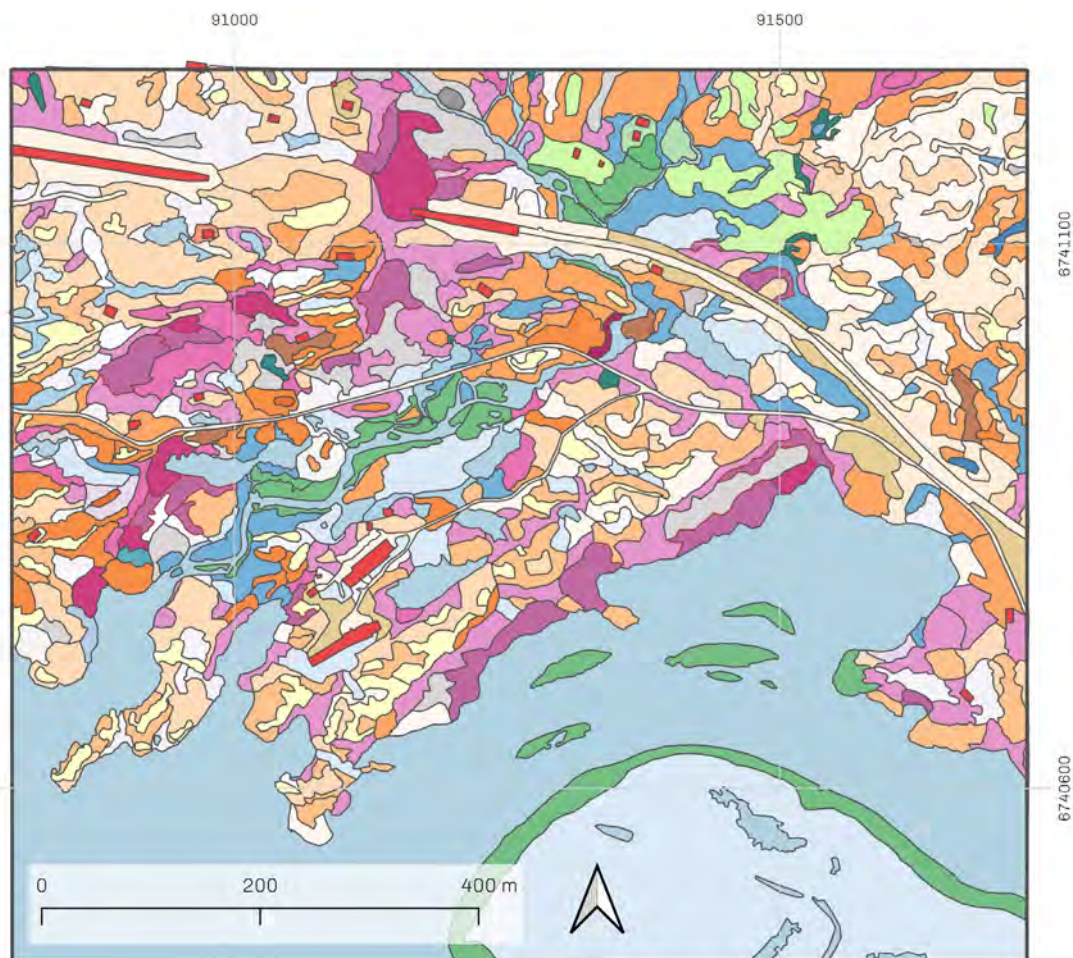
Disse fire variablene er eksempler på variabler som beskriver egenskaper som er viktige for å forstå variasjon i biologisk mangfold i skog (Skarpaas mfl. 2023).

Variabler kan benyttes på tre måter

Det er prinsipielt tre måter å registrere variabler på under kartlegging:

1. Å tilegne en variabel (og variabelverdi) til kartfigurer definert av kartleggingsenhetene. Det vil si at variabelen ikke gir opphav til egne kartfigurer
2. Å bruke en variabel til å dele opp kartfigurer definert av kartleggingsenhetene. Det vil si at ulike trinn for variabelen gir opphav til egne kartfigurer
3. Å kartlegge variabelen direkte som egne kartfigurer, såkalt egenskapskartlegging. Ett eksempel på dette er kartlegging av hogstklasser i skog. Informasjon om naturtyper kan da eventuelt legges til disse kartfigurene, som en egenskap

⁵ Variabelsystemene har mange navn og brukes på ulike måter; i versjon 2 av NiN ble det kalt *Beskrivelsessystem*; i vegetasjonskartlegging hos NIBIO kalles det *Tilleggsopplysninger* (Rekdal & Larsson 2005); i prosjektet Miljøregistreringer i skog (MiS) består variabelsystemet i hovedsak av det som kalles elementer og variabler.

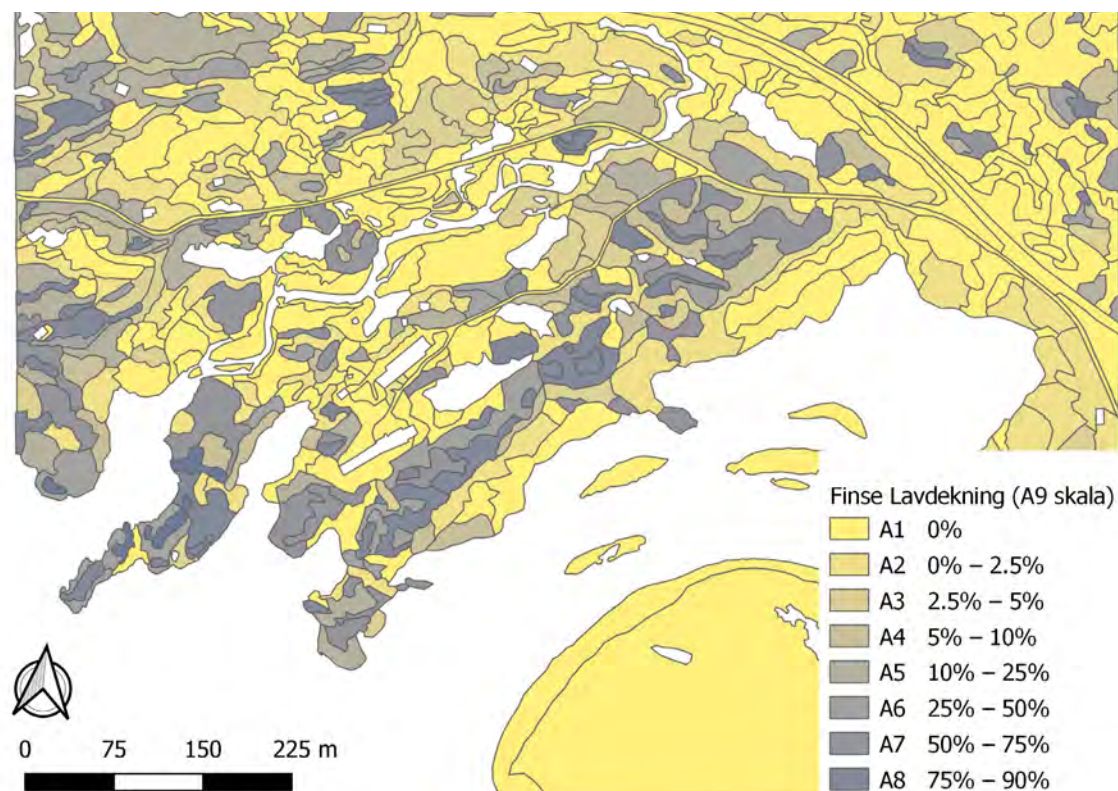
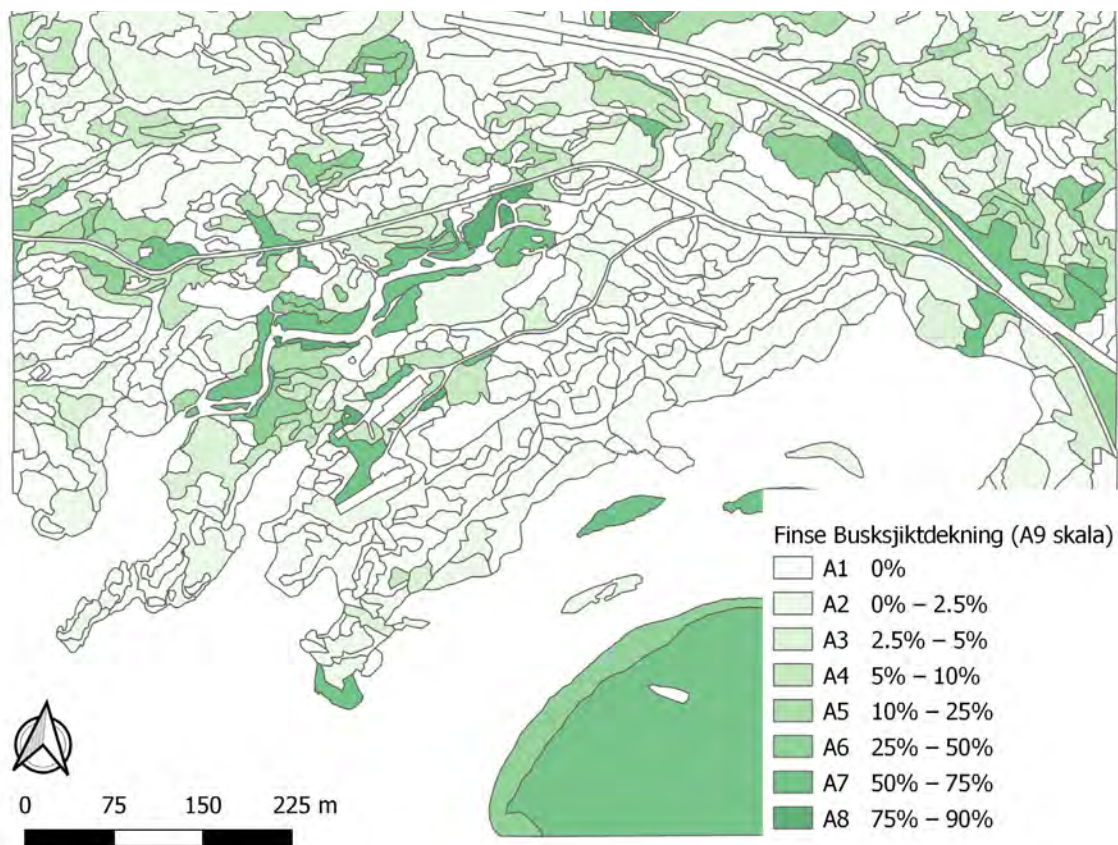


Kart over Nin-typer på Finse

- T01-C01 lite uttørkings-eksponerte svært og temmelig kalkfattige nakne berg
- T01-C02 uttørkings-eksponerte svært og temmelig kalkfattige berg, bergvegger og knauser
- T03-C01 kalkfattig leside
- T03-C13 intermediaær kildepåvirket fjellhei
- T03-C02 kalkfattig fjell-lynghei
- T03-C03 kalkfattig fjell-lavhei
- T03-C04 intermediaær leside
- T03-C05 intermediaær fjell-lynghei
- T03-C06 intermediaær fjell-lavhei
- T03-C07 svakt kalkrik leside
- T07-C01 svært kalkfattig moderat snøleie
- T07-C12 kildepåvirket intermediaært snøleie
- T07-C13 kildepåvirket svakt kalkrikt snøleie
- T07-C02 svakt kalkfattig moderat snøleie
- T07-C03 intermediaært moderat snøleie
- T07-C04 intermediaært seint snøleie
- T07-C05 intermediaært ekstrem-snøleie
- T07-C06 svakt kalkrikt moderat snøleie
- T14-C01 kalkfattig og intermediaær rabbe
- T18-C01 åpne flom-fastmarker på sand, grus og stein
- T27-C01 kalkfattig og intermediaær blokkmark

- T27-C02 kalkfattig og intermediaær snøleie-blokkmark
- T27-C06 kalkfattig og intermediaær rabbepreget blokkmark
- T32-C01 kalkfattig eng med mindre hevdpreg
- T32-C03 intermediaær eng med mindre hevdpreg
- T32-C04 intermediaær eng med klart hevdpreg
- T35-C01 sterkt endret fastmark med jorddekke
- T35-C02 sterkt endret fastmark med grus/sand-dekke
- T39-C01 blokkdeponi
- T39-C03 fast fjell blottlagt ved tørrlegging eller nedtapping
- T39-C04 sterkt modifiserte eller syntetiske, overveiende uorganisk faste substrater
- V01-C01 svært og temmelig kalkfattige myrflater
- V01-C02 litt kalkfattige og svakt intermediaære myrflater
- V01-C05 svært og temmelig kalkfattige myrkanter
- V01-C06 litt kalkfattige og svakt intermediaære myrkanter
- V01-C07 sterkt intermediaære og litt kalkrike myrkanter
- V04-C01 litt kalkfattig og svakt intermediaær svakkilde
- V04-C02 sterkt intermediaære og litt kalkrike kilder
- V06-C01 kalkfattig og intermediaært moderat våtsnøleie
- V06-C02 kalkrikt moderat våtsnøleie
- V06-C03 kalkfattig og intermediaært seint våtsnøleie
- V06-C07 kalkfattig og intermediaært seint kildesnøleie
- L Ferskvannsbunnsystemer

Figur 9.1: Naturtypekart i målestokk 1:5 000 fra Finse, Vestland fylke. Kart fra Bryn & Horvath (2020).



Figur 9.2: Kart som viser bruk av variabler i kartlegging, dekningsgraden av henholdsvis busker (øverste kart) og

lav (nederste kart) etter A9-skalaen i NiN. Egenskapskart i målestokk 1:5 000 fra Finse, Vestland fylke. Kart fra Bryn & Horvath (2020).

Oppdragsgivere bør forholde seg aktivt til variabelsystemet

I NiN inneholder variabelsystemet variabler som gir kartleggeren mulighet til å beskrive f.eks. treslag, kalkinnhold, jordfuktighet, tilstand, nedbrytningsgrad, artsdominans eller objekt-innhold i kartleggingsenheter. Det er derfor helt nødvendig at oppdragsgivere og kartleggere forholder seg aktivt til variabelsystemet.

Oppdragsgiverne står overfor følgende dilemma:

- Variabelsystemet er alt for omfattende til at alle variabler kan benyttes i et enkeltprosjekt, uansett ressurstilgang,
- men, variabelsystemet omfatter så mange viktige variabler at det ikke kan utelates i noen prosjekter

Oppdragsgiver må foreta gjennomtenkte valg av hvilke variabler som skal inkluderes i et kartleggingsprosjektet eller en kartserie.

Når oppdragsgiver har bestemt seg for hvilke variabler som skal benyttes under kartlegging, må det i tillegg gjøres følgende valg:

- Bestemme hvilke kartleggingsenheter variabelen skal registreres for
- Bestemme om det skal settes inngangsverdier eller terskler for bruken av variabelen
- Bestemme om variabelen skal kunne gi opphav til egne kartfigurer. Det vil si om variabelen skal brukes til å splitte opp kartfigurer definert av kartleggingsenheter

Dette er valg som vil ha stor innvirkning på hele kartleggingsprosessen, og som påvirker metodikk, framdrift og økonomi i absolutt alle kartleggingsprosjekter, samt kvalitet og informasjonsmengde i det endelige kartet.

Variabelsystemet gir oppdragsgiveren og kartleggeren mulighet til å beskrive mer av variasjonen i kartfigurene enn det som er gitt av kartleggingsenheter. Denne muligheten er et tveegget sverd for både oppdragsgivere og oppdragstakere:

- Dersom oppdragsgiver krever leveranse av veldig mange variabler, så blir prosjektet dyrt – hvilket tilsier lav framdrift. Det kan også bli mentalt krevende for kartleggerne med veldig mange variabler i oppdraget. Samtidig vil det samles inn mer informasjon, som kan øke mengden anvendelsesområder i etterkant
- Dersom oppdragsgiver reduserer antallet variabler, så blir prosjektet billigere – hvilket øker framdriften. Det vil også være lettere for kartleggerne i felt. Ulempen er at det samles inn mindre informasjon, og dette kan senke mengden anvendelsesområder i etterkant

Her må det derfor gjøres avveininger, hvor formålet med kartleggingen bør være styrende. Det er selvsagt ikke fornuftig å kutte ut variabler som trengs til dekke formålet med naturtypekartene – uansett hvor mye tid og penger som kan spares. Men bruken av variabelsystemet bør være godt gjennomtenkt. Dette krever innsikt i både typesystemet og variabelsystemet, samt bevissthet om kartleggingens formål, både hos oppdragsgiver og kartlegger. Det er flere forhold som påvirker fremdriften ved kartlegging:

- Mange naturtyper beskriver allerede variasjonen langs sentrale variabler fra variabelsys-

temet. Denne variasjonen er da dekket opp gjennom kartleggingsenheten, og bør ikke gjentas gjennom registrering av variabler fra variabelsystemet

- Hvilke variabler fra variabelsystemet som bør benyttes under kartlegging avhenger av hvilken målestokk som er valgt for prosjektet. Det bør velges færre variabler desto grovere målestokk som blir benyttet - for å øke framdriften i felt
- Antallet trinn for de gitte variablene fra variabelsystemet som benyttes bør vurderes i forhold til målestokken. Det bør benyttes færre trinn for variablene ved grovere målestokk (f.eks. 1:20 000) enn ved finere målestokker (f.eks. 1:5 000), i tråd med hovedintensjonen om at framdriften skal øke når det velges en grovere målestokk

Framdriften i felt avhenger av bruken av variabelsystemet

Å velge en målestokk som gir færre kartleggingsenheter gir raskere framdrift under kartlegging i felt. Færre kartleggingsenheter, som hver fanger mer av variasjonen i naturen, gir større kartfigurer og lavere tidsforbruk på avgrensing i felt. Parallelt med valg av målestokk bør oppdragsgiver foreta bevisste valg fra variabelsystemet. Ved valg av grovere målestokk bør oppdragsgiver i større grad begrense antallet variabler og mulighetene for at variabler gir opphav til egne kartfigurer. Deres oppdragsgiver ikke begrenser bruken av variabelsystemet, vil potensialet for økt framdrift når en går fra en fin til en grovere målestokk raskt bli oppspist.

Det er særlig viktig for oppdragsgiver å avgjøre hvilke variabler fra variabelsystemet som skal kunne gi opphav til egne kartfigurer.

Ved kartlegging i grovere målestokk (sammenlignet med fin målestokk) tilsier dette at oppdragsgiver både må:

- Redusere antall variabler som skal benyttes generelt sett
- Redusere antall variabler som skal benyttes til avgrensing av egne kartfigurer
- Velge en mer generalisert trinn-skala for registrering av variablene

Egenskapskartlegging

Egenskapskartlegging innebærer at det lages kartfigurer basert på forskjeller i variabler (og variabeltrinn) fra variabelsystemet. Prinsipielt er det ikke noen forskjell på kartlegging av naturtyper og kartlegging av egenskaper. Kartfigurer skal fortsatt avgrenses, bare etter andre kriterier. Logikken ved egenskapskartlegging er derfor helt lik som ved kartlegging av kartleggingsenheter.

Avgrensning av kartfigurer basert på variabler kan gjøres på ulike måter, avhengig av den romlige fordelingen til egenskapene variabelen beskriver. Tabellen under oppsummerer hva slags måleskalaer som finnes for variablene i NiN, og som kan benyttes for kartlegging av variabler eller egenskapskartlegging.

Tabell 9.1: Måleskalaer for kartlegging av variabler. Variablene er forskjellige, og ved kartlegging må man velge måleskalaen som skal benyttes.

Måle-skala	Forklaring	Forklaring og eksempel	Veiledning for kartlegging
A	Andelsvariabel	Kan brukes for egenskaper som fordeler seg $\pm$ jevnt i området, f.eks. dominansutforming av tresjiktet (SA-AD)	Egenskapsområdet avgrenses fra omgivelsene der variabelverdien endres, dersom kravet til minsteareal eller inngangsverdi er tilfredsstilt
B	Binær variabel (0 / 1)	(1) Kan brukes for egenskaper som opptrer som større, arealdekkende diskrete enheter, f.eks. landformer	Avgrenses langs grensa for landformen etc., slik den er definert i NiN
		(2) Kan brukes for egenskaper som ikke opptrer som diskrete enheter, f.eks. ved avvik fra et normaltrinn	Avgrenses langs yttergrensa for den avvikende delen av egenskapen, som ofte defineres gjennom inngangsverdier, f.eks. at den dominerer innenfor arealet som avgrenses
O	Ordnet faktorvariabel (O)	Kan brukes om egenskaper som kan deles inn i etterfølgende trinn, f.eks. kystlyngheias utviklingsfaser (AD-KU)	Brukes på samme måte som A-variabler ved kartlegging
T	Tetthetsvariabel	Kan brukes for egenskaper som fordeler seg $\pm$ ujevnt i området, f.eks. tettheten av liggende død ved (alle læger (NO-LT))	Egenskapsområdet avgrenses fra omgivelsene ved bruk av maksimalavstandsregelen, dersom kravene til minstearealet er oppfylt (se kartleggingsregler i kap. 15). Det vil si at avstanden mellom objektene ikke må overskride en grense, og at kartfiguren må være større enn et angitt minsteareal
K	Kontinuerlig variabel	Kontinuerlige variabler brukes ikke i NiNs variabelsystem som sådan. I NiN er de gjort om til ordnet faktorvariabel (O)	Som for andelsvariabler (A)

Mange variabler blir benyttet til egenskapskartlegging ved bruk av inngangsverdier. Det innebærer at en kartfigur skal utfigureres når og bare når f.eks. tettheten av objekter eller dekningsgraden av en egenskap overskrider en viss inngangsverdi.

Kapittel 10

Konsistens og feilkilder

Bakgrunn

Kompetansen og erfaringen med å lage gode naturtypekart varierer mellom ulike feltkartleggere og mellom ulike kartleggingsmiljøer (Cherrill & McClean 1999; Halvorsen mfl. 2011; Hearn mfl. 2011; Eriksen mfl. 2018; Ullerud mfl. 2018; Haga mfl. 2021; Naas mfl. 2023). Noen kartleggere har lang erfaring, relevant utdanning og erfaring fra mange landsdeler med variert natur. Andre er nybegynnere som kanskje aldri før har vært med på naturtypekartlegging. Tilsvarende vil, på institusjonsnivå, noen miljøer ha erfaring fra mange oppdrag og gode rutiner for kvalitetskontroll av de ulike fasene i en kartlegging av naturtyper, mens andre institusjoner er i startgropa, med liten rutine og erfaring.

Kartlegging er et håndverk som krever mye praktisk trening, og samtidig mye grunnleggende kunnskap om økologi, arter, metodikk og typesystem m.m.

Ett av de viktigste målene med denne kartleggingsveilederen er å få flest mulig kartleggere, uansett bakgrunn, erfaring og institusjonstilknytning, til å lage naturtypekart basert på NiN-systemet på så lik måte som mulig. Målsettingen er at parallell kartlegging av samme område, gjort av forskjellige kartleggere til samme tidspunkt, skal resultere i naturtypekart som er mest mulig like (Brocklehurst mfl. 2007; Hearn mfl. 2011; Cherrill 2016), og dermed observatør-uavhengige, robuste og mest mulig objektive etter gitte kriterier (Cherrill & McClean 1999). Dette handler om tillit til kartresultatene hos ulike brukergrupper, som åpenbart er viktig når det skal fattes beslutninger om forvaltning av arealer (Halvorsen & Bryn 2023). Ulike naturtypekart fra samme område er ikke tillitsvekkende. Men å oppnå helt like kart er i realiteten uoppnåelig (Bryn 2021), av minst to årsaker:

1. Det finnes ikke skarpe, entydige grenser mellom kartleggingsenhetene i naturen
2. Det å lage naturtypekart involverer både subjektive egenvurderinger og kartkulturer som bare delvis kan beskrives

Det vil derfor alltid gjenstå et element av skjønn på grunn av naturvariasjonens iboende mangedimensjonalitet og kontinuitet, fordi generalisering av naturvariasjon er vanskelig, og fordi det å lage kart er et håndverk definert innenfor en kultur.

Harmonisering og kalibrering

Det er ikke mulig å beskrive absolutt alle kartleggingsutfordringer i en veileder. Selv med en detaljert veileder og et veldokumentert typesystem vil det bli forskjeller mellom kartene som lages av ulike kartleggere (Hearn mfl. 2011; Ullerud mfl. 2018; Bryn 2021; Haga mfl. 2021; Naas mfl. 2023). Kartleggingsutfordringene handler derfor i stor grad om kultur. En utvikling i retning av målet om observatør-uavhengighet forutsetter kontinuerlig og langsiktig arbeid på tvers av kartleggingsmiljøer med:

- Harmonisering av kartleggingsløsninger og generalisering (avgrensning av kartfigurer, og for få eller for mange kartfigurer) mellom ulike kartleggere gjennom etablering av en felles kultur / standard

- Harmonisering av typeforståelse (bestemmelse av naturtype / kartleggingsenhet) mellom ulike kartleggere
- Harmonisering i bruk av variabler mellom ulike kartleggere, og kalibrering i mengdeangivelser ved bruk av variabler

Kartleggingskompetanse

Kartleggingskompetanse er ikke noe som eksisterer i et vakuum - den må utvikles gjennom systematisk opptrening og vedlikeholdes. I undersøkelsen av kartlegging etter NiN versjon 1.0 (Halvorsen mfl. 2011) pekte kartleggerne i etterkant på følgende faktorer som reduserte repeterbarheten i naturtypekartene:

- Tidspress under kartlegging i felt
- Gradvise overganger i naturen
- Manglende opplæring i NiN-systemet før feltarbeidet
- Manglende lister for skillearter mellom grunntyper
- Komplekse kartleggingsområder

I tillegg er det velkjent at bruk av ulikt materiale og forskjellige metoder resulterer i ulike kart (Küchler & Zonneveld 1988). Ved å standardisere materialet (f.eks. bruk av flyfoto) og metoden (f.eks. bruk av nettbrett), reduseres utfallsrommet for mange av de tradisjonelle feilkildene ved naturtype- eller vegetasjonskartlegging (Pancer-Koteja mfl. 2009). Årstiden som brukes til feltbasert kartlegging bør også standardiseres, i hvert fall begrenses til den «grønne» delen av året (med unntak for afotisk sone).

Krav til kartleggenes kompetanse

Det finnes per i dag ingen formaliserte krav til kompetanse for kartleggere av naturtyper i Norge. De potensielle konsekvensene kartlegging kan ha, f.eks. båndlegging av areal etter Naturmangfoldloven eller valg av trasé for store veiutbyggingsprosjekter, fordrer likevel at det kartlegges med høy kvalitet. Kartene danner mye av grunnlaget for viktige beslutninger i samfunnet, og da bør beslutningsgrunnlaget være til å stole på (Halvorsen & Bryn 2023). Relevant utdanning, regelmessig kursing og kartlegging, samt krav til teoretisk og praktisk kompetanse hos kartleggerne, vil bidra til å sikre kvalitet i kartleggingen. For feltbasert kartlegging av naturtyper bør det fokuseres spesielt på følgende kompetanseområder:

- Normer og tradisjoner for feltbasert kartlegging
- Norske naturtyper og økosystemers økologi
- Artskunnskap som er relevant for de økosystemene som skal kartlegges, særlig karplanter, moser, sopp, lav, kransalger, tang, tare, sjøgress og relevante dyregrupper (f.eks. bunndyr i ferskvann og på havbunnen)
- Miljøvariasjon og økologiske strukturerende prosesser
- Kart, flyfoto, GIS og 3D flyfototolkning
- Geografisk variasjon i naturegenskaper
- Teknisk feltutstyr og applikasjoner

Kompetanse i kartleggingsmiljøene fordrer også utvikling og tilrettelegging av veiledningsmateriale. Det er blant annet meldt inn behov om regionale artslister. Mange ønsker seg også større artslister i veilederne, slik at det blir lettere å identifisere kartleggingsenheter.

Kompetansemiljøer for kartlegging

Kulturen i miljøet kartleggeren tilhører er en viktig årsak til at ulike kartleggere leverer ulike naturtypekart. Kartleggere som er en del av et aktivt kartleggingsmiljø med sterkt fokus på kompetanse, kvalitet og gode rutiner, vil nyte godt av systematisk opplæring og kompetanseoppbygging og løpende utveksling av erfaringer, blant annet med mer erfarne kartleggere. Slike miljøer gir også kolleger muligheter til å diskutere vanskelige tilfeller, samt muligheter for løpende korrigering av uvaner. Det bør legges til rette for dannelse og opprettholdelse av stabile kompetansemiljøer for kartlegging. Samtidig må det også sikres harmonisering og kalibrering på tvers av ulike kompetansemiljøer.

Ønsket om kvalitet og observatør-uavhengighet i kartleggingen av naturtyper etter NiN, forutsetter langsiktig oppbygging av stabile kompetansemiljøer.

Opplæring av nye feltkartleggere

Praktisk erfaring fra kartlegging er spesielt viktig for nye kartleggere. Erfaringsmessig trengs det fra 2 til 5 feltsesonger, eller erfaring fra feltarbeid med fokus på kartlegging i størrelsesorden 6–15 må-nedsverk etter fullført mastergrad i et relevant fag, før en kartlegger kan regnes som fullt ut operativ (Yngve Rekdal pers. medd.; Terje Blindheim pers. medd.). Ved sammenlikning av kartkonsistens mellom flere kartleggere, blir forskjellene mellom kartleggerne større jo flere typer et system har (Stevens mfl. 2004; Ullerud mfl. 2018). Studiet til Ullerud mfl. (2018) viser også at det ved kartlegging basert på samme typesystem blir bedre kartkonsistens (overenstemmelse) dersom grovere klasser / høyere nivåer i typehierarkiet benyttes som kartleggingsenheter. Dette tilsier at behovet for opplæring er større ved kartlegging etter NiN, som er et omfattende type- og variabelsystem.

Ved opplæring av nye kartleggere anser vi følgende som spesielt viktig⁶:

At grunnleggende kompetansekrav innenfor økologi, geografi og taksonomi er oppfylt

- At det settes av nok tid og ressurser til grundig opplæring
- At utfordringene i felt er tilpasset hver enkelt kartlegger sitt erfaringsgrunnlag. I begynnelsen bør ferske kartleggere få øve seg i enkle, relativt homogene områder med lett identifiserbare naturtyper
- At det legges like mye vekt på (og avsettes nok tid til) å lære ferske kartleggere gode rutiner for avgrensing og utfigurering av kartfigurer, som på artskunnskap og naturtypebestemmelse
- At det settes av tilstrekkelig med tid til å opparbeide kunnskap om type- og variabelsystemet, samt å sette seg grundig inn i kartleggingsveileder og instruks, før feltarbeidet starter
- At nye kartleggere lærer seg å kjenne utstyret godt før de sendes ut i felt
- At nye kartleggere umiddelbart harmoniseres med tradisjonene for kartlegging, samt kalibreres i bruken av variabelverdier
- At opplæringen inkluderer flere økosystemer og regioner
- At opplæringen inkluderer kartlegging fra båt og med diverse utstyr til bruk i sjø og vann, ved kartlegging av limniske og marine økosystemer

Det er ikke bare nye kartleggere som trenger opplæring. Gamle vaner kan være vonde å vende, og når nye type- og variabelsystemer, og ny kartleggingsveileder skal tas i bruk, trenger også erfarne kart-

⁶ Dette er basert på erfaringene til Yngve Rekdal (NIBIO) og Terje Blindheim (Biofokus), studiene til Eriksen mfl. (2018), Haga mfl. (2021), Naas mfl. (2023), samt egne erfaringer.

leggere å heve og videreutvikle sin kompetanse, samt tid til å sette seg inn i ny dokumentasjon. Likevel tyder nye studier på at erfaring bidrar til høyere konsistens (Naas mfl. 2023), også når nye systemer for kartlegging introduseres (Eriksen mfl. 2018).

Typiske utfordringer ved arealdekkende kartlegging

Å få ulike feltkartleggere til å avgrense mange kartfigurer i et sømløst naturtypekart på samme måte, er en velkjent og stor utfordring (se f.eks. ERIC 1987; Stevens mfl. 2004; Hearn mfl. 2011; Ullerud mfl. 2018). Det er særlig seks utfordringer som går igjen i faglitteraturen (kategorier og beskrivelser fra Bryn 2021):

1. Avvik i bestemmelse av kartleggingsenheter
2. Avvik i bestemmelse av egenskap
3. Avvik i avgrensing av kartfigurer
4. Avvik i generalisering til valgt målestokk
 - a. for få og / eller for store kartfigurer
 - b. for mange og / eller for små kartfigurer
5. Avvik i målinger / tellinger av variabler
6. Avvik i bruk av mosaikk eller sammensatte kartfigurer

Avvik i bestemmelse av kartleggingsenheter (1) er vanlig forekommende (se f.eks. Eriksen mfl. 2018; Haga mfl. 2021; Hearn mfl. 2011; Stevens mfl. 2004). Avvikene er i stor grad avhengig av hvilket økosystem typene forekommer i, samt hvor mange typer fra systemet det kan velges mellom (systemkompleksitet). Flere typer å velge mellom gir flere avvik, men avvikene er ikke nødvendigvis økologisk sett særlig store. Det kan derfor være nyttig å ikke bare vurdere avvik som sådan, men også hvor store avvikene er i økologisk forstand (Eriksen mfl. 2018; Naas mfl. 2023). Likevel kan små avvik i økologisk forstand få stor innvirkning på forvaltningen av arealer, f.eks. dersom grensene for verdisetting av natur ligger i overgangen mellom typer der avvikene i kartlegging er frekvente.

Avvik i bestemmelse av egenskaper (2) er mindre relevant for de systemene som har definert obligatoriske variabler for kartlegging i sin instruks, og der bruken av disse knyttes til kartfigurer definert av naturtypen. Det er imidlertid relevant for systemer med inflasjon av variabler, og hvor valget av variabler kan gjøres av hver enkelt kartlegger. Dette vil gjelde spesielt dersom variablene er dårlig beskrevet, eller i de tilfellene hvor flere variabler beskriver varianter av den samme egenskapen. I egenskapskartlegging, hvor kartfigurer definert av ulike egenskaper kan overlappe romlig, kan slike feilkilder fjernes i etterkant. Men manglende registrering av riktige variabler i slike kart, vil selvsagt fortsatt mangle.

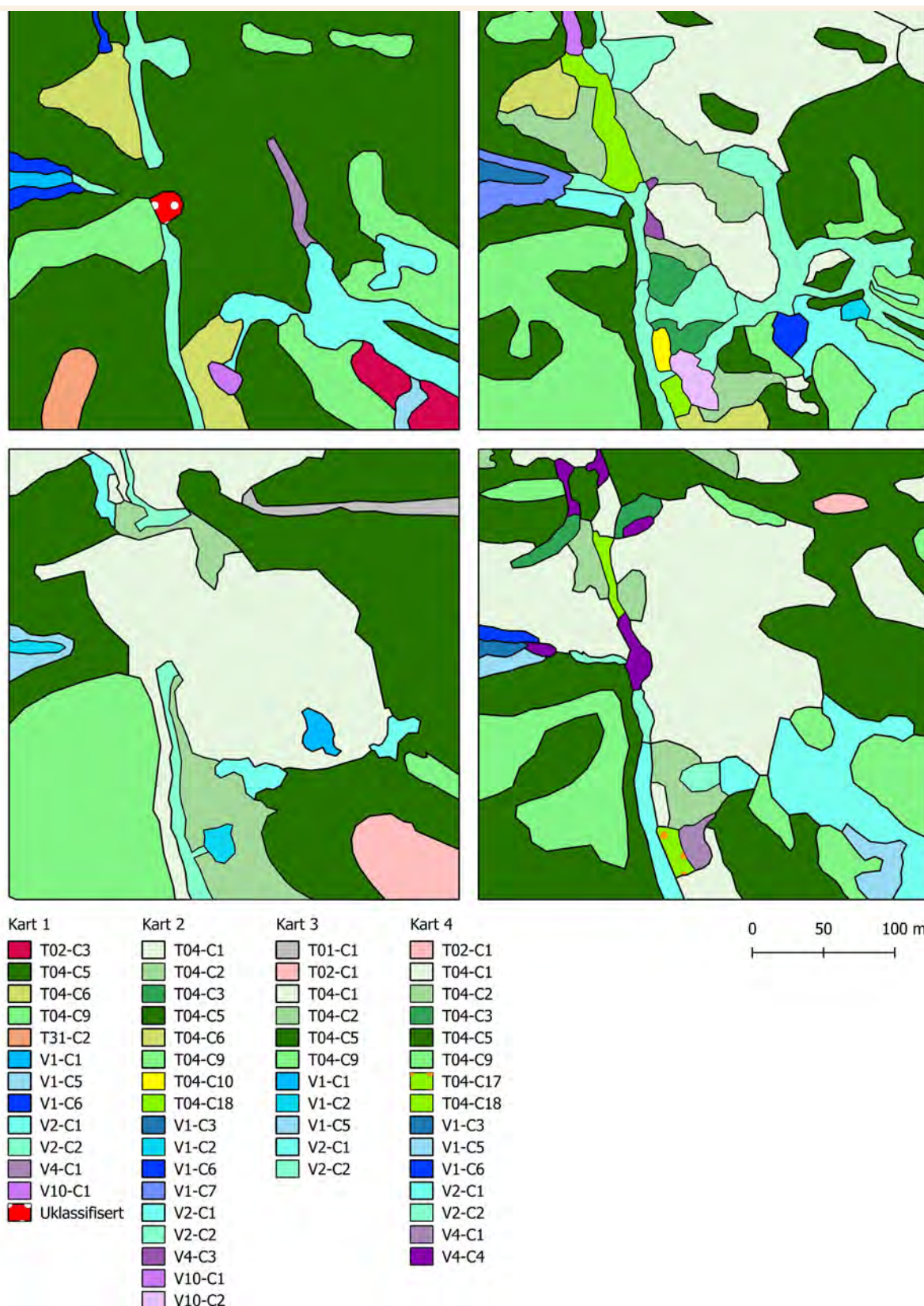
Avvik i avgrensing av kartfigurer (3) er trolig vanlig forekommende (se Haga mfl. 2021), men har fått langt mindre forskningsfokus enn avvik i bestemmelse av kartleggingsenhet. Studiet til Haga mfl. (2021) tyder på at avviket i utfigurering kan være like stort som avviket i typebestemmelse. Dette avviket vil også variere mellom ulike økosystemer, og kan trolig bli sterkt påvirket av erfaringer med bruk av flybilder (se f.eks. Ihse 2007; Ullerud mfl. 2020), erfaring med kartlegging generelt og arealdekkende kartlegging spesielt, og ikke minst tidspress – fordi det kan begrense mulighetene for å oppsøke flere av figurgrensene og mer av arealet i felt. Dette avviket vil være like relevant for egenskapskartlegging som for naturtypekartlegging. Men avvik i avgrensing basert på variabler er knapt nok undersøkt mht. bruken av NiN. MiS-NiN er imidlertid basert på inngangsverdier for ulike variabler, og studier av MiS-NiN kan derfor brukes som indikator på potensielle effekter mht. avvik mellom ulike kartleggere. Studier fra av Gjerde & Sætersdal (2015) og Broughton (2022) antyder at kartlegging av variabler kan gi både store og små avvik i utfigurering – avhengig av hvilken variabel som benyttes.

Hvordan variablene er satt opp i NiN (f.eks. om de definerte egenskapene er lette å observere eller ikke, eller om de er synlige fra flyfoto) og/eller hvordan de skal benyttes i felt (f.eks. valg av inngangsverdi) vil trolig ha stor betydning for avvik mellom ulike kartleggere (se f.eks. diskusjon i Haga mfl. 2021).

Avvik i generalisering (4) til valgt målestokk (antall figurer) er trolig vanlig forekommende, og skyldes ulik skala-tilpassing av kartene (se f.eks. Møisja mfl. 2018; Ullerud mfl. 2018; skala-tilpassing brukes synonymt med generalisering). Som oftest vil dette si at noen kartlegger for grovt i forhold til det definerte minstearealet for kartfigurer (omission errors; dvs. at naturtypekartfigurer som skulle vært inntegnet i den gitte målestokken mangler i kartet), men det er også eksempler på for detaljert kartlegging (commission errors; dvs. at naturtypekartfigurer som ikke skulle vært inntegnet i den gitte målestokken likevel er inkludert i kartet). Selv om det ikke er undersøkt, er det sannsynlig at avviket i antall kartfigurer er skjevfordelt, det vil si at enkelte typer som får mye oppmerksomhet kartfestes med høyere oppløsning enn typer som får mindre oppmerksomhet. Avvik i generalisering er antakelig større ved detaljert kartlegging (f.eks. 1:5 000) sammenliknet med grovere kartlegging (1:20 000). Antakelig henger dette sammen med det definerte minstearealet, hvor mindre minsteareal vil gi større avvik i generalisering.

Avvik i mengdeangivelser (målinger / tellinger) ved bruk av variabler (5) er velkjent, for eksempel ved angivelse av treslags sammensetning og kronedekning i skog. I Landsskogtakseringen ved NIBIO samles derfor alt feltpersonell hvert år for en ukes gjennomgang og kalibrering. I tillegg reiser feltansvarlig rundt i løpet av feltsesongen for å følge opp feltarbeidet. Så vidt oss bekjent, er det ikke gjennomført vitenskapelige studier på avvik i mengdeangivelse for variabler med NiN (med unntak av de som er kopiert fra for eksempel Landsskogtakseringen eller MiS, og dermed er benyttet og publisert i andre sammenhenger). Avvik i mengdeangivelser ved bruk av variabler etter NiN vil trolig kunne variere mye under dagens bruk av NiN-systemet.

Avvik i bruk av mosaikk og/eller sammensatte kartfigurer (6) er svært dårlig dokumentert. En studie med bruk av NiN versjon 1 (Halvorsen mfl. 2011) viser at 43 % av arealene ble kartlagt med mosaikk (29 % av figurene). Basert på denne studien, vil det være svært sannsynlig at avvik i bruken av mosaikk og/eller sammensatte kartfigurer er betydelig, når dette tillates i kartlegging. Bruken av mosaikk og / eller sammensatte kartfigurer er imidlertid forsøksvis strammet inn for NiN versjon 2 og 3 (Bryn & Ullerud 2018; Bryn mfl. 2020). Sammen slåing av grunntyper til kartleggingsenheter og strengere kartleggingsregler for bruk av mosaikk / sammensatte kartfigurer er de viktigste virkemidlene. Forhåpentligvis har dette ført til redusert bruk av mosaikk og/eller sammensatte kartfigurer, men dette er ikke undersøkt systematisk. Avvikene vil trolig påvirkes av landskapets heterogenitet, og variere mye mellom ulike økosystemer og mellom ulike skalaer. Mengdeangivelsene av typer og variabler i mosaikk og/eller sammensatte kartfigurer vil trolig avvike mye mellom ulike kartleggere.



Figur 10.1: Fire (av 10) NiN-naturtypekart (M 1:5 000) for ett og samme skogdominert område i Ringsaker (Hedmark). Kartleggerne var åpenbart ikke godt nok harmonisert, verken med hensyn til bestemmelse av typer, kartfigurering eller generalisering. Upubliserte resultater av en undersøkelse organisert av Haga, Ullerud og Bryn. Kartframstilling: Anne-Barbi Nilsen, 2018.

Avvikene vil åpenbart kunne reduseres med opplæring, erfaring, harmonisering, kalibrering, bedre veiledningsmateriell og andre tiltak. Uten at dette kan dokumenteres, må vi anta at det vil være lettere å redusere avvik i bestemmelse av typer eller egenskaper, enn avvik i avgrensing og generalisering gjennom de tiltakene som er nevnt ovenfor. Når nye systemer innføres, vil ingen kartleggere egentlig kjenne typene, men flyfotoene kan likevel avhjelpe figureringsutfordringer ved tydelige kontraster i farger, struktur, tekstur og liknende. Med opplæring, erfaring m.m. vil kartleggerne bli bedre kjent med typene, mens det vil ta lang tid og kreve mange harmoniseringsøvelser å etablere en stabil kultur for avgrensing og generalisering.

Tiltak for å øke kvaliteten i naturtypekart

Følgende tiltak bør iverksettes for å øke kvaliteten i naturtypekartene:

- Det bør legges til rette for at kartleggere kan bygge opp kompetanse over tid
- Det bør utvikles en stabil kultur for NiN-basert naturtypekartlegging
- Systematisk opplæring av nye kartleggere bør styrkes
- Faste årlige fagsamlinger med fokus på harmonisering av kartfigurering, for alle som driver NiN-kartlegging
- Kartleggingsenhetene bør være så stabile som mulig over mange år
- Kartleggingsdesign, materiale, metode, og kartleggingsveileder bør være så stabile som mulig
- Kartleggeres erfaringer og utfordringer bør samles systematisk og deles med alle relevante miljøer
- Kompetansen på 3D-flyfototolkning for bruk i forarbeid bør heves betraktelig
- Etterkontroll av naturfaglig kartkvalitet bør innføres som fast del av alle større oppdrag / kartserier

I påvente av at det etableres én felles kartleggingskultur, bør alle kartleggere harmonisere seg mot en eller noen svært få, godt samkjørte, kartleggere. Dette vil begrense utviklingen av subkulturer innenfor en og samme kartserie, samt gjøre hver kartserie mer observatør-uavhengig og etterrettelig. Disse samkjørte kartleggerne bør ha kartlegging av naturtyper som fast oppgave (over flere år), de bør arrangere harmoniseringssamlinger i felt og gjennomføre feltbesøk, sitte tett på kvalitetskontrollen, ha gjennomslag for endringer i system og veileder, og bidra tett i opplæringen av nye kartleggere.

Vanskelige overganger mellom terrestriske, limniske og marine systemer

Det kan lett oppstå inkonsistens mellom kartleggere som har fokus på ulike hovedtypegrupper innen natursystemet. Grensedragning i overgangssoner mellom terrestriske, limniske og marine økosystemer kan derfor være utfordrende. Eksempler på særlig utfordrende overganger mellom natursystemer fra ulike hovedtypegrupper er:

- I flommarksområder og langs vassdrag / vann: terrestriske marksystemer og limniske bunnsystemer
- I brakkvannsområder: limniske og marine bunnsystemer og vannmasser
- I strandsonen: marine bunnsystemer og terrestriske marksystemer
- I høyfjellsområder eller arktiske strøk: terrestriske systemer og snø- og issystemer

Foreløpig mangler det erfaringsgrunnlag med slike utfordringer fra bruk av NiN versjon 3, men det er kommet tilbakemeldinger om at særlig flommarker og brakkvannsområder er utfordrende å skille fra hverandre under kartlegging. Inntil det er gjort spesifikke undersøkelser av omfanget med disse utfordringene, avventes videre veiledning og råd.

Kapittel 11

Framdrift ved feltarbeid

Både terrestrisk, limnisk og marin kartlegging av naturtyper krever stort sett en eller annen form for feltarbeid. Ved terrestrisk kartlegging bestemmes og avgrenses naturtyper direkte i felt. Ved limnisk kartlegging avgrenses noen naturtyper i felt, men i tillegg tas vannprøver med til laboratoriet for kjemiske analyser, slik at enkelte kartleggingsenheter kan bestemmes i ettertid. Ved marin kartlegging kan noen av kartleggingsenhetene identifiseres og avgrenses direkte i felt (f.eks. i fjæresonen), mens resten av feltarbeidet foregår ved prøvetaking fra båt (vannprøver, sedimentgrabber, identifisering fra undervannskamera, dykking, m.m.). Alt slikt feltarbeid er kostbart, men helt nødvendig for å kunne framstille naturtypekart med tilfredsstillende kvalitet.

Det finnes svært lite erfaringsgrunnlag for å beskrive forventet framdrift ved kartlegging av limniske og marine naturtyper basert på NiN. Men mye av det som er beskrevet for terrestrisk kartlegging, vil imidlertid også gjelde for limniske systemer. Erfaringen fra prøvekartlegging er at for elver og mindre innsjøer er framdriften noe bedre enn for de terrestriske systemene. Erfaring med kartlegging av store og dype elver og innsjøer er imidlertid mangelfulle. For limnisk kartlegging må langt flere prosjekter gjennomføres før det er mulig å kunne si noe sikkert om forventet framdrift ved kartlegging. For marin kartlegging er det vanskelig å definere framdriftsnormer, i og med at begrenset sikt gjør at heldekkende kartlegging sjelden gjennomføres i praksis. Framdriften vil heller defineres av hvor mye treningsdata og / eller verifiseringsdata som må samles for modellering, validering eller fjernmåling.

Norm for framdrift i felt (kartlagt areal per tidsenhet)

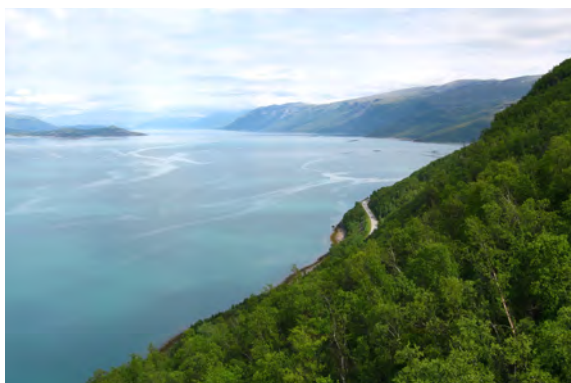
I alle oppdragsbaserte kartleggingsprosjekter er det forventninger om framdrift i feltarbeid. Økonomien setter rammer for all kartlegging. Kravet til at feltarbeidet har en viss framdrift, bestemmer i stor grad hvor gode naturtypekartene blir (Archaux mfl. 2006). På samme måte som ved feltregistrering av arter (Scott & Hallam 2002), må vi anta at framdriftskravet påvirker kartleggenes evne og vilje til å:

- Finne og lokalisere sjeldne kartleggingsenheter
- Gjøre rett bestemmelse av kartleggingsenhetene
- Avgrense de enkelte kartleggingsenhetene rett
- Gjengi landskapets struktur, inkludert økologiske sammenhenger, på en god måte
- Avgrense sammensatte kartfigurer og mosaikker på en konsistent måte og i tråd med retningslinjene for kartserien / oppdraget
- Registrere variabler på en konsistent måte og i tråd med kravene i kartleggingsveilederen
- Gjøre andre tilleggsregistreringer, f.eks. registrering av rødlista arter

Kort oppsummert kan vi si at kravet til framdrift i kartleggingen i stor grad bestemmer kvaliteten på de resulterende naturtypekartene. Jo større krav til framdrift, det vil si jo større areal som skal kartlegges per tidsenhet, desto lavere blir kartkvaliteten. Alternativet er å kartlegge etter grovere målestokk, med færre kartleggingsenheter og større minsteareal. Da vil framdriftskravet likevel kunne holdes med tilfredsstillende kvalitet, men mindre variasjon vil fanges opp i kartet. Oppdragsgiver bør med andre ord foreta en avveining mellom finansieringsmulighetene (som regulerer framdriften og kvaliteten), størrelsen på det arealet som det er behov for å kartlegge, samt tematisk og kartografisk oppløsning (økologisk og geografisk presisjon).

Framdriften vil imidlertid også påvirkes sterkt av områdenes egenskaper. Noen områder har stor naturtypevariasjon og gjerne også en svært variert og utfordrende topografi, mens andre områder har en mer homogen naturtypevariasjon og rolig topografi. Eksempler på egenskaper som gjør områder krevende å kartlegge, slik at framdriften (kartlagt areal per tidsenhet) kan bli lav, kan være:

- Plassering langt fra vei eller langt til havs, slik at mye tid går bort til transport
- Dype havområder som er vanskelig tilgjengelige og der mye tid går med til å få kartleggingsutstyr ned og opp fra bunnen
- Småkupert kultur- og skoglandskap med kompleks naturtypevariasjon
- Områder med uforutsigbar og hyppig veksling i berggrunnsforhold
- Bratte bergvegger i sjø eller lange bratte, skogdekte lisider med ur, stup og spredt kildevannspåvirkning
- Oppstykkete bølge- og vindeksponerte øylandskap
- Områder med diffuse overganger mellom kartleggingsenheter
- Områder som er delt opp av fysiske barrierer, som for eksempel innsjøer og elver ved terrestrisk kartlegging eller mange øyer og grunner ved kartlegging i sjø
- Flate og store myrområder med mye blauthøl, eller med digre tuer og høyt kjerr
- Flate skogområder med uforutsigbar veksling mellom skogtyper
- Områder med dårlige flyfoto eller utdaterte flyfoto



Figur 11.1: Bratt og heterogent kartleggingsareal der framdriften blir lav. Fra Storfjord i Troms. Foto: Anders Bryn, 2008.



Figur 11.2: Lett og homogent kartleggingsareal der framdriften blir høy. Fra Reisadalen i Troms. Foto: Anders Bryn, 2008.

Det er ikke tradisjon for, og finnes lite erfaringsgrunnlag for å fastsette generelle normer for framdrift ved kartlegging av naturtyper i Norge. For kartlegging basert på NiN (3.0) mangler det representative erfaringstall, men følgende prosjekter gir en pekepinn på hva som kan forventes:

- For analog vegetasjonskartlegging i 3D, for målestokkområdet 1:20 000 – 1:50 000, er det en framdriftsnorm i felt på omkring 3 km² per dagsverk⁷ i skog og 4-5 km² per dagsverk i fjellet (Rekdal & Bryn 2010). I vanskelige områder kan framdriften halveres, mens det i lette områder går raskere.
- For detaljert analog vegetasjonskartlegging i 3D etter Fremstad (1997) i målestokkområdet 1:10 000 – 1:15 000 har daglig framdrift hos NIBIO vært mellom 0,5 km² og 1 km² (Rekdal & Bryn 2010).

⁷ Ett dagsverk (dv) regnes som omkring 10 timer i felt, fra start om morgenen ved hytta / teltet til hjemkomst om kvelden.

- I prøveprosjektet til Halvorsen mfl. (2011) med kartlegging etter NiN versjon 1.0 i 2D og analogt, ble normen for framdrift i felt satt til omkring 0,2 km² per dag, men da kom kjøring til flatene i tillegg.
- Normen for framdrift ved vegetasjonskartlegging i målestokken 1:5 000 etter det britiske NVC-systemet (Rodwell 2006) er satt til ca. 0,4 km² per dagsverk (Hearn mfl. 2011).
- Fra basiskartlegging i 2020 etter NiN i målestokken 1:5 000 for Miljødirektoratet, viser foreløpige tall fra Dokkadeltaet Nasj. Våtmarkssenter en framdrift fra 0,1 til 0,4 km² per dag, men med stor variasjon (Espen S. Værland pers. medd.).
- Kartlegginger av NHM etter NiN, i Hedmark, Finnmark og Hordaland, indikerer at 0,2 km² per dagsverk er mulig i målestokk 1:5 000, men at det kan være vanskelig i oppstarten av nye prosjekter (Haga mfl. 2021; Naas mfl. 2023).
- Kartlegginger av NHM etter NiN, i Finnmark og Hordaland, indikerer at 1 km² per dagsverk er helt greit i målestokk 1:20 000, men at mye avhenger av terrengkompleksitet og hvor gode flyfotoene er (Naas mfl. 2023).

Basert på erfaringer fra prosjektene nevnt ovenfor, og erfaringer fra kartleggingsprosjekter ved NHM, er framdriftsnormen for terrestrisk og limnisk NiN-kartlegging i målestokk 1:5 000 etter denne veilederen estimert til 0,2 km² per dagsverk. Ved kartlegging i målestokker 1:20 000 er framdriftsnormen estimert til 1,0 km² per dagsverk. Disse estimatene gjelder for kartlegging i samme innsjø eller elvestrekning. Hvis kartleggingen omfatter flere lokaliteter, vil forflytningen mellom lokalitetene medføre at framdriften blir redusert. Dette bør oppfattes som en gjennomsnittsverdi for alt areal som skal kartlegges. Det finnes per i dag ikke erfaringsgrunnlag til å estimere framdrift ved kartlegging i målestokk 1:50 000.

Det er særlig fem viktige faktorer, definert av oppdragsgiveren (gjennom en instruks), som bestemmer framdriften på feltarbeidet:

1. Målestokken som velges for kartlegging
2. Kartleggingsdesignet som velges for prosjektet eller kartserien:
 - a. Utvalg av typer gir høyere framdrift (i kartlagt areal per tidsenhet) sammenliknet med arealdekkende kartlegging
 - b. Utvalg av mange mindre arealer gir lavere framdrift (mer tid går bort til transport) sammenliknet med færre og større arealer
3. Den totale mengden informasjon som skal registreres i hver kartfigur:
 - a. antallet variabler
 - b. mengden av kvalitative beskrivelser som bestilles
4. Hvordan variabler skal benyttes i kartserien / prosjektet, f.eks.:
 - a. Hvilke variabler som skal føre til avgrensing av nye polygoner
 - b. Hva slags variabeltyper som skal registreres (tellevariabler er tidkrevende)
5. Mengden tilleggsregistreringer utover det som er definert av NiN: f.eks.:
 - a. om rødlistede arter eller kulturminner også skal registreres
 - b. om forvaltningsområder, buffersoner etc. også skal avgrenses

I forbindelse med framdrift, men også med tanke på kvalitet, har mange erfarne kartleggere pekt på faren ved å etablere kartleggingsprosjekter med altfor omfattende og kompliserte oppsett. Den kognitive kapasiteten er begrenset, og det er grenser for hvor mange temaer en kartlegger kan klare å holde i fokus (Gaarder & Wangen 2019).

Framdriftsnormen definert i km² per dagsverk for en erfaren kartlegger baseres på at bare et begrenset utvalg av variabler blir registrert, og at det bare registreres der det er relevant. Dersom ytterligere variabler skal registreres, bør framdriftsnormen senkes tilsvarende. Prosjektledere bør ha betydelig lavere forventninger til framdrift hos kartleggere som er under opplæring.

Kapittel 12

Mosaikker og sammensatte kartfigurer

Bakgrunn

Det er lang tradisjon innen kartlegging at man har tillatt å kunne definere flere typer innen en og samme kartfigur (Küchler & Zonneveld 1988; Pedrotti 2013), dersom flere krav er tilfredsstilt. Normalt har man skilt slike kartfigurer i to ulike typer og gitt dem litt ulike navn. Terminologien er imidlertid brukt på svært ulike måter, og er uavklart både nasjonalt og internasjonalt:

1. **Mosaikk-kartfigurer (mosaics):** kartfigurer hvor flere kartleggingsenheter veksler mer eller mindre regelmessig på en fin skala, enten systematisk eller usystematisk. Hver kartleggingsenhet har da typisk en maksimalutstrekning som er mye mindre enn minstearealet for kartlegging etter den valgte målestokken. Mosaikk brukes når det ikke er mulig å separere kartleggingsenheter fra hverandre romlig innen den valgte målestokken
2. **Sammensatte kartfigurer (complex⁸):** kartfigurer hvor flere kartleggingsenheter opptrer i samme kartfigur, men ikke veksler regelmessig på en fin skala, men hvor hver lokalitet er mindre enn minstearealet for utfigurering. Sammensatte kartfigurer brukes når de sammenhengende arealene av hver kartleggingsenhet er for små til å utfigureres som egne kartfigurer innen den valgte målestokken



Figur 12.1: Kartleggingsområde i lyngskog dominert av furu. Det er helt vanlig med innslag av nakent berg på kollene i slik skog. Områdene med nakent berg inngår som sammensatte elementer i en kartfigur av skogsmark, dersom de utgjør mer enn 20% av arealet i figuren. Fra Østmarka i Oslo. Foto: Anders Bryn, 2023.



Figur 12.2: Kartleggingsområde med veksling mellom grunne småvann (nedsmelta palser) og mykmatte i et myrkompleks. Slik veksling kan figureres som mosaikk i målestokken 1:20 000, mens for målestokken 1:5 000 kan dette utfigureres som mange mindre kartfigurer. Fra Nordreisa i Troms. Foto: Anders Bryn, 2008.

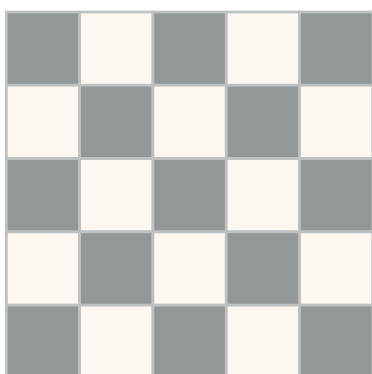
Det er et generelt mål at bruken av både mosaikk- og sammensatte kartfigurer reduseres til et minimum. Grunnen er at de ikke beskriver hvor de ulike naturtypene finnes innenfor kartfiguren. Dette reduserer naturtypekartets anvendbarhet for vurdering av forvaltningstiltak (Bryn mfl. 2010). Arealstatistikken kan hentes ut dersom man registrerer arealandelen hver kartleggingsenhet har innen mosaikk- og sammensatte kartfigurer, men slike beregninger blir neppe gode når kartfigurene

⁸ Sammensatte kartfigurer er ikke det samme som et naturkompleks. Det er ikke lagd regler for kartlegging av naturkomplekser fordi disse bør avledes fra naturtypekart - ikke kartlegges direkte.

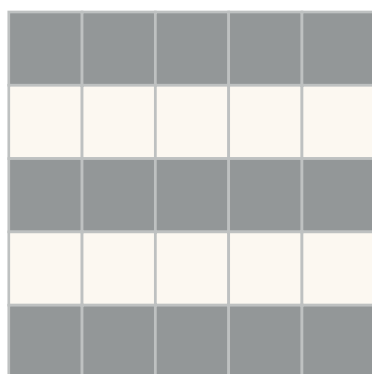
er store. Mosaikk- og sammensatte kartfigurer gir også et dårlig utgangspunkt som treningsdata for satellittbasert kartlegging og utbredelsesmodellering (Simensen mfl. 2020).

Ved kartlegging av naturvariasjon etter NiN (3.0) bør utfordringene håndteres slik:

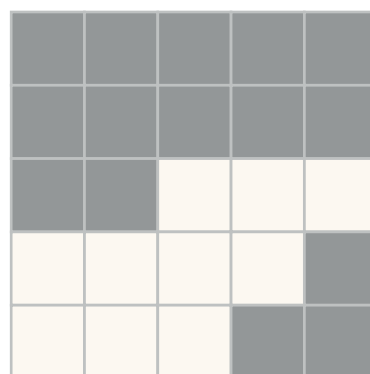
1. **Mosaikk-kartfigur (ekte mosaikk):** Dersom 2 eller flere kartleggingsenheter forekommer i en mosaikk-preget småstruktur (minst 10 vekslinger) som ikke kan avgrenses romlig på grunn av kravet til minsteareal – så kan det lages en mosaikk-kartfigur
2. **Sammensatt kartfigur:** Dersom det innenfor en kartfigur finnes arealer av kartleggingsenheter som ikke forekommer i mosaikk-preget struktur, men hvor enhetenes areal er mindre enn minstearealet for utfigurering av egen kartfigur – så kan det utfigureres en sammensatt kartfigur



Figur 12.3: Mosaikkpreget struktur bestående av 2 naturtyper (grå og hvit), som opptrer vekselvis innen den avgrensede mosaikk-kartfiguren. Et typisk eksempel er den konstante fin-skala-vekslingen mellom fattige tuer og rike flarker i en myrmosaikk.



Figur 12.4: Mosaikkpreget struktur bestående av 2 naturtyper (grå og hvit), som opptrer vekselvis innen den avgrensede kartfiguren. Typisk eksempler er gjentatte strenger i hellende myrterreng eller rader med rabber i fjellterreng med spylerenner.



Figur 12.5: Fordeling av to naturtyper (grå og hvit), som opptrer innen hver sin del av en polygon som er avgrenset mot andre naturtyper. Et typisk eksempel er en liten kolletope med nakent berg i en større kartfigur bestående av furudominert lyngskog.

I enhver kartfigur som lages, vil det finnes småarealer med kartleggingsenheter som er annerledes enn den som defineres for kartfiguren. For å unngå å bruke tid på avvikende småarealer i kartfigurene, er det satt en generell grense for når mosaikkfigur eller sammensatt figur skal brukes. Den eller de avvikende kartleggingsenhetene som skal inn som mosaikk eller sammensatt må hver dekke minst 20 % av arealet i kartfiguren. I hver kartfigur anbefaler vi en øvre grense på 3 kartleggingsenheter, enten de er mosaikk- eller sammensatte. Mulighetsrommet, med 10 % dekningsintervaller (over inngangsverdien på 20 % dekning), blir da som angitt i tabellen under.

Tabell 12.1: Dersom du har en kartleggingsenhet i kartfiguren (kolonne 1), så blir dekningen av den kartleggingsenheten 100 %. Dersom du har to kartleggingsenheter i kartfiguren (kolonne 2), så er det 4 utfallsrom for dekningsprosentene. Tilsvarende, men med andre verdier, dersom det er tre kartleggingsenheter i kartfiguren (kolonne 3). Den kartleggingsenheten med størst dekning skal alltid føres opp som første enhet i kartfiguren. Tall i prosent.

1 enhet i kartfigur:	2 enheter i kartfigur:	3 enheter i kartfigur:
100	80 / 20	60 / 20 / 20
	70 / 30	50 / 30 / 20
	60 / 40	40 / 30 / 30
	50 / 50	40 / 40 / 30

Kapittel 13

Kartframstilling og metadata

Kart er en av de mest effektive metodene for å kommunisere og visualisere geografisk informasjon (Nilsen 2008). Vår evne til å syntetisere og trekke ut viktig informasjon fra kart er imidlertid avhengig blant annet av hvordan kartet presenteres (Krygier & Wood 2011). Enhver nasjonal kartserie har derfor behov for en kartografisk standard som alle kartprodusentene eller webapplikasjoner kan benytte.

Kartpresentasjon

Selv om digitale naturtypekart kan gjøres tilgjengelige på mobile enheter, vil det fortsatt være behov for kartutskrifter, for eksempel til befaringer i felt og annen praktisk bruk. Det publiseres også mange naturtypekart i artikler, rapporter og andre publikasjoner. Alle slike kartutskrifter bør ha:

- Tegnforklaring
- Farger og koder på kartfigurer i kartet
- Referansegrid for koordinater
- Målestokk (skala-tommestokk og skalatall)
- Nordpil og høydekoter
- Bakgrunnskart med vann, elver, veier og annen infrastruktur (fra f.eks. N50), samt de viktigste stedsnavnene og navn på markerte topper og dalganger
- Lokaliseringskart som setter det kartlagte området inn i en større geografisk sammenheng
- Informasjon om oppdragsgiver, oppdragstaker og året det ble kartlagt
- Kartografisk standard

Det er viktig å etablere en kartografisk standard som er gjennomgående, og som gjør at alle NiN-baserte naturtypekart har lik kartografi. Dersom f.eks. blåbærskog er grønn i ett kart (eller webapplikasjon) og rød i et annet kart, blir det vanskelig for brukerne å tolke resultatene. Sentrale elementer i en kartografisk standard er gitt i tabellen under.

Tabell 13.1: Sentrale elementer i en kartografisk standard.

Tegnforklaring	Tegnforklaring som redegjør for forkortelser, begrepsbruk, rekkefølgen av elementer i tegnforklaringen, kodebruk m.m.
Målestokk	Angivelse av hvilken NiN-målestokk som er brukt, og dermed hvilke kartleggingsenheter og regler som ble benyttet under kartlegging
Fargestandarder for kartfigurer	Egne fargestandarder for hver målestokk, knyttet til kartleggingsenheter. Fargestandard for temaer fra andre kartverk og for områder som ikke er kartlagte bør også angis
Variabler fra beskrivelsessystemet	Regler for hvordan variabler fra beskrivelsessystemet skal framstilles kartografisk, for eksempel farger, koder, tegn, skravur eller lignende
Kodebruk for kartfigurer	Standarder for hva som skal angis som kode og hvordan kodene skal framstilles (størrelse, farge, m.m.)
Grenselinjer	Regler for framstilling av grenselinjer (fargeregler linjeform, stipling m.m.)
Symbolbruk og skravur	Regler for bruk av type, størrelse og farge m.m. på symboler, samt konsistent bruk av skravur

Høydekoter / batymetri	Standard for bruk av høydekoter eller batymetri i ulike målestokker, herunder farge, tykkelse, intervall, tellekoter m.m.
Plasseringsregler	Standard for plassering av informasjon i papirkart, inkludert koder, stedsnavn, høydeangivelser, metadata, tegnforklaring, lokaliseringskart, m.m.
Mosaikk og sammensatte figurer	Regler for kartografisk framstilling av mosaikker og sammensatte figurer
Referansegrid med koordinater	Standard for kartreferanse (projeksjon, datum og koordinatsystem) ved analoge kart
Bakgrunnskart	Angivelse av hvilke flyfoto eller bakgrunnskart som er benyttet

Metadata

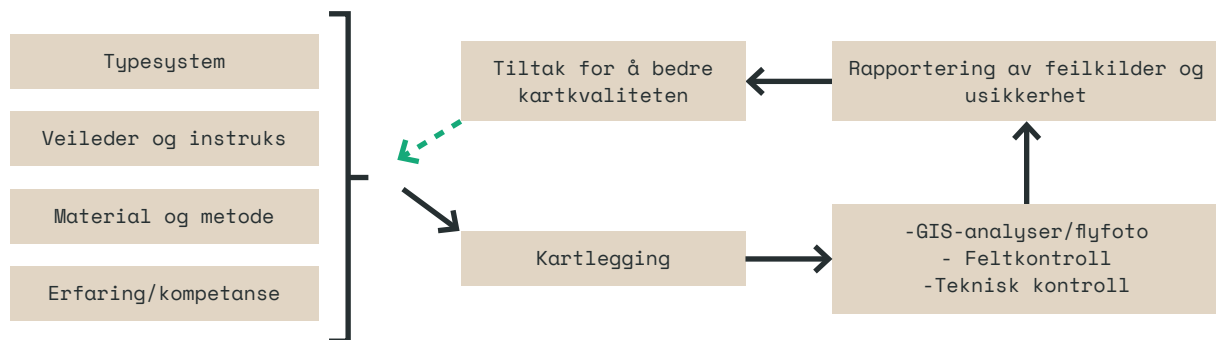
Ved innlegging av digitale kart i databaser blir det som regel stilt krav om å legge inn metadata – det vil si data som beskriver ulike aspekter ved kartene. Slik sikres det at viktig informasjon om kartene følger med. For naturtypekart kan det være nyttig å oppgi følgende metadata:

- Informasjon om linje / punktpresisjon og registreringssikkerhet
- Produksjonsår for kartet, kartleggingsperiode og publiseringsdato
- Feltarbeidere (ID)
- Flyfotoserie- og nummer som ble brukt
- Kartgrunnlag (dvs. bakgrunnskart, N50 eller lignende)
- Prosjektleder / ansvarlig organisasjon eller institusjon
- Kommune / fylke
- Hvordan kartet skal refereres
- Navn / link til prosjektrapport
- Oppdragsgiver
- Referanse til veileder og instruks for kartlegging
- Referanse til typesystem for kartlegging og versjon

Kapittel 14

Kvalitetskontroll

For å sikre kvalitativt gode naturtypekart i store prosjekter, bør kvalitetskontroller gjennomføres rutinemessig, som en integrert del av hele kartleggingsprosessen. Det som kvalitetskontrollene avdekker av eventuelle feilkilder og usikkerhet, bør benyttes til å utvikle neste års kartlegging. I tillegg er kvalitetskontroll et nødvendig hjelpemiddel for å beskrive usikkerhet og feilkilder i kartserien.



Figur 14.1: Forenklet flytskjema for dokumentasjon av feilkilder og usikkerhet i naturtypekart. Tiltak for å bedre kartkvaliteten vil ha virkning for feltsesongen året etter.

Dersom naturtypekartene lages direkte i felt kan for eksempel følgende rutiner for kvalitetskontroll innføres:

- La noen av områdene kartleggerne er tildelt overlappe, og arranger rutinemessig dobbelt-kartlegging av enkelte områder
- Foreta rutinemessig gjensidig sjekk av hverandres kartlegging, f.eks. ved bytte av nettbrett om kvelden etter at dagens arbeid i felt er avsluttet
- Prosjektleder bør delta aktivt i feltarbeidet og gjerne på omgang være ute sammen med kartleggerne som deltar i prosjektet

I tillegg til fokus på kvalitet i hele kartleggingsprosessen bør det gjennomføres en uavhengig etterkontroll av kartkvalitet. De fleste større kartleggingsseriene har systemer for slik kvalitetskontroll. De viktigste formålene er å:

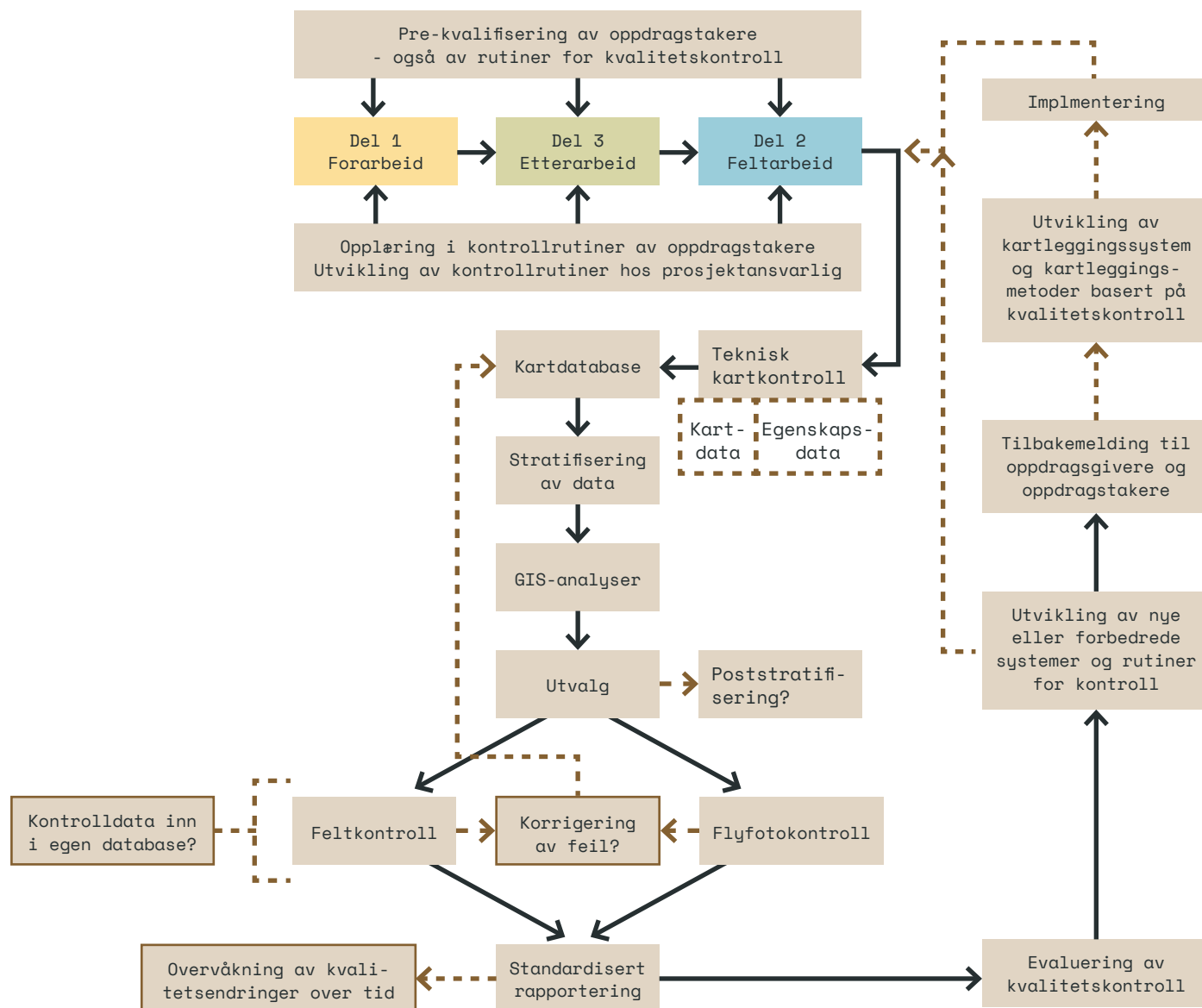
- Belyse ulike typer utfordringer slik at hele kartleggingsprosessen, typesystemet, veiledere, utlysninger, prekvalifisering, opplæring m.m. kan utvikles og forbedres
- Dokumentere og beskrive kvaliteten av kartinformasjonen, slik at ulike brukergrupper kan ta hensyn til feilkilder og usikkerhet
- Bidra til at oppdragstakere / kartleggere leverer data med forventet kvalitet, samt muliggjøre en systematisk evaluering av resultatene i forhold til nye oppdrag
- Til slutt kan kvalitetskontrollen også brukes til oppretting / korrigering av feil og mangler i innsamlede data. Men dette er ikke et hovedformål, og kvalitetskontrollen vil i så fall bare rette opp det lille utvalget som sjekkes. Resten av kartserien vil derimot beholde alle feil / mangler.

Etter overlevering av kartene fra oppdragstaker til oppdragsgiver bør det gjennomføres etterkontroll:

1. Kartteknisk kontroll

2. GIS-analyser
3. Feltkontroll
4. Flyfotokontroll
5. Kvalitetsvurdering og -rapportering

Figur 14.2: Eksempel på flytskjema over system for kvalitetskontroll av terrestriske naturtypekart. Resultatene av kvalitetskontrollene peker tilbake til kartleggingsprosessen - for å belyse utbedringspotensialet før neste kartleggingsprosess.



Første trinn i etterkontrollen er en teknisk kartkontroll, både av karttekniske temaer og egenskapstekniske temaer. Dette gjennomføres som siste del av etterarbeidet dersom data avvises inntil de tilfredsstiller de tekniske kravene, eller den kan utføres av oppdragsgiver eller av egne dataoperatører. I de fleste GIS-programmer finnes det gode verktøy for å kontrollere topologi m.m. Etter at kartdataene har vært gjennom teknisk kontroll kan de sendes over til lagring i en kartdatabase.

Det bør alltid gjennomføres rutinemessig kvalitetskontroll av den naturfaglige kvaliteten av ferdigstilte naturtypekart. De tre neste trinnene i etterkontrollen viser ulike måter en slik kvalitetskontroll kan gjennomføres på. De ulike metodene viser hvordan forskjellige aspekter i kartene kan analyseres. Best mulig kvalitetskontroll oppnås ved å bruke flere metoder sammen (figur 14.2).

GIS-analyser i form av overlay mot andre karttemaer kan avdekke potensielle feil, avvik eller logiske brister. GIS-analysene kan eventuelt stratifiseres mht. region, oppdragstaker, prosjekt eller lignende. Eksempler på slike tematiske GIS-analyser, som peker mot videre behov for feltkontroll, kan være at (listen er ikke uttømmende):

- Limniske eller marine typer finnes der andre kart definerer land, eller terrestriske typer der andre kart definerer vann
- Kalkkrevende naturtyper mangler i områder hvor geologiske kart beskriver kalkrik berggrunn
- Naturskog opptrer på arealer hvor skogtakseringskart viser hogstklasse I-IV
- Naturtyper fra lavlandet er kartlagt i høydesoner de normalt ikke opptrer i
- To kart etter ulike målestokker er helt like, f.eks. at åpne våtmarksfigurer ikke opptrer utenfor polygoner i kart etablert for andre målestokkområder
- Naturtyper opptrer i områder der det ut fra topografi er ulogisk at de finnes, f.eks. at rabber opptrer i terrengforsenkninger eller at kartfigurer med våtmark krysser rygger i terrenget
- To kart fra ulike tidsperioder er helt like, f.eks. at skogfigurer fra seterlandskapet kartlagt på 1970-tallet er lik skogfigurer kartlagt i 2020 (dette er lite sannsynlig)

Rutinemessig feltkontroll og flyfotokontroll er kostbart, men begge deler er absolutt nødvendig for å få kunnskap om kvaliteten i naturtypekart. Størrelsen på utvalget bestemmer kostnaden av kontrollen, og samtidig hvor representativt og robust resultatet av kontrollen blir. Rutinemessig feltkontroll og flyfotokontroll av kartinformasjonen kan f.eks. gjennomføres i et utvalg kartfigurer eller områder. Slik kontroll er spesielt krevende og setter store krav til kompetanse og erfaring med praktisk kartlegging og bruk av 3D-flyfoto. Slikt arbeid bør utføres av faste fagpersoner med kvalitetskontroll som eget ansvarsområde, slik at kvalitetsendringer kan overvåkes over tid og utbedres. Mens feltkontroll egner seg best til vurderinger av innholdet i kartfigurer, er flyfotokontroll best egnet til å vurdere kvaliteten av kartfigurering. Begge delene må imidlertid sees i sammenheng. Noen metoder for kvalitetskontroll av naturtypekart er beskrevet av Halvorsen mfl. (2018).

Til sist bør erfaringene fra kvalitetskontrollene slutte sirkelen gjennom å være tilbakevirkende på hele prosessen fram til ferdig naturtypekart (figur 14.1 og 14.2). Analyser av resultatene av kvalitetskontroll bør kunne føre til endringer i prosjektorganisering, utlysninger, opplæring og veiledningsmateriell, kartleggingsdesign, typesystem (og variabelsystem), kartleggingsprosess og kvalitetskontroll. Implementeres kunnskapen som fremkommer gjennom kvalitetskontrollen på en systematisk måte i alle deler av NiN-systemet, blant bestillere og kartleggere, så vil naturtypekartene gradvis bli bedre.

Kapittel 15

Kartleggingsregler for natursystemet

Alle feltbaserte kartleggingsprogrammer, med intensjon om å etablere en standardisert kartserie, har regler for hvordan kartene skal lages (se f.eks. Brocklehurst mfl. 2007; CNPS 2011; DN-Håndbok 13 2007; Esseen mfl. 2007; Halvorsen mfl. 2020; Rekdal & Larsson 2005). Formålet med kartleggingsreglene er å:

- bidra til en standardisert kartserie for naturtypekart
- bidra til høyere konsistens i kartserien når mange personer og firmaer deltar i å lage kart
- skape stabile og sammenlignbare kartresultater over tid og mellom områder
- etablere en felles logikk for løsning av vanskelige avveininger i felt, og dokumentere hvordan ulike kartleggingsutfordringer løses
- bidra til å etablere felles struktur og kartleggingskultur
- synliggjøre hvilke valg som er styrende for resultatene og standardisere hvordan disse valgene bør løses
- beskrive forventet kvalitet for viktige kartparametre

Oppsummert kan en si at hensikten med kartleggingsreglene er å bidra til at kartlegging etter NiN-systemet blir mer konsistent, og at kvaliteten er tilfredsstillende. Reglene beskriver hvordan naturen bør forenkles ved kartlegging, slik at naturtypekartene blir sammenlignbare på tvers av ulike kartleggere og miljøer. I tillegg beskriver reglene hvordan kartleggerne kan oppnå forventet kvalitet.

I tillegg vil kartleggingsreglene i stor grad påvirke:

- kostnadene ved kartlegging
- romlig oppløsning i kartene
- hva kartene kan brukes til i ettertid

Kartleggingsreglene påvirker nesten alle kriteriene for hva som definerer et godt naturtypekart. Reglene påvirker f.eks. målestokktilpasning, konsistens, nøyaktighet, aktualitet og mange andre kriterier (se kap. 3).

Regler for ulike hovedtypegrupper

Det er ikke gitt at det er like stort behov for kartleggingsregler for alle hovedtypegrupper. Det er heller ikke gitt at hovedtypegruppene bør ha like regler. Sammenlikning av terrestriske naturtypekart viser at behovet for kartleggingsregler er stort (Eriksen mfl. 2018; Haga mfl. 2021; Naas mfl. 2023; Ullerud mfl. 2018). Det er foreløpig ingen grunn til å tro at behovet er mindre ved limnisk og marin feltkartlegging, selv om det mangler eksplisitte studier på konsistens for naturtypekart hvor disse hovedtypegruppene er brukt.

Limnisk kartlegging, og marin kartlegging i de grunne delene av littoralsonen, foregår i stor grad etter de samme prinsippene som terrestrisk kartlegging. Naturtypene kan observeres i felt og tegnes ut som kartfigurer i felt, men korrigeres i ettertid basert på vannprøver, siktedyp, sedimentprøver og liknende. For marin kartlegging av de dypere delene av littoralsonen og abyssal sone derimot, blir det vanskelig å sette opp faste kartleggingsregler, ettersom den feltbaserte datafangsten i langt større grad avhenger av tokt, tilgjengelig utstyr og materiale m.m. I tillegg utgjør den feltbaserte datafangsten en mye mindre komponent for disse naturtypekartene, mens modellering basert på heldekkende miljøvariabelkart er langt mer avgjørende.

Utviklingen innen modellbasert kartlegging bør foreløpig ikke begrenses eller bremses gjennom utvikling av faste regler, men hver modell bør dokumenteres gjennom rapport og meta-data (se standard i Zurell mfl. 2020).

For NiN 3 er det lagd kartleggingsregler for terrestriske og limniske natursystemer, samt for marin kartlegging i den grunne delen av littoralsonen. For marin kartlegging av de dype delene av littoralsonen og abyssal sone, er det ikke satt opp regler, ettersom denne i større grad baserer seg på modellering. Det er heller ikke lagd kartleggingsregler for vannmassesystemene.

Kartleggingsreglene bør følge en prioritet

Reglene for kartlegging av naturtyper er nummererte på tre nivåer:

1 Nivå 1: Overordnede regler (tallnummerert)

- Nivå 2: Hovedregler (bokstavnummerert)
 - Nivå 3: Presiserende regler (tallnummerert)

Kartleggingsreglene bør følge normale prioriteringsprinsipper (Boe 2010), fordi en tydelig prioritet blant reglene hjelper kartleggerne i praktiske avveininger der det er uklart hvordan utfordringer og motstridende regler skal løses:

1. Ved motstrid mellom kartleggingsregler, går regler av høyere rang foran regler av lavere rang. I praksis vil dette si at overordnede regler går foran hovedregler og presiserende regler
2. Ved motstrid mellom kartleggingsregler av samme rang, bør spesielle regler gå foran mer generelle regler
3. Ved motstrid mellom kartleggingsregler av samme rang, bør regler som er plassert tidligere i regelteksten gå foran regler som er plassert lenger ned i regelteksten. Ettersom reglene er tematisk organisert, vil dette først og fremst gjelde innenfor hvert tema

Spesifisering av viktige valg og kartleggingsregler foregår via instruksjer

Kartleggingsreglene er i seg selv ikke tilstrekkelige til å starte opp et kartleggingsprosjekt eller å definere en ny kartserie. Det må for eksempel i tillegg presisere hvilken målestokk som skal benyttes (se kapittel 4), hvilket kartleggingsdesign som skal følges (se kapittel 6), hvilke variabler som skal inkluderes og hvordan disse skal benyttes (se kapittel 9), samt settes opp systemer for kvalitetskontroll (se kapittel 14). Slike, og andre valg, presiseres gjennom oppdragsspesifikke instruksjer for kartlegging. I instruksjen kan også reglene for kartlegging tilrettelegges eller presiseres. Reglene i denne hovedveilederen er veiledende, det vil si at de uttrykker vår anbefaling for standardiserte kartserier.

Inntil det eventuelt blir etablert en standard kartserie basert på NiN, er det opp til de ulike oppdragsgiverne å definere hvilke regler, kartleggingsdesign, målestokk osv. som gjelder for deres oppdrag / kartserie.

Definisjoner av sentrale kartbegreper som ofte benyttes i kartleggingsreglene er gitt i tabell 1.3.

Målestokk, skala og størrelser

1. Natursystemet i NiN (versjon 3) har kartleggingsenheter tilpasset fire målestokker: 1:500, 1:5 000, 1:20 000 og 1:50 000

- A. Hver målestokk har ulikt antall kartleggingsenheter (gradvis færre og nøstede), samt egne regler for minsteareal, presisjon og liknende
- B. Enhver kartlegging, innenfor et kartleggingsprogram, en kartserie eller et prosjekt, bør gjennomføres med én predefinert målestokk

2. Alle ensartede og sammenhengende arealer bestående av én kartleggingsenhet (eller én egen-skap fra variabelsystemet), som er større enn minstearealet og ikke bryter med minstebredde, bør kartlegges som egne polygoner:

- A. Minsteareal for polygoner er gitt i tab. 1, kol. A
- B. Kartleggingsenheter som opptrer på lokaliteter mindre enn minstearealet for målestokken bør ikke kartlegges, med mindre det er spesifisert i instruks at de likevel skal kartfestes, f.eks. som punkter eller linjer (se regel 3 og 4)
- C. Kartleggingsenheter som ikke tilfredsstiller kravet til minsteareal bør tilsluttes én nabofigur etter følgende kriterier, listet etter avtakende prioritet:
 1. Den økologisk mest nærstående kartleggingsenheten
 2. Den kartografisk sett mest logiske nabopolygonen
 3. Den økologisk mest nærstående variabelen
- D. Minstebredde for polygoner er gitt i tab. 1, kol. B:
 1. Dersom det kartografisk eller økologisk er logisk å knytte to eller flere polygoner sammen ved innsnevring i terrenget, kan kravet til minstebredde fravikes noe

Tabell 1: Minsteareal og minstebredde for polygoner. Terr. = Terrestrisk; Limn. = Limnisk.

Kolonne	A			B		
Målestokk	Minsteareal, i m ²			Minstebredde, i m		
	Terr.	Limn.	Marint	Terr.	Limn.	Marint
1:500		1		0,25	0,1	
1:5 000		500		5	1	
1:20 000		2 500		10	5	
1:50 000		10 000		25	10	

3. Naturtypekart og egenskapskart har ulike regler for romlig overlapp av kartfigurer:

- A. Polygonavgrensa kartfigurer definert av kartleggingsenheter (naturtypekart) skal ikke overlappes romlig:
 1. Linjer og / eller punkter kan overlappe med polygonavgrensa kartfigurer
- B. Kartfigurer i egenskapskart kan overlappes romlig, dersom de kartfester ulike egenskaper:
 1. Polygoner, linjer og punkter kan overlappe romlig

4. Utvalgte kartleggingsenheter og egenskaper, angitt for hver målestokk, kan kartlegges som linjer:

- A. Lister over utvalgte kartleggingsenheter og egenskaper lages av oppdragsgiver
1. Typer som bør vurderes kartlagt som linjer er f.eks. bergvegg, driftvoll og bekk
- B. For å avgrense linjer, bør kartfiguren være:
1. Smalere enn verdiene gitt i tab. 2, kol. A
 2. Bredere enn verdiene gitt i tab. 2, kol. B
 3. Lenger enn verdiene gitt i tab. 2, kol. C
- C. Digitaliseringen skal følge midtlinja i lengderetninga for lineære kartleggingsenheter eller egenskaper
- D. Kartleggingsenheter eller egenskaper med vertikal utstrekning kan også kartlegges som linje, dersom de vertikale måleverdiene tilfredsstiller verdiene i tab. 2

Tabell 2: Størrelseskrav til linjer. Terr. = Terrestrisk; Limn. = Limnisk.

Kolonne	A			B			C		
Målestokk	Største bredde for bruk av linjer, i m			Minste bredde for bruk av linjer, i m			Minste lengde for bruk av linjer, i m		
	Terr.	Limn.	Marint	Terr.	Limn.	Marint	Terr.	Limn.	Marint
1:500	0,1	0,1		-	-		0,5		
1:5 000	5	1		0,5	0,25		5		
1:20 000	10	5		2	0,5		10		
1:50 000	25	10		5	2,5		25		

5. Utvalgte kartleggingsenheter og egenskaper, angitt for hver målestokk, kan kartlegges som punkter:

- A. Lister over utvalgte kartleggingsenheter og egenskaper lages av oppdragsgiver
1. Typer som bør vurderes kartlagt som punkter er f.eks. fugletopp, kilde og grotte
- B. For å avgrense punkter, bør kartfiguren være:
1. Større enn verdiene gitt i tab. 3, kol. A.
 2. Mindre enn verdiene gitt i tab. 3, kol. B.
- C. Det er senterpunktet som skal kartfestes

Tabell 3: Størrelseskrav til punkter (kol. A-B). Terr. = Terrestrisk; Limn. = Limnisk.

Kolonne	A			B		
Målestokk	Minsteareal for bruk av punkter, i m ²			Største areal for bruk av punkter, i m ²		
	Terr.	Limn.	Marint	Terr.	Limn.	Marint
1:500		-			1	
1:5 000		1			500	
1:20 000		5			2 500	
1:50 000		10			10 000	

Kartleggingsenheter og variabler

6. Det er kartleggingsenheter for naturtypekart, eller predefinerte variabler for egenskapskart, som bestemmer om og hvordan kartfigurer skal avgrenses etter NiN:

- A. Ved naturtypekartlegging er det kartleggingsenheter som bestemmer om og hvordan kartfigurer skal avgrenses
- B. Ved egenskapskartlegging er det de predefinerte variablene som bestemmer om og hvordan kartfigurer skal avgrenses
- C. Variabler kan brukes til videre oppdeling av kartfigurer definert av kartleggingsenheter:
 - 1. Valg av variabler som a priori skal brukes til å dele opp kartfigurer med kartleggingsenheter, bør foretas av oppdragsgiver og presiseres i instruks
- D. Kartleggingsenheter kan brukes til videre oppdeling av kartfigurer definert av egenskaper:
 - 1. Valg av kartleggingsenheter som a priori skal brukes til å dele opp kartfigurer med egenskaper, bør foretas av oppdragsgiver og presiseres i instruks

7. En kartleggingsenhet, innenfor en målestokk, dekker et unikt miljøvariabelrom, men kan ha ulik artssammensetning i forskjellige regioner av Norge:

- A. Bestemmelse til kartleggingsenhet bør derfor ikke påvirkes av regional variasjon i artssammensetning, gitt samme miljøvariabelrom
- B. Regionaliserte kriterier for bestemmelse av kartleggingsenhet bør benyttes, dersom slike finnes

8. Det er aktuell natur som skal kartlegges, slik den erfares i felt på det tidspunktet man kartlegger:

- A. Dagens kartleggingsenhet eller tilstand (beskrevet med variabler), skal overstyre historisk informasjon, f.eks. ved avgrensing av kartleggingsenheter eller tilstand som kan avledes fra historiske flyfoto
- B. Dagens kartleggingsenhet eller tilstand (beskrevet med variabler), skal overstyre framskrivninger til potensiell natur, f.eks. ved avgrensing av kartleggingsenheter eller egenskaper i områder som er avskoget (men potensielt har skog / tresjikt)
- C. Dersom man likevel ønsker å lage historiske eller potensielle naturtypekart / egenskapskart, så bør disse utvikles som egne temakart med unike koder og regler

Bruk av variabler i naturtypekart

9. Ved egenskapskartlegging, anbefales det å bruke samme minsteareal og minstebredde (Jf. tab. 1) som for naturtypekartlegging

10. Variabler benyttes i henhold til presiseringer i oppdragsgivers instruks:

- A. Oppdragsgiver spesifiserer hvilke variabler som skal registreres, og hvordan, gjennom instruks:
 - 1. Dette gjelder både for naturtypekart og egenskapskart ved bruk av variabler
 - 2. Terskler, inngangsverdier m.m. for ulike variabler defineres i instruks
- B. For naturtypekart bør registrering av variabler knyttes opp til kartleggingsenheter:
 - 1. Det vil si at det bør spesifiseres i instruks hvilke kartleggingsenheter variabelen skal registreres for
 - 2. Oppdragsgiver bør spesifisere om enkelte variabler skal gi opphav til egne kartfigurer

C. For naturtypekart bør variabler registreres med følgende verdier:

1. *Aktuell variabelverdi - angitt på den måleskalaen som er spesifisert i instruks*
2. *W - som angir at variabelen ikke er relevant for den aktuelle kartfiguren*
3. *X - som angir at variabelen ikke lot seg registrere i kartfiguren fordi arealet var utilgjengelig*

11. Når det er variasjon i en egenskap innenfor en kartfigur, bør verdier for variablene registreres etter følgende prioritet:

- A. Arealmessig dominerende variabelverdi, dersom den er representativ for > 75 % av kartfigurens areal
- B. Gjennomsnittlig variabelverdi, dersom den veksler jevnlig innenfor kartleggingsfiguren, men ingen verdi dominerer
- C. Variasjonsbredden i variabelverdier (dvs fra x til y), dersom den veksler fra det ene ytterpunktet til det andre innenfor kartleggingsfiguren, og ingen variabelverdi dominerer
- D. Arealfordelingen av variabelverdier på trinndelt skala, dersom variasjonen er stor og det er relativt lett å bestemme arealfordelingen av hver enkelt kategori (trinns, klasse)

12. For mosaikker og sammensatte kartfigurer, bør alle variabler registreres separat for hver kartleggingsenhet som inngår i kartfiguren

13. Ved bruk av tetthetsvariabler til avgrensning av kartfigurer, bør det være maksimum avstand mellom objekter som definerer når en kartfigur avsluttes:

- A. Grensa for egenskapsområdet trekkes mellom punkter som ligger halve maksimumsavstanden utenfor de ytterste objektene som tilfredsstiller maksimalavstandskravet
 1. *Maksimum avstand (og dermed tetthet) for ulike variabler bør spesifiseres gjennom egen instruks (Jf. tab. 4)*
 2. *Krav til inngangsverdi (minimumsmengde for figurering) kan, ved behov, presiseres gjennom instruks.*

Tabell 4: Hjelpetabell for forholdet mellom maksimal avstand og tettheter av egenskap per daa (T4-måleskalaen):

T4-verdi	Antall enheter pr. daa (nedre trinngrense)	Maksimums-avstands-kriterium (avrundet i meter)
0	0	–
1	0 (forekomst, 0–1 pr. daa)	–
2	1	50
3	2	35
4	4	25
5	8	15
6	16	10
7	32	8
8	64	6

Presisjon i kartlegging

14. Digitaliseringsgrenser bør trekkes midt mellom to kartleggingsenheter, og slik at de samsvarer best mulig med beskrivelser av enheten

- A. Når det er vanskelig å trekke grensen mellom to enheter, f.eks. der det mangler diagnostiske arter, skilles kartfigurene fra hverandre basert på endringer i:
1. Økologiske forhold, f.eks. jordvann, kalkinnhold eller vindpåvirkning
 2. Topografiske terrengforhold, f.eks. terskler, rygger eller fordypninger
 3. Fysiognomiske egenskaper, f.eks. dekningsgrad av trær eller busker

15. Digitaliseringspresisjonen for polygoner, linjer og punkter bør følge standarden gitt i tab. 5

Tabell 5: Veiledende digitaliseringspresisjon. Terr. = Terrestrisk; Limn. = Limnisk.

Kolonne	A			B		
Målestokk	Linjeføringspresisjon for polygoner og linjer, i m			Punktpresisjon for punkter, i m		
	Terr.	Limn.	Marint	Terr.	Limn.	Marint
1:500	± 0,1			± 0,1		
1:5 000	± 2			± 1		
1:20 000	± 5			± 3		
1:50 000	± 10			± 5		

Material og metode

16. All digitalisering av kartfigurer bør utføres med flyfoto som bakgrunn, samt med en digital terrengmodell tilgjengelig:

- A. Ortofoto fra Norge Digitalt bør benyttes som bakgrunn ved digitalisering
1. Dronefoto benyttes ved behov eller der slike er bedre enn flyfoto
- B. Avgrensing av kartfigurer direkte på papirkart bør ikke forekomme

17. Ved kartlegging av polygoner, linjer og punkter, er veiledende målestokk for flyfotoene som vises i bakgrunnen, gitt i tab. 6:

Tabell 6: Målestokk for flybildene ved digitalisering. Terr. = Terrestrisk; Limn. = Limnisk.

Målestokk	Målestokk for digitalisering med flyfoto		
	Terr.	Limn.	Marint
1:500	-		
1:5 000	1:1 000		
1:20 000	1:5 000		
1:50 000	1:15 000		

18. Normalt vil avgrensing, stedfesting, bestemmelse av kartleggingsenhet og innlegging av variabler foregå i felt:

- A. Alle kartfigurer bør fysisk oppsøkes og observeres i felt
 - 1. *Alt forarbeid, uansett metode og kartleggingsenhet, bør kontrolleres og justeres i felt*
- B. Flyfoto-tolkning av grenser mellom kartleggingsenheter bør bare utføres der enhetene er skilt av tydelige grenser på flyfoto
- C. Flyfoto-tolkning av selve kartleggingsenhetene bør bare utføres når:
 - 1. *De er definert gjennom fravær av arter*
 - 2. *De er lett gjenkjennelige ved sin objektform, struktur eller tekstur*
- D. Variabler bør ikke tolkes fra flyfoto, med mindre flyfoto er den beste metoden (f.eks. ved vurdering av tilstand etc)
- E. Polygoner som er > 10× minstearealet for den valgte målestokken bør oppsøkes fra flere kanter

19. All digitalisering i felt bør utføres med nettbrett, felt-pc eller liknende, med GPS

- A. Unntak bør tillates ved bruk av 3D-utstyr

20. All prøvetaking bør gjennomføres slik at resultatene er representative for kartfiguren:

- A. Dette gjelder f.eks.:
 - 1. *Vannprøver i elver og innsjøer*
 - 2. *Dybdemålinger i innsjøer*
 - 3. *Sedimentprøver i flomsoner*
 - 4. *Jordprøver på fastmark*
 - 5. *Torvprøver i våtmark*
 - 6. *Salinitetsmålinger i brakkvann*
- B. I kartfigurer som er > 10× minstearealet for den valgte målestokken, bør behovet for flere prøver vurderes
 - 1. *For innsjøer vil det være vesentlig større areal som gir grunnlag for flere vannprøver*
- C. Dersom instruksjonen fordrer at variasjonen i prøver fra en kartfigur rapporteres, dvs at det tas flere prøver for én kartfigur, så bør rapportering følge hovedregel 10 (A-D)
- D. Dersom det ikke er oppgitt en standard dybde for hvor langt ned i mediet jordprøver, vannprøver og lignende skal tas, så bør måle-dybden også registreres
 - 1. *Normalt tas limniske vannprøver fra overflaten, men ved påvisning av meromiktisk innsjø skal vannprøven tas i fra den dybden som har endret kjemi*

21. Grunnleggende infrastruktur behøver ikke kartfestes, med mindre spesifisert i instruks. Unntak for denne regelen gjelder for eksempel:

- A. Når menneskelige konstruksjoner eller elementer inngår som naturaliserte objekter, f.eks. elvekanter eller brukar-fundament som er tilgrodd
- B. Når eksisterende kartverk ikke er ajourført eller riktig

22. Grenselinjer mellom kartfigurer bør følge kartleggingsreglene og definisjonene av kartleggingsenhetene:

- A. Eiendomsgrenser, kommunegrenser, grenser mellom kartblad eller flyfotoserier, eller andre tilsvarende grenser som ikke er relevante for naturtypekart, bør ikke legges føringer på avgrensing av kartfigurer

B. Det er unntak for grenser som skiller terrestrisk, marint og limnisk fra hverandre, hvor snapping til vanngrensene fra N5 (eller N50 der N5 ikke har dekning), dvs midlere vannstand, er obligatorisk:

1. *Vanngrensen fra N5 bør svært unntaksvis korrigeres, og da kun ved helt åpenbare og store feil eller mangler*
2. *Vanngrensen fra N5, der denne skiller terrestrisk og marint fra hverandre, endres ved behov*

23. Alle nye naturtypekart bør samkjøres med andres kart i samme kartserie, slik at kartserien blir konsistent, uten uønskede hull og uten overlapp mellom kartfigurer

24. Alle kartfigurer bør kontrolleres som ledd i etterarbeidet

Mosaikk- eller sammensatte kartfigurer

25. Mosaikk i kartfigurer bør kun brukes ved repeterende finskala-veksling mellom ulike kartleggingsenheter, hvor hver arealdel er mye mindre enn minstearealet for målestokken:

- A. Begrepet repeterende finskala-veksling er skala-avhengig, og må derfor tolkes i forhold til minstearealet for den valgte målestokken
- B. Kartleggingsenheter som inngår i en mosaikkfigur, bør veksle systematisk gjennom hele kartfiguren
- C. Kartfigurer med mosaikk har det samme kravet til minsteareal og minstebredde som andre kartfigurer (Jf. tab. 1)

26. Sammensatte kartfigurer bør kun brukes når kartleggingsenheter opptrer på arealer som er mindre enn minstearealet, og dersom kriteriene for bruk av mosaikk ikke er oppfylt:

- A. Kartleggingsenheter i en sammensatt kartfigur, skal ikke være arrangert i et finskala romlig mønster innenfor kartfiguren
- B. Kartleggingsenheter i en sammensatt kartfigur, bør opptre som romlig adskilte, distinkte enheter innenfor kartfiguren
- C. Sammensatte kartfigurer har det samme kravet til minsteareal og minstebredde som andre kartfigurer (Jf. ta 1)

27. Mosaikk- eller sammensatte kartfigurer bør kun brukes når det er helt nødvendig

- A. Bruk av mosaikk- eller sammensatte kartfigurer bør presiseres nærmere i instruks

28. Det er kartleggingsenheter for den valgte målestokken som kan opptre i mosaikk- eller sammensatte kartfigurer:

- A. Kartleggingsenheter fra andre naturmangfold-nivåer bør ikke benyttes som elementer i en mosaikk- eller sammensatt kartfigur
- B. Det bør ikke lages mosaikk- eller sammensatte kartfigurer basert på forskjeller i variabler

29. Bare kartleggingsenheter som dekker mer enn 20 % av det totale arealet av en mosaikk- eller sammensatt kartfigur bør registreres:

- A. Det er ingen grenser for hvor stor en mosaikk- eller sammensatt kartfigur kan være, men hele figuren bør tilfredsstille kravet til mosaikk- eller sammensatt polygon

30. Maksimalt antall kartleggingsenheter i en mosaikk- eller sammensatt kartfigur er 3:

- A. Mosaikk- eller sammensatte kartfigurer bør avsluttes når:
1. *Det er behov for å inkludere flere enn 3 kartleggingsenheter*
 2. *Kartfiguren brytes opp av arealer med kartleggingsenheter som tilfredsstillers minstearealet til egne kartfigurer*
 3. *Kartfiguren brytes opp av andre kartleggingsenheter som gir opphav til egne kartfigurer*
- B. Arealandelen av de ulike kartleggingsenheter som inngår i en mosaikk eller sammensatt figur bør anslås til nærmeste 10 %
- C. Kartleggingsenheter med høyest dekningsgrad listes opp først, deretter listes kartleggingsenheter suksessivt etter avtakende dekningsgrad
- D. Ved omkring like stor dekningsgrad, så listes kartleggingsenheter suksessivt etter følgende prioritet:
1. *Økologisk nærstående kartleggingsenheter*
 2. *Baserike kartleggingsenheter*
 3. *Sjeldne kartleggingsenheter / rødlista kartleggingsenheter*

Kapittel 16

Referanser og relevant litteratur⁹

Alexander, R. & Millington, A.C. (2000): *Vegetation mapping*. John Wiley & Sons LTD, Chichester.

Allard, A. (2007): *Instruktion för flygbildsinventeringen vid nationell inventering av landskapet i Sverige (NILS)*. Skogfaglig Ressurshusholdning, SLU, Umeå.

Allard, A. & Skånes, H. (2010): Miljöovervakning via infraröda flygbilder, ett väl använt verktyg med goda framtidsutsikter i Sverige. *Kart och bildteknik* 4: 20-23.

Andersen, G.S. & Kvile K.Ø. (2019):
https://kelprmy.shinyapps.io/Test_IOWebapp/?_ga=2.67651601.1609498649.1682001953-846596744.1682001953

Andersen, G.S., mfl. (2019): *Feltveileder for kartlegging av marin naturvariasjon etter NiN (2.2)*. Utgave 1, kartleggingsveileder nr 3. ADB, Trondheim.

Andersson, L. (2010): Geographical vegetation data of Lantmäteriet in Sweden. *Viten* 1: 9-12.

d'Andrimont, R., mfl. (2020): Harmonised LUCAS in-situ land cover and use database for field surveys from 2006 to 2018 in the European Union. *Sci. Data* 7: 1–15.

Angell-Petersen, I. (2011): *Krav til beskrivelse og avgrensing av naturtypelokaliteter etter DN-håndbok 13*. Versjon 1, etablert 19.09.2011. DN, Trondheim.

Angell-Petersen, I. (2012): *Krav til beskrivelse og avgrensing av naturtypelokaliteter etter DN-håndbok 13*. Versjon 2, oppdatert 16.02.2012. DN, Trondheim.

Angeloff, M., mfl. (2004): *Vegetasjon og skog på Vega*. Rap. 21. NIJOS, Ås.

Archaux, F., mfl. (2006): Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *J. Veg. Sci.* 17: 299-306.

Aarrestad, P.A., mfl. (2011): *Utpøving av metodikk for overvåking av effekter av atmosfærisk tilført nitrogen på fattig fjellvegetasjon. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge*. Rap. 741. NINA, Trondheim.

Aarrestad, P.A., mfl. (2015): *Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester*. Rap. 1157. NINA, Trondheim.

Artsdatabanken (2014): <http://artskart.artsdatabanken.no/default.aspx>

Artsdatabanken (2018): Norsk rødliste for naturtyper. <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>

Artsdatabanken (2022): Naturtyper. <https://www.artsdatabanken.no/Pages/334452/Naturtyper>

Artsnavnebasen (2014): <http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>

Aspøy, H. (2023): <https://www.altinget.no/klima/artikkel/haakon-aspoey-den-politiserte-kunnskapen-om-skog>

Aspøy, H., mfl. (2023): <https://www.altinget.no/klima/artikkel/samfunnsforskere-debatten-om-skogkunnska-pen-er-tjent-med-en-mer-inkluderende-tone>

Aune, S., mfl. (2018): Loss of semi-natural grassland in a boreal landscape: Impacts of agricultural intensification and abandonment. *J. Land Use Sci.* 13(4): 375-390.

Austin, M. (2005): Vegetation and environment. I van der Maarel, E. (red.). *Vegetation Ecology*, side 52-84. Blackwell Publishing, Oxford.

Bailey, R.G. (1987): Suggested hierarchy of criteria for multi-scale ecosystem mapping. *Lands. and Urb. Plan.* 14: 313-319.

Bakkestuen, V. & Venter, Z. (2021): *Utvikling av standardiserte bakkesannheter for økosystemer på land*. Rap. 1922. NINA, Oslo.

Bakkestuen, V., mfl. (2023): Delineation of Wetland Areas in South Norway from Sentinel-2 Imagery and LiDAR Using TensorFlow, U-Net, and Google Earth Engine. *Remote Sensing* 15(5): 1203.

⁹ Referanselista inneholder alle refererte arbeider, samt andre relevante publikasjoner.

- Balle, O. (2000): *Vegetasjonskartlegginger i Norge. Kartlegginger fordelt på fylke / kommune*. 5. Utgave. Rap. 15. NIJOS, Ås.
- Baumann, C., mfl. (2001): *Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hefte 3: Veileder for registrering 2001*. Skogforsk, Ås.
- Bekkby, T. (2017): <https://blogg.forskning.no/trine-bekkbys-blogg/nivas-analyser-av-alegresstetthet-mot-refleksjon-av-gronn-laser-lidar/1098454>
- Bekkby, T., mfl. (2018): Pilotprosjekt - Kartlegging av marin natur i Møre og Romsdal. Årsrap. 2017. NIVA, HI, NGU.
- Bekkby, T., mfl. (2009): Identifying rocky seabed using GIS modelled predictor variables. *Mar. Geod.* 32: 379-90.
- Bekkby, T., mfl. (2008): Identifying soft sediments at sea using GIS-modelled predictor variables and Sediment Profile Image (SPI) measured response variables. *Est. Coast. Shelf. Sci.* 79: 631-36.
- Bekkby, T., mfl. (2009): Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. *ICES. J. Mar. Sci.* 66: 2106-2115.
- Bekkby, T., mfl. (2019): The abundance of kelp is modified by the combined impact of depth, waves and currents. *Front. Mar. Sci.* 6: article 475.
- Boe, E.M. (2010): *Innføring i juss. Juridisk tenkning og rettskildelære*. Tredje utgave. Universitetsforlaget, Oslo.
- Box, E.O. (2019): Form and character diversity of potential world vegetation. *Flora* 254: 203-221.
- Bratli, H. (2001): *Vegetasjon og flora i Lundsneset naturreservat, Aremark og Halden kommuner*. Rap. 2. Fylkesmannen i Østfold, Moss.
- Bratli, H., mfl. (2016): *Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging i målestokk 1: 5000*. ADB, Trondheim.
- Bratli, H., mfl. (2019): *Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN (2.2.0)*. Utgave 1, kartleggingsveileder 4. ADB, Trondheim.
- Braun-Blanquet, J. (1928): *Planzensoziologie*. Biologische Studienbücher VII, Berlin.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. Springer Verlag, Berlin.
- Brocklehurst, P., Lewis, D., Napier, D. & Lynch, D. (2007): *Northern Territory Guidelines and Field Methodology for Vegetation Survey and Mapping*. Technical Report 02-2007D. Dep. of Nat. Res., Env. and the Arts, Palmerston.
- Broughton, P.A.W. (2022): *Inter-observatørvariasjon ved kartlegging etter Miljøregistrering i skog (MiS)*. Masteroppgave. UiO, Oslo.
- Bryn, A. (2006): Vegetation mapping in Norway and a scenario for vegetation changes in a mountain district. *Geogr. Polon.* 79(1): 41-64.
- Bryn, A. (2007): Avledning av naturtyper fra vegetasjonskart. *Biolog* 3: 10-16.
- Bryn, A. (2008): Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or re-growth after abandoned utilisation? *Norw. J. Geogr.* 62(4): 251-270.
- Bryn, A. (2021): *Notat om forskjeller mellom NiN-naturtypekart fra Eiker*. Oppdragsnotat for Artsdatabanken. NHM, UiO, Oslo.
- Bryn, A. & Hemsing, L.Ø. (2012): Impacts of land use on the vegetation in three rural landscapes of Norway. *Inter. J. Biodiv. Sci., Ecos. Ser. & Manag.* 8(4): 360-371.
- Bryn, A. & Horvath, P. (2020): *Kartlegging av NiN naturtyper i målestokk 1:5000 rundt flux-tårnet og på Hansbunuten, Finse (Vestland)*. Rap. 96. NHM, UiO, Oslo.
- Bryn, A. & Naas, A.E. (2022): *Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.3) Oppdatert utgave mars 2022*. ADB, Trondheim.
- Bryn, A. & Ullerud, H.A. (2017): *Veileder for arealdekkende kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN i målestokk 1:5 000 og 1:20 000. Versjon 2.1.0b*. ADB, Trondheim.
- Bryn, A., mfl. (2004): Satellite assisted land resource mapping in Norway. I Widacki, W., Bytnerowicz, A. & Riebau, A. (red.). *A message from the Tatra. Geographical Information Systems and Remote Sensing in mountain environmental research*, side 193-201. Jagiellonian University Press, Krakow.
- Bryn, A., mfl. (2010): Rule-based GIS-modelling of coastal heath vegetation changes for management purposes: A case study from the islands of Froan, Sør-Trøndelag, Mid-west Norway. *Norw. J. Geogr.* 64(4): 175-184.

- Bryn, A., mfl. (2014): The Nordic region: Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden. I Ichter, J., Evans, D. & Richards, D. (red.), *Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview*. EEA Technical report 1/2014, side 97-98. European Environment Agency, Copenhagen.
- Bryn, A., mfl. (2014): Norske verneområder: kulturpåvirkning, avskoging og gjengroing. *Kart & Plan* 74(3): 210-222.
- Bryn, A., mfl. (2015): Location of plant species in Norway gathered as a part of a survey vegetation mapping programme. *Data in Brief* 5: 589-594.
- Bryn, A., mfl. (2020): *Hovedveileder for feltbasert kartlegging av terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN*. ADB, Trondheim.
- Bryn, A., mfl. (2018): Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. *Norw. J. Geogr.* 72(3): 131-145.
- Bryn, A., mfl. (2021): Reliability in distribution modeling – a synthesis and step-by-step guidelines for improved practice. *Front. in Ecol. and Evol. – Models in Ecol. and Evol.* 9: 658713.
- Bryn, A., mfl. (2023): Citizen Science: data collection by volunteers. I Allard, Keskitalo, E.C.H. & Brown, A. (red.). *Monitoring biodiversity: Combining Environmental and Social Data*, side 108-121. EarthScan from Routledge, Taylor Publishing Group.
- Brynildsrud, K.M. (2022): Remapping Oslo: 40 years of vegetation change in Holmenkollen, Grefsen and Grorud. Masteroppgave. UiO, Oslo.
- Brynildsrud, K.M., mfl. (2023): <https://forskersonen.no/meninger-natur-oslo/oslo-har-mistet-natur-i-40-ar/2123377>
- Bunce, R.G.H., mfl. (2011): *Manual for Habitat and Vegetation Surveillance and Monitoring: Temperate, Mediterranean and Desert Biomes*. 1 ed. Alterra-Report 2154. Wageningen UR, Wageningen.
- Bærum oppmålingsvesen (1985): *Brunkollen. Vegetasjonskart Bærum. Kartblad CM 046. Målestokk 1:10.000*. Bærum oppmålingsvesen, Bærum.
- Bøe, V., mfl. (2014): *Forprosjekt "Nasjonal, detaljert høydemodell". Sluttrap*. Versjon 10.2. Statens kartverk, Hønefoss.
- Cárni, A., mfl. (2011): Plant communities in gradients. *Plant Biosystems* 145: 54–64.
- Cherrill, A. (2013): Repeatability of vegetation mapping using Phase 1 and NVC approaches: Implications for professional practice and surveyors' training requirements. *Practice* 81: 41-45.
- Cherrill, A. (2016): Inter-observer variation in habitat survey data: investigating the consequences for professional practice. *J. Envir. Plan. Manag.* 59: 1813-1832.
- Cherrill, A. & McClean, C. (1995): An investigation of uncertainty in field habitat mapping and the implications for detecting land cover change. *Lands. Ecol.* 10: 5-21.
- Cherrill, A. & McClean, C. (1999a): Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *J. Appl. Ecol.* 36: 989-1008.
- Cherrill, A. & McClean, C. (1999b): The reliability of 'Phase 1' habitat mapping in the UK: the extent and types of observer bias. *Lands. Urb. Plan.* 45: 131-143.
- Christoffersen, M., mfl. (2019): *Kartlegging av rødlistede landformer: resultater og erfaringer fra pilotprosjekt 2019*. Rap. 037. NGU, Trondheim.
- Christoffersen, M., mfl. (2020): *Kartlegging av glasielle landformer: pilotprosjekt 2019*. Rap. 001. NGU, Trondheim.
- Chytrý, M., mfl. (2014): Assessing vegetation change using vegetation-plot databases: a risky business. *Appl. Veg. Sci.* 17: 32-41.
- CNPS (2011): *Guidelines for mapping rare vegetation*. California Native Plant Society, Sacramento.
- Cots-Folch, R., mfl. (2007): Mapping land cover from detailed aerial photography data using textural and neural network analysis. *Int. J. Rem. Sens.* 28(7): 1625–1642.
- Couvreux, J.M., mfl. (2015): Evaluation of the "observer effect" in botanical surveys of grasslands. *Biotech. Agron. Soc. Environ.* 19: 132-142.
- Dahl, E. (1956): *Rondane. Mountain Vegetation in South Norway and its Relation to the Environment*. Skrifter N. Vid.-Akad. i Oslo. Mat.-Naturvit. kl. 1956, 3. Aschehoug & Co, Oslo.
- Dahlström, A. (2010): Historiska kartor – en kort översikt. I: Tunón, H. & Dahlström, A. (red.), *Nycklar till kunskap. Om människans bruk av naturen*, side 225-232. Centrum för biologisk mångfald, Stockholm.

- Dale, M.B. (1994): Do ecological communities exist? *J. Veg. Sci.* 5: 285-286.
- Dandois, J.P. & Ellis, E.C. (2013): High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. *Rem. Sens. Envir.* 136: 259-276.
- Delin, A. (1992): Kärlevxster i taigan i Hälsingland – deras anpassningar till kontinuitet eller störning. *Svensk Bot. Tidskr.* 86: 147-176.
- Dervo, B.K. (2020): *Salamanderdammene ved Vesle Ossjøen. Vurdering av sårbarhet ved framføring av rørgate.* Rap. 1871. NINA, Trondheim.
- Dervo, B.K., mfl. (2017): *NiN i ferskvann - Utpøving av kartleggingsmetodikk i elv og kobling til typologi i vannforskriftene.* Kortrap. 68. NINA, Trondheim.
- Dervo, B., mfl. (2022): *Feltveileder. Kartlegging av limnisk naturvariasjon etter NiN 2.3 – tilpasset målestokk 1: 5 000 og 1: 20 000.* ADB, Trondheim.
- Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden.* E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- DN-Håndbok 13 (2007): *Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold.* DN-Håndbok 13. DN, Trondheim.
- DN-Håndbok 15 (2000): *Kartlegging av ferskvannslokaliteter.* DN-Håndbok 15-2000. DN, Trondheim
- DN-Håndbok 19 (2007): *Kartlegging av marint biologisk mangfold.* DN-Håndbok 19-2001. Revidert 2007. DN, Trondheim
- Dramstad, W., mfl. (2003): *3Q – Tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap.* Rap. 11. NIJOS, Ås.
- Du Rietz, G.E. (1930): Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer grundlage. *Handbuch der Biologischen Arbeitsmethoden* 11(5, 2): 293-480.
- EEA (2012): *EUNIS habitat classification 2007. Revised description 2012.* European Environment Agency, Copenhagen. <http://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/eunis/eunis-habitat-classification>
- EEC (1992): *Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.* European Economic Community, Brussels. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitats-directive/index_en.htm#interpretation
- ECE (2013): *Interpretation manual of European Union habitats.* EUR 28. Nature ENV B.3. European Commission DG Environment, Brussel. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf
- Engan, G. (2004): *3Q Veileder for flybildetolkning.* Rap. 8. NIJOS, Ås.
- Engan, G. (2012): *3Q Feltkontroll av flybildetolkning. 2. omdrev, 2004-2008.* Rap. 5. Skog & Landskap, Ås.
- Engan, G. (2013): *3Q test av flybildetolkning fra IR-bilder.* Rap. 3. Skog & Landskap, Ås.
- ERIC (1987): *Vegetation mapping issues.* Environ. Res. & Inf. Cons. Pty Ltd, Canberra. http://www.eric.com.au/docs/research/vegetation/ERIC_vege_map.pdf
- Eriksen, E.L., mfl. (2018): Point of view: error estimation in field assignment of land cover types. *Phytocoenologia* 49(2): 135-148.
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. (2017): *Lidar som hjelpemiddel for å identifisere naturtyper.* Rap. 1346. NINA, Oslo.
- Erikstad, L., mfl. (2009): *Evaluerer av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart.* Rap. 448. NINA, Trondheim.
- ESRI (2014): <http://www.esri.com/software/arcgis/arcgismobile>
- Esseen, P.-A., mfl. (2006): *Fältinstruktion för nationell inventering av landskapet i Sverige.* SLU, Umeå.
- Eurostat (2003): *The Lucas Survey: European Statisticians Monitor Territory.* Office for Official Publications of the European Communities. Eurostat, Luxembourg.
- Evju, M., mfl. (2017): *Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk.* Rap. 1357. NINA, Trondheim.
- Evju, M., mfl. (2017): *Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Revidert forslag til vurdering av lokalitetskvalitet.* Rap. 1428. NINA, Trondheim.
- Ewald, J. (2003): A critique for phytosociology. *J. Veg. Sci.* 14: 291-296.
- Fadnes, K. (2007): *Kartlegging med felt-PC. Dokumentasjon av produksjonslinje for jordsmonnkartlegging med felt-PC.* Håndbok 2. Skog & Landskap, Ås.

- Feltveileder (2008): *Landsskogtakseringens feltveileder 2008*. Håndbok 5. Skog & Landskap, Ås.
- Fisher, J.T., mfl. (2014): Savanna woody vegetation classification - now in 3-D. *Appl. Veg. Sci.* 17(1): 172-184.
- Fjellstad, W. & Dramstad, W. (1999): Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. *Lands. Urb. Plan.* 45(4): 177-191.
- Fladby, R. & Andressen, L.T. (1981): *Våre gamle kart*. Norsk lokalhistorisk institutt. Universitetsforlaget, Oslo.
- Framstad, E., mfl. (2019): *Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Forslag til kriterier for lokalitetskvalitet for reviderede naturtyper*. Rap. 1652. NINA, Trondheim.
- Framstad, E., mfl. (2020): *Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Dokumentasjon av sentral økosystemfunksjon*. Rap. 1781. NINA, Trondheim.
- Fremstad, E. (1997): *Vegetasjonstyper i Norge*. Temahefte 12. NINA, Oslo.
- Fremstad, E. & Elven, R. (1987): *Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge*. Økoforsk, Trondheim.
- Fremstad, E. & Moen, A. (2001): *Truete vegetasjonstyper i Norge*. Rap. Bot. Ser. 2001-4. NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Gaarder, G., mfl. (2007): *Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper*. Rap. MU2007-15. Miljøfaglig Utredning, Tingvoll.
- Gaarder, G., mfl. (2017): *Utvikling av metodikk for naturfaglige registreringer i skog - deloppdrag Vestlandet*. Rap. MU2017-3. Miljøfaglig Utredning, Tingvoll.
- Gaarder, G. & Wangen, K. (2019): Kartlegging og verdisetting av naturtyper. I Ingierd, H., Bay-Larsen, I. & Hauge, K.H. (red.). *Interessekonflikter i forskning*, side 191–214. Cappelen Damm Akademisk, Oslo.
- Gardfjell, H. & Hagner, Å. (2012): *Instruktion för Habitatinventering i NILS och MOTH*. Version 2012-04-13. Skogfaglig Ressurshusholdning. Sveriges Lantbruksuniversitet, Umeå.
- Gaussen, H. (1927): *Principes botaniques suivis dans la construction des cartes des productions végétales. Documents pour la carte des productions végétales*. Serie: generalites, 5-15. Paul Lechevalier, Paris.
- Gjelle, S. & Sigmond, E.M.O. (1995): *Bergartsklassifisering og kartsammenstilling*. NGU Skrifter 113. NGU, Trondheim.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. (2015): *Dokumentasjon av miljøverdier i nøkkelbiotoper basert på MiS*. Rap. 165. NIBIO, Ås.
- Gjærevoll, O. (1956): *The Plant Communities of the Scandinavian Alpine Snow-beds*. Det Kong. N. Vidensk. Sels. Skr. 1, Oslo.
- Gorrod, E.J. & Keith, D.A. (2009): Observer variation in field assessments of vegetation condition: Implications for biodiversity conservation. *Ecol. Manag. & Rest.* 10: 31-40.
- Granhus, A., mfl. (2016): *Naturtyperegistrering etter NiN 2.0 i Landsskogtakseringen. Erfaringer og resultater fra pilotprosjekt*. Rap. 2(29). NIBIO, Ås.
- Green, D.R. & Hartley, S. (2000): Integrating photointerpretation and GIS for vegetation mapping: Some issues of error. I Alexander, R. & Millington, A.C. (red.) *Vegetation Mapping*, side 103–134. John Wiley & Sons, Chichester.
- Groesz, F. (2018): *Konsulentbistand til testing og metodikkutvikling for kartlegging av naturtyper og beskrivelsesvariabler ved bruk av fjernmåling*. Blom Norway AS, Lysaker.
- Groesz, F., mfl. (2020): *Fjernmåling av landøkologiske kart. Prosjektrap*. Blom Norway AS, Lysaker.
- Groesz, F., mfl. (2022): *Fjernmåling av naturtyper i fjellet - videreutvikling av prototype*. Blom Norway AS, Lysaker.
- Guisan, A. & Zimmerman, N. E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecol. Mod.* 135: 147-186.
- Gustavsen, L., mfl. (2013): *Arkeologiske undersøkelser - En vurdering av nyere avanserte arkeologiske registreringsmetoder i forbindelse med vegutbyggings-prosjekter*. Rap. 192. Statens vegvesen, Oslo.
- Haga, H.E.E.S., mfl. (2018): Opplæring av nye feltkartleggere: ABC-metoden. *Kart & Plan* 78(4): 377-382.
- Haga, H.E.E.S., mfl. (2021): Quantification of accuracy in field-based land cover maps: A new method to separate different components. *Appl. Veg. Sci.* 24(2): e12578.
- Halvorsen, R. (2016): *NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået*. NiN-Artikkel 3, versjon 2.1.0. ADB, Trondheim.
- Halvorsen, R., mfl. (2009): *Naturtyper i Norge*. NiN-Artikkel 1. ADB, Trondheim.

- Halvorsen, R., mfl. (2011): *Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – grunnlagsundersøkelser*. Rap. 11. NHM, UiO, Oslo.
- Halvorsen, R., mfl. (2014): *NiNs rolle i forvaltningens arbeid med landskap og naturtyper*. NiN-Notat 86e3. NHM, UiO, Oslo.
- Halvorsen, R., mfl. (2016): *NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier*. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1. ADB, Trondheim.
- Halvorsen, R., mfl. (2018): *Forarbeid til standard for kontroll av kvalitet i naturtypekart etter NiN*. Natur i Norge FoU-Rap. 1. ADB, Trondheim.
- Halvorsen, R., mfl. (2020): *Naturtypekart etter NiN for et område omkring Unsetsætra (Biri, Gjøvik, Oppland)*. Rap. 94. NHM, UiO, Oslo.
- Halvorsen, R., mfl. (2020): Towards a systematics of ecodiversity: the EcoSyst framework. *Global Ecol. Biogeogr.* 29(11): 1887-1906.
- Halvorsen, R., mfl. (2021): *Naturtypekart etter NiN for området omkring Veia (Nedre Eiker og Øvre Eiker, Buskerud)*. NHM-Rap. 100. NHM, UiO, Oslo.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. (2017): Dokumentasjon av NiN versjon 2.1 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet. Natur i Norge, Artikkel 11. ADB, Trondheim.
- Halvorsen, R. & Bratli, H. (2019): *Dokumentasjon av NiN versjon 2.2 tilrettelagt for praktisk naturkartlegging: utvalgte variabler fra beskrivelsessystemet*. Natur i Norge, Artikkel 11. ADB, Trondheim.
- Halvorsen, R. & Bryn, A. (2023): <https://www.altinget.no/artikkel/professorer-hvorfor-mangler-naturkartlegging-tillit>
- Halvorsen, R. & Heegaard, E. (2011): *Sannsynlighetsbasert datainnsamling – teori, begreper og en simuleringsundersøkelse*. Rap. 11. NHM, UiO, Oslo.
- Harby, S. (2003): *Kulturminneregistreringer under lupen*. Fortidsminneforeningens Årbok 2003: 57-72.
- Haugland, H., mfl. (2013): *Planting av skog på nye arealer som klimatilak – egnede arealer og miljøkriterier*. Rap. M26. MD, Oslo / Trondheim.
- Haugset, T., mfl. (1996): *Nøkkelibiotoper og artsmangfold i skog*. Siste sjanse, Naturvernforbundet i Oslo og Akershus, Oslo.
- Havforskningsinstituttet (2022): <https://www.hi.no/hi/forskning/prosjekter/marine-grunnkart-i-kystsonen>
- Hearn, S.M., mfl. (2011): The repeatability of vegetation classification and mapping. *J. Envir. Manag.* 92: 1174-1184.
- Hemsing, L.Ø. & Bryn, A. (2012): Three methods for modelling potential natural vegetation (PNV) compared: A methodological case study from south-central Norway. *Norw. J. Geogr.* 66(1): 11-29.
- Hesjedal, O. (1973): *Vegetasjonskartlegging*. NLH, Ås.
- Hesjedal, O. (1975): Large-scale Vegetation Mapping in Norway. *Phytocoenologica* 2: 388-395.
- Hesjedal, O. (1976): *Bruk av fargeinfra- og multispektrale flybilder ved vegetasjonskartlegging*. SNSF-prosjektets Rap. 17. Jorddirektoratet, Ås.
- HF (2004): *Kulturminner for Hedmarks framtid: Fylkesdelsplan for vern og bruk av kulturminner fra 2005*. Hedmark fylkeskommune, Hamar.
- Homolova, L., mfl. (2013): Review of optical-based remote sensing for plant trait mapping. *Ecol. Compl.* 15: 1-16.
- Hope-Simpson, J.F. (1940): On the Errors in the Ordinary use of Subjective Frequency Estimations in Grassland. *J. Ecol.* 28: 193-209.
- Horvath, P., mfl. (2021): A comparison of three ways to assemble wall-to-wall maps from distribution models of vegetation types. *GISci. & Rem. Sens.* 58(8): 1458-1476.
- Horvath, P., mfl. (2019): Distribution modelling of vegetation types based on an area frame survey. *Appl. Veg. Sci.* 22(4): 547-560.
- Horvath, P., mfl. (2019): *Oppsett og tilrettelegging av QGIS for NiN naturtypekartlegging*. Rap. 83. NHM, UiO, Oslo.
- Høitomt, G. & Nygård, M. (2018): *NiN-kartlegging i ferskvann i Dokkadeltaet*. Rap. 2018-11. Dokkadeltaet Våtmarkssenter AS, Dokka.
- ICA (2015): International Cartographic Association. ICA strategic plan 2003-2011. <http://icaci.org/mission/>

- Ihse, M. (1978): *Flygbildstolkning av vegetation i mellansvensk terräng – en metodstudie för översiktlig kartering*. Rap. SNV PM 1083. Statens Naturvårdsverk, Solna.
- Ihse, M. (2007): Colour infrared aerial photography as a tool for vegetation mapping and change detection in environmental studies of Nordic ecosystems: A review. *Norw. J. Geogr.* 61:170-191.
- Jansson, U., mfl. (2012): *Naturtypekartlegging i 12 verneområder i Hordaland 2011 - sammenligninger med NiN-kartlegging*. Rap. 1. BioFokus, Oslo.
- Jansson, U., mfl. (2012): *Forslag til inndeling av skog i revidert DN Håndbok 13 – med 11 faktaarkutkast*. Not. 40. Biofokus, Oslo.
- Jansson, U., mfl. (2013): *Sammenligning og problematisering av kartlegging med NiN og DN Håndbok 13 – Oslo og Akershus 2012*. Rap. 4. Biofokus, Oslo.
- Jansson, U. & Høitomt, T. (2021): <https://www.dagsavisen.no/debatt/2021/11/09/vet-vi-ikke-hva-vi-har-vet-vi-ikke-hva-vi-mister/>
- JNCC (2016): *Handbook for Phase 1 habitat survey - a technique for environmental audit*. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough, UK.
- Johansen, B. (2009): *Vegetasjonskart for Norge basert på LandSat TM/ETM+ data*. Rap. 4. NORUT, Tromsø.
- Johansen, B.E., mfl. (2012): Vegetation mapping of Svalbard utilising Landsat TM/ETM+ data. *Polar Record* 48: 47-63.
- Kartverket (2020): <https://www.kartverket.no/geodataarbeid/marine-grunnkart-i-kystsonen>
- Kastdalen, L. (2011): *Lavkart Setesdal / Ryfylkeheiene og Setesdal Austhei. Metodeutvikling og validering av kart*. DN-Utredning 7. DN, Trondheim.
- Keddy, P. (1993): Do ecological communities exist? A reply to Bastow Wilson. *J. Veg. Sci.* 4: 135-136.
- Kielland-Lund, J. (1962): *Skogplantesamfunn i Skrukkelia*. NLH, Ås.
- Kielland-Lund, J. (1973): A classification of Scandinavian forest vegetation for mapping purposes. *IBP i Norden* 11: 173-206.
- Kielland-Lund, J. (1994): Syntaxonomy of Norwegian forest vegetation 1993. *Phytocoenologia* 24: 299-310.
- Kilden (2016): <http://kilden.skogoglandskap.no/map/kilden/index.jsp?theme=http://kilden.skogoglandskap.no>
- Krogh, T. (2013): *Kvalitetssikringsveileder for SOSI-filer i biologisk mangfold datasett til naturbase*. Versjon 8. Mai 2013. DN, Trondheim.
- Krummel, J.R. (1986): Landscape ecology: spatial data and analytical approaches. I Dyer, M.I., Crossley, D.A. (red.). *Coupling Remote Sensing Studies with Ecology*, side 125-132. US Man and the Biosphere Program. US Dep. of State, Washington DC.
- Krygier, J. & Wood, D. (2011): *Making maps. A visual guide to map design for GIS*. Second edition. Guilford Publications, New York.
- Küchler, A.W. (1967): *Vegetation Mapping*. The Ronald Press Company, New York.
- Küchler, A.W. & Zonneveld, I.S. (red.) (1988): *Vegetation Mapping*. Kluwer, Dordrecht.
- Kuiper, E. & Bryn, A. (2013): Forest regrowth and cultural heritage sites in Norway and along the Norwegian St Olav pilgrim routes. *Inter. J. Biodiv. Sci., Ecos. Ser. & Manag.* 9(1): 54-64.
- Kyrkjeeide, M.O., mfl. (2021): <https://blogg.forskning.no/plantepressa/ekspertene-pa-truede-arter-er-utrydningstruet/1931861>
- Larsen, B.H., mfl. (2014): *Naturtyper i 21 verneområder i Oppland. Resultater fra basiskartlegging etter NiN-systemet i 2013*. Rap. MU2014-6. Miljøfaglig Utredning AS, Tingvoll.
- Larsson, J. (1974): *Vegetasjonskartlegging m. 1:50 000. Inventering av arealressurser*. Jorddirektoratet, Ås.
- Larsson, J.Y., Kielland-Lund, J. & Søgne, S. (1994): *Barskogens vegetasjonstyper*. Landbruksforlaget, Oslo.
- Laubenfels, D.J. de (1975): *Mapping the world's vegetation. Regionalization of Formations and Flora*. Syracuse University Press, New York.
- LD (2017): *Veileder for kartlegging av MiS-livsmiljøer etter NiN*. Veileder versjon 1.0.1. LD, Oslo.
- LD (2020): *Veileder for kartlegging av MiS-livsmiljøer etter NiN*. Veileder versjon 1.0.3. LD, Oslo.

- Lengyel, S., mfl. (2008): Habitat monitoring in Europe: A description of current practices. *Biodiversity and Conservation* 17: 3327-3339.
- Lieng, E., mfl. (2006): *Satellittdata til kartlegging av arealdekke. Utprøving av tilgjengelige kartdata for klassifisering av Sør-Trøndelag*. Utredning 5. DN, Trondheim.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (2011): *Norsk rødliste for naturtyper*. ADB, Trondheim.
- Lundberg, A. (2005): *Landskap, vegetasjon og menneske gjennom 400 år. Naturmiljø, arealbruk, slitasje og skog i Hystadmarkjo, Stord*. Fagbokforlaget Vigmostad & Bjørke AS, Bergen.
- Lundberg, A. (2011): Climate and land-use change as driving forces in lowland semi-natural vegetation dynamics. *Erdkunde* 65(4): 335-353.
- Magnusson, S.H., mfl. (2009): *Vistgerðir á miðhálandi Íslands. Flokkun, lýsing og verndargildi*. NÍ-09008. Icelandic Institute of Natural History, Reykjavík.
- Magnussen, S. & Russo, G. (2012): Uncertainty in photo-interpreted forest inventory variables and effects on estimates of error in Canada's National Forest Inventory. *Forestry Chronicle* 88(4): 439-447.
- Marker, E. (1969): A vegetation study of Langøya, Southern Norway. *Nytt Mag. for Bot.* 16: 15-44.
- Maus, P., mfl. (1995): *Guidelines for the use of digital imagery for vegetation mapping*. Dep. of Agri., Washington DC.
- Midteng, R. (2017): *Metodeutvikling – bruk av NiN ved naturfaglige registreringer i skog - evalueringsrap*. Asplan Viak, Oslo.
- Mienna, I.M., mfl. (2022): Land cover classification of treeline ecotones along a 1100 km latitudinal transect using spectral- and three-dimensional information from UAV-based aerial imagery. *Rem. Sens. in Ecol. and Cons.* 8(4): 536-550.
- Milberg, P., mfl. (2008): Observer bias and random variation in vegetation monitoring data. *J. Veg. Sci.* 19: 633-644.
- Miljødirektoratet (2020): Kartleggingsinstruks. Kartlegging av Naturtyper etter NiN2 i 2020. M-1621. MD, Oslo.
- Miljødirektoratet (2023): Kartleggingsinstruks 2023: Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. M-2209. MD, Oslo.
- Mirkin, B.M. (1994): Which plant communities do exist? *J. Veg. Sci.* 5: 283-284.
- Moen, A. (1973): Erfaringer fra vegetasjonskartleggingen i Trøndelagsområdet, med hovedvekt på myrenhetene. *IBP i Norden* 11: 93-109.
- Moen, A. & Jensen, J. (1979): Naturvitenskapelige interesser og verneverdier i Forravassdraget og Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag. *Gunneria* 33: 1-94.
- Moen, A. & Moen, B.F. (1975): *Vegetasjonskart som hjelpemiddel i arealplanleggingen på Nerskogen, Sør-Trøndelag*. D. Kong. N. Viden. Sel. Mus. Rap. Bot. Ser. 5, Trondheim.
- Mõisja, K., mfl. (2018): The implications of field worker characteristics and landscape heterogeneity for classification correctness and the completeness of topographical mapping. *ISPRS Inter. J. Geo-Information*, 7(205):1-16.
- Mork, E. & Heiberg, H.H. (1937): Om vegetasjonen i Hirkjølen forsøksområde. *Medd. fra det N. Skogforsøksvesen* 19: 617-668.
- Morrison, L.W. (2016): Observer error in vegetation surveys: A review. *J. Plant Ecol.* 9: 367-379.
- Mueller-Dombois, D. & Ellenberger, H. (1974): *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Muller, E. (1997): Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. *Aquatic Botany* 58: 411-437.
- Müllerova, J. (2004): Use of digital aerial photography for sub-alpine vegetation mapping: A case study from the Krkonoše Mts., Czech Republic. *Plant Ecol.* 175(2): 259-272.
- Naas, A.E., mfl. (2023): What explains inconsistencies in field-based ecosystem mapping? *Appl. Veg. Sci.*, 26, e12715.
- Naturbase (2020): <https://kart.naturbase.no/>
- Naturmangfoldloven (2009): Odelstingsproposisjon 52 (2008-2009): Om lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). Miljøverndepartementet, Oslo. <http://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>
- Natur i Norge (2015): <http://www.artsdatabanken.no/NaturiNorge>
- Neumann, C. (2020): Habitat sampler—A sampling algorithm for habitat type delineation in remote sensing imagery. *Div. and Dist.* 26: 1752- 1766.

- NGU (2015): <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- NGU (2015a): <http://www.ngu.no/emne/naturlig-variasjon>
- Nilsen, B., mfl. (2013): Using tablet for mountain dairy farm registration. *Kart & Plan* 73, 179-185.
- Nilsen, S. (2008): Kartografien. I Grindrud, K., Rasmussen, H., Nilsen, S., Lillethun, A., Holten, A. & Sanderud, Ø. (red.). *GIS. Geografisens språk i vår tidsalder*, side 150-179. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim.
- NOF (2012): *Brukerveiledning for O-Kartregisteret*. Norges orienteringsforbund, Oslo. <http://gis.umb.no/~havatv/nof/o-kartreg.pdf>
- Norderhaug, A., mfl. (2000): Biotope patterns and abundance of meadow species in a Norwegian rural landscape. *Land. Ecol.* 15(3): 201-218.
- Nordhagen, R. (1917): *Planteveksten på Froøene og nærliggende øer*. D. Kon. N. Vid. Sel. Skr. 8-1916, Trondheim.
- Nordhagen, R. (1928): *Die vegetation und flora des Sylengbietes*. Skrifter utgitt av det Norske Videnskaps-Akademi. Mat.-Naturvid. kl. 1928, Oslo.
- Nordhagen, R. (1936): *Versuch einer neuen Einteilung der sub-alpinen Vegetation Norwegens*. Bergens Museums Årbok 7, Bergen.
- Nordhagen, R. (1943): *Sikkildalen og Norges fjellbeiter. En plantesosiologisk monografi*. Bergens Museums Skrifter 22, Bergen.
- Norge Digitalt (2013): http://norgedigitalt.no/Norge_digitalt/Norsk/Basisdata/Hoydedata+DTM/
- O-Kartregisteret (2014): <http://gis.umb.no/o-kart/inn/>
- Olsson, H., mfl. (2014): *Flygburen laser och digitala bilder för kartering och övervakning av akvatisk och terrester miljö*. Rap. 6633. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Olsen, H., mfl. (2012): *Jordsmonnkartlegging. Fakta 12-2012. Skog & Landskap*, Ås.
- Oslo Helseråd (1982): *Bygdøy. Vegetasjonskart Oslo. Kartblad CN 045-5-4. Målestokken 1:5.000*. Oslo kommune, Oslo helseråd, Oslo.
- Oslo kommune (1990): *Nøklevann. Vegetasjonskart Oslo. Kartblad CP 044. Målestokken 1:10.000*. Oslo kommune, Etat for miljørettet helsevern, Oslo.
- Palkhanov, I. (2014): *Distribution modelling of vegetation types based on varying densities of area frame survey plots*. Masteroppgave. NMBU, Ås.
- Palmer, M.W. & White, P. (1994): On the existence of ecological communities. *J. Veg. Sci.* 5: 279-282.
- Palmer, M., mfl. (2002): Quantitative tools for perfecting species lists. *Environmetrics* 13: 121-137.
- Paule, T. (2012): *Geovekst – et vellykket samarbeid om digital kartlegging*. Geovekst, Hønefoss.
- Pedersen, B., mfl. (2017): *Evaluerer av forslag til metode for naturfaglige registreringer i skogvernarbeidet basert på Natur i Norge-systemet*. Rap. 1319. NINA, Trondheim.
- Pedrotti, F. (2013): *Plant and vegetation mapping*. Springer Verlag, Heidelberg.
- Petry, F.E. & Cobb, M.A. (2010): *Fuzzy modelling with spatial information for geographic problems*. Springer Verlag, Berlin.
- Påhlsson, L., (red.) (1994): *Vegetationstyper i Norden*. TemaNord 665. Nordiska Ministerrådet, København.
- QGIS (2013): <http://www.qgis.org/en/site/>
- RA (2003): *Kulturminne og kulturmiljø i konsekvensutreiingar*. Rap. 31. RA, Oslo.
- RA & DN (2011): *Veileder. Metode for landskapsanalyse i kommuneplan*. RA / DN, Oslo / Trondheim.
- Reitan, E.P. (2013): *Populære berggrunnskart på nett*. NGU, Trondheim. <http://www.ngu.no/no/Aktuelt/2013/Populare-berggrunnskart-pa-nett/>
- Rekdal, Y. & Bryn, A. (2010): Mapping of vegetation in Norway. *Viten* 1: 93-96.
- Rekdal, Y & Larsson, J.Y. (2005): *Veiledning i vegetasjonskartlegging* M 1:20 000 – 50 000. NIJOS, Ås.
- Richards, P.W., mfl. (1940): The recording of structure, life form and flora of tropical forest communities as a basis of their classification. *J. Ecol.* 28: 224-239.

- Riksrevisjonen (2006): *Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder*. Dokument 3-12. Riksrevisjonen, Oslo.
- Riksrevisjonen (2007): *Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge*. Dokument 3-11. Riksrevisjonen, Oslo.
- Rinde, E., mfl. (2014): The Influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic. *PLoS ONE* 9(6): e100222.
- Rinde, E., mfl. (2006): *Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DNS Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper*. Rap. 5321. NIVA, Oslo.
- Rinde, E., mfl. (2021): Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. Rap. 7605. NIVA, Oslo.
- Risbøl, O., mfl. (2002): *Kulturminner og kulturmiljø i Gråfjell, Regionfelt Østlandet, Åmot kommune i Hedmark. Arkeologiske registreringer 2002, fase 4*. Rap. 125. NINA-NIKU, Oslo.
- Risbøl, O., mfl. (2005): Skog og kulturminner – en kritisk kommentar til prosjektet «Miljøregistreringer i skog – delprosjekt kulturminner». *Utmark* 1: 1-9.
- Rocchini, D., mfl. (2013): Uncertainty in ecosystem mapping by remote sensing. *Computers & Geosci.*, 50: 128–135.
- Rodwell, J.S. (2006): *National Vegetation Classification: Users' handbook*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Salisbury, E.J. (1931): The standardization of descriptions of plant communities. *J. Ecol.* 19: 177-189.
- Scobie, A. (2018): *Habitat map of Scotland upland mapping pilot: developing a method to map upland habitats using stereo colour near-infrared aerial imagery*. Report No. 983. Scottish Natural Heritage, Edinburgh.
- Scott, W.A. & Hallam, C.J. (2002): Assessing species mis-identification rates through quality assurance of vegetation monitoring. *Plant Ecol.* 165: 101-115.
- Sickel, H., mfl. (2004): How to monitor semi-natural key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas: An aerial photo and GPS method study. *Landsc. Urb. Plan.* 67(1-4): 67-77.
- Simensen, T., mfl. (2020): Composite landscape predictors improve distribution models of ecosystem types. *Div. Distr.* 26(8): 928-943.
- Skarpaas, O., mfl. (2023): Skogens dynamikk, struktur og artsmangfold - bakgrunnskunnskap for en ny beskrivelse av skogbestandsdynamikk i NiN. Rap. 111. NHM, UiO, Oslo.
- Skeie, M.F. (2019): *Er skogkartlegging med flybåren laser en mer hensiktsmessig metode for å finne områder med naturskog, enn Natur i Norge (NiN)'s naturskogkriterier?* Masteroppgave. NMBU, Ås.
- Skog & Landskap (2010): *Arealressurskart AR5*. Rap. 2. Skog & Landskap, Ås.
- Skråmo, G. (1979): Flyfotoet. Landbruksforlaget, Oslo.
- Solheim, E. (1978): Bruk av infrarød fargefilm ved vegetasjonskartlegging. *Kart & Plan* 4: 246-256.
- Statens Kartverk (2014a): <http://www.statkart.no/Kart/Kartdata/Vektorkart/N50/>
- Statens Kartverk (2014b): <http://www.statkart.no/Standarder/SOSI/SOSI-arbeidsgruppe-6/>
- Stevens, J.P., mfl. (2004): Repeatability of Phase 1 habitat survey. *J. Envir. Manag.* 73(1): 53-59.
- St.meld. 42 (2000-2001): *Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning*. Stortingsmelding, 42, Oslo.
- Strand, G-H. (2013): The Norwegian area frame survey of land cover and outfield land resources. *Norw. J. Geogr.* 67(1): 24-35.
- Strand, G-H., mfl. (2016a): *Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper (NiN). Framlegg til metode og arbeidsopplegg*. Rap. 2 (55). NIBIO, Ås.
- Strand, G.-H., mfl. (2016b): *Arealrepresentativ kartlegging og overvåking av naturtyper (NiN). Framlegg til hovedprosjekt og feltinstruks*. Rap. 130 (2). NIBIO, Ås.
- Sørli, H.A. (2023): <https://www.altinget.no/klima/artikkel/hans-asbjorn-soerlie-misvisende-om-politisering-av-naturkartlegging>
- Tansley, A.G. (1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecol.* 16: 284-307.
- Techworld (2013): <http://www.techworld.no/?p=1769>

- Tennøy, A. (2024): Kvalitet i konsekvensutredninger. I Holth, F. & Winge, N.K. (red.). *Konsekvensutredninger*, side 185-207. Universitetsforlaget, Oslo.
- Thylén, A. & Blindheim, T. (2017): *Metodeutvikling for naturfaglige registreringer i skog*. Rap. 4. BioFokus, Oslo.
- Tingstad, L., mfl. (2019): *Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag*. Rap. 1642. NINA, Trondheim.
- Torma, M. & Halvorsen, R. (2021): *Natur i Norge guide. Multi-plattform app utviklet for Artsdatabanken*. ADB, Trondheim.
- Trass, H. & Malmer, N. (1978): North European approaches to classification. I Whittaker, R.H. (red.). *Classification of plant communities*, side 201-245. Junk, The Hague.
- Tulloch, V.J., mfl. (2013): Incorporating uncertainty associated with habitat data in marine reserve design. *Biol. Cons.* 162: 41-51.
- Tunstall, B. (2007): *Vegetation: Continuum or discrete states?* Env. Res. & Inf. Cons. Pty Ltd, Canberra. http://www.eric.com.au/docs/research/vegetation/eric_continuum.pdf
- Tveite, H. (2004): *Anleggsregister og kartdatabase for norske orienteringskart*. Kartutvalget. Norges orienteringsforbund, Oslo. <http://ilm425.umb.no/~lanht/o/kartutv/anlreg/kartdb.pdf>
- Tømmervik, H., mfl. (2009): Above ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarkskvidda, northern Norway, in the period 1957–2006. *For. Ecol. Manag.* 257: 244–257.
- Ullerud, H.A., mfl. (2018): Consistency in land cover mapping; influence of fieldworkers, spatial scale and classification system. *App. Veg. Sci.* 21(2): 278-288.
- Ullerud, H.A., mfl. (2016.): Distribution modelling of vegetation types in the boreal-alpine ecotone. *App. Veg. Sci.* 19 (3): 528-540.
- Ullerud, H.A., mfl. (2020): Bridging theory and implementation - Testing an abstract classification system for practical mapping by field survey and 3D aerial photographic interpretation. *Norw. J. Geogr.* 73(5): 301-317.
- van Son, T., mfl. (2020): Achieving reliable estimates of the spatial distribution of kelp biomass. *Front. Mar. Sci.* 7: 107.
- Vesterbukt, P., mfl. (2013): *Basiskartlegging etter NiN (Naturtyper i Norge) i 10 utvalgte verneområder i Østfold*. Resultater. Rap. 8 (75). Bioforsk, Kvithamar.
- Vevle, O. (1987): *Norske vegetasjonstyper*. Distriktshøgskolen i Telemark, Bø.
- Veza, P., mfl. (2014): Habitat modeling in high-gradient streams: the mesoscale approach and application. *Ecol. App.* 24 (4): 844-861.
- Værland, E.S. (2017): *Semi-natural grasslands in Southeastern Norway. Investigating the land cover contents of Nature-based localities*. Masteroppgave. UiO, Oslo.
- Wehn, S., mfl. (2012): Forest line changes after 1960 in a Norwegian mountain region – implications for the future. *Norw. J. Geogr.* 66(1): 2-10.
- Whittaker, R.H. (1962): Classification of natural communities. *The Bot. Rev.* 28 (1): 1-239.
- Wilson, J.B. (1994): Who makes the assembly rules? *J. Veg. Sci.* 5: 275-278.
- 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.
- Wintle, B.C., mfl. (2013): Improving visual estimation through active feedback. *Meth. in Ecol. and Evol.* 4: 53-62.
- Wollan, A.K., mfl. (2018): *Test av metoder for etterkontroll av kvalitet i naturtypekart etter NiN versjon 2, på Jeløya 2017*. Natur i Norge FoU-Rap. 2. ADB, Trondheim.
- Xie, Y., mfl. (2008): Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. *J. Plant Ecol.* 1(1): 9–23.
- Zinke, P. & Dervo, B.K. (2019): *Utprøving og utvikling av NiN i ferskvann. Med særlig fokus på morfologi, substrat og hydrodynamikk. Del 2: Kort beskrivelse og testing av NiN-systemet*. Rap. B1-2019-2. NTNU, Trondheim.
- Zonneveld, I.S. (1989): The land unit – a fundamental concept in landscape ecology and its applications. *Landsc. Ecol.* 3(2): 67-86.
- Zumbühl, G. (1986): Vegetationskartierung und Untersuchungen zum landwirtschaftlichen Ertrag im MaB6-Gebiet Davos. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Zürich* 88a: 13-113.
- Zurell, D., mfl. (2020): A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography* 43: 1261–1277.

- Ødegaard, F., mfl. (2001): *Grunnlag for standardisert klassifisering av habitattyper og trusselfaktorer i den nasjonale rødlista. Test av systemet på tre taksonomiske grupper*. Fagrap. 47. NINA, Trondheim.
- Ørka, H.O., mfl. (2012): Subalpine zone delineation using LiDAR and Landsat imagery. *Rem. Sens. Environ.* 119: 11–20.
- Ålbu, Ø. (2012): *Veileder for klargjøring av egenskaper for datasett som skal inn i Naturbase*. DN-Notat datert 05.12.2012. DN, Trondheim.

Vedlegg 1

Regler for sammenslåing av grunntyper til kartleggingsenheter

Sammenslåing av grunntyper til kartleggingsenheter følger de generelle og de spesielle prinsippene i tabellen under. Prinsippene går ut på at en utnytter kunnskapen om romlig variasjon i de underliggende lokale komplekse miljøgradientene (LKM), som er basis for å definere grunntyper, til å bestemme om, og for hvilken målestokk, grunntypene aggregeres til kartleggingsenheter. Grunntyper definert av trinn langs lokale komplekse miljøvariablene som varierer over kortest avstand, det vil si har minst karakteristisk romlig skala for variasjon (lav KRSV¹), slås sammen til kartleggingsenheter først (det vil si ved finest målestokk). De lokale komplekse miljøvariablene (LKM) som varierer over større avstander, det vil si med stor karakteristisk romlig skala for variasjon (høy KRSV), fører først til sammenslåing på en grovere målestokk eller til at grunntyper ikke slås sammen.

Forkortelser: KRSV = karakteristisk romlig skala for variasjon, LKM = lokal kompleks miljøvariabel.

Generelle prinsipper

1	Sammenslåing av grunntyper skal skje på grunnlag av forventede sammenhenger mellom frekvensfordelingen av karakteristisk romlig skala for variasjon (KRSV) langs hver enkelt LKM, det vil si lineær median utstrekning av en arealenhet (minstearealet definert for polygoner for de ulike målestokkene) som har en utstrekning på ett trinn eller en klasse.
2	Det utarbeides generelle regler, slik at når KRSV er gitt, er også sammenslåingsmønsteret for grunntyper og kartleggingsenheter basert på denne variabelen gitt. Dette reduserer det subjektive elementet i sammenslåingen av grunntyper til kartleggingsenheter.
3	KRSV kan, når det er grunnlag for det, settes særskilt for hver hovedtype. Begrunnelsen for dette er at KRSV kan variere mellom hovedtyper.
4	Standard KRSV-tall er tilgjengelig ved forespørsel. Det er disse KRSV-tallene som skal benyttes når det ikke er sterke grunner for å angi avvikende, hovedtypespesifikke KRSV-tall.
5	Første sammenslåingsrunde finner sted når $KRSV \approx$ minstearealet for kartlegging i den aktuelle målestokken, som er: 1:500 (1), 1:5 000 (2), 1:20 000 (3) og 1:50 000 (4). Merk at KRSV er angitt i 2-logaritmeenheter avrundet nedover, det vil si at 0 svarer til KRSV-verdi i intervallet 1–2 m, 2 svarer til 4–8 m, 3 til 8–16 m, 4 til 16–32 m og 5 til 32–64 m etc.
6	Bare grunntyper innen samme hovedtype kan slås sammen fordi aggregeringen forutsetter at samme sett av LKM er relevant for enheter som skal aggregeres. Det finnes derfor ingen kartleggingsenheter som aggregerer hovedtyper, men i noen tilfeller er alle grunntyper innen en hovedtype aggregert til én kartleggingsenhet (ved lav KRSV for alle LKM'er som definerer grunntypene).
7	Hovedregelen er at grunntyper slås sammen til kartleggingsenheter som i sin tur slås sammen til stadig bredere definerte kartleggingsenheter etc. I spesielle tilfeller åpnes det for oppløsning av enheter (grunntyper eller kartleggingsenheter) som ledd i aggregeringsprosessen, det vil si at innholdet i en enhet fordeles på to (eller flere) enheter. 'Oppløs' skal bare brukes i unntakstilfeller, der aggregering vil medføre svært uhenstkommessige kartleggingsenheter. Innholdet i den oppløste enheten skal fordeles på kartleggingsenheter som økologisk sett passert best.
8	For LKM-er med 3 trinn, hvorav ett er et normaltrinn, beholdes trinnet vi antar at dekker størst areal (dvs. er vanligst) usammenslått. Sammenslåingsmønsteret for normale hovedtyper legger føringer for hvordan grunntypene i spesielle, økologisk nærstående hovedtyper aggregeres. Et eksempel er hvordan grunntyper for LM-KA Kalkinnhold i VB01 (slås sammen fra 4 til 3 trinn) etter mønster av aggregeringen i VA01 fra 5 til 3 trinn.
9	Grunntyper for vannmassesystemer er definert for LKM og RKM med KRSV verdier >7, og kan brukes som kartleggingsenheter også i målestokk 1:50 000.

¹ Les mer om karakteristisk romlig skala for variasjon (KRSV) i NiN 3, systemdokumentasjon 1 (Halvorsen m. fl. 2023).

Spesielle prinsipper

1	For LKM med mer enn to trinn, skjer aggregeringen i flere omganger.
2	For LKM med artsuttyning som ender i ekstremverditrinn for disruptiv forstyrrelse eller miljøstress (også suksessgradienter), som dekker så små arealer at de etter reglene skal slås sammen med andre polygoner, skal potensielle kartleggingsenheter for ekstremtrinnet (uten stabil artssammensetning), der den aktuelle LKM'en overstyrer alle andre LKM-er, tillates slått sammen med polygoner for andre trinn eller oppløses. Denne regelen innebærer at polygonene i ulike målestokker ikke vil være strengt hierarkisk nøstete. For eksempel kan en polygon for et disruptivt ekstremtrinn som er kartleggingsenhet f.eks. i 1:5 000 kan bli fordelt på to ulike polygoner i 1:20 000. Dette er vurdert som et mindre problem enn alternativet, at 'småpolygoner' for natur uten arter medfører at større polygoner for grunntyper som dekker store arealer vil måtte aggregeres allerede ved kartlegging i fine målestokker.
3	For LKM med et like antall trinn, skal trinnene slås sammen parvis
4	For LKM med et ulike antall trinn, skal normaltrinnet fortrinnsvis holdes usammenslått. Å beholde normaltrinnet usammenslått har prioritet over å beholde ekstremtrinnet usammenslått. Dersom LKM har et ekstremtrinn og intet normaltrinn skal ekstremtrinnet beholdes usammenslått.
5	For LKM med ulike antall trinn (3, 5, 7) uten normal- og/eller ekstremtrinn, skal enheten som spenner over færrest basistrinn (1 eller 2, i stedet for 3) slås sammen med enheten for lavere eller høyere nabotrinn langs LKM-en.
6	Ved sammenslåing av klasser for faktorvariabler, f.eks. LM-MT Fysisk menneskepåvirket fastmark, kan flere klasser slås sammen dersom det er så liten økologisk avstand mellom klassene at reglene tilsier at de skal slås sammen.
7	Andre sammenslåing finner sted i målestokk KRSV+2; tredje sammenslåing på KRSV+3. I hver av disse sammenslåingsrundene opprettholdes normaltrinnet dersom slikt finnes, ellers ekstremtrinnet.
8	I tilfeller der en enhet (grunntype eller kartleggingsenhet) omfatter flere basistrinn langs en LKM enn enheter den etter reglene skal slås sammen med, skal aggregering med den av enhetene som inneholder tyngdepunktet vurderes framfor oppløsning.

Eksempel på sammenslåing av kartleggingsenheter for hovedtypen TB01 Fastmarksskogsmark med Vannmetning basistrinn 0a (VM_0a). Øverste tabell viser de 2 kartleggingsenhetene for målestokk 1:50 000. Nest øverste tabell viser de 6 kartleggingsenhetene for målestokk 1:20 000. Nest nederste tabell viser de 12 kartleggingsenhetene for 1:5 000, som i dette tilfellet er lik grunntypene (nederste tabell).

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:50 000 (med VM_0a), basert på sammenslåing av 1:20 000 enheter. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:50 000 er -M050-.

abcdefgh	TB01-M050-01 kalkfattig- til intermediær skog		TB01-M050-02 kalkskog
UF / KA	bc	def	ghi

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:20 000 (med VM_0a), basert på sammenslåing av 1:5 000 enheter. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:20 000 er -M020-.

efgh	TB01-M020-04 lyng- og lavskog	TB01- M020-05 lyng- og lav-lågurtskog	TB01- M020-06 kalklyng- og kalklavskog
abcd	TB01- M020-01 blåbær-bærlyngskog	TB01- M020-02 lågurt-bærlyng-lågurtskog	TB01- M020-03 frisk kalkskog og kalk- bærlyngskog
UF / KA	bc	def	ghi

Kartleggingsenheter for Fastmarksskogsmark i 1:5 000 (med VM_0a), som er like som grunntypene. Legg merke til at midterste delen av koden for kartleggingsenheter i målestokk 1:5 000 er -M005-.

gh	TB01-M005-10 lavskog	TB01-M005-11 lav-lågurtskog	TB01-M005-12 kalk-lavskog
ef	TB01-M005-07 lyngskog	TB01-M005-08 lyng-lågurtskog	TB01-M005-09 kalk-lyngskog
cd	TB01-M005-04 bærlyngskog	TB01-M005-05 bærlyng-lågurtskog	TB01-M005-06 kalk-bærlyngskog
ab	TB01-M005-01 blåbærskog	TB01-M005-02 lågurtskog	TB01-M005-03 frisk kalkskog
UF / KA	bc	def	ghi

Grunntyper for Fastmarksskogsmark (med VM_0a). Legg merke til at midterste delen av koden ikke benyttes for grunntyper.

gh	TB01-10 lavskog	TB01- 11 lav-lågurtskog	TB01- 12 kalk-lavskog
ef	TB01- 07 lyngskog	TB01- 08 lyng-lågurtskog	TB01- 09 kalk-lyngskog
cd	TB01- 04 bærlyngskog	TB01- 05 bærlyng-lågurtskog	TB01- 06 kalk-bærlyngskog
ab	TB01- 01 blåbærskog	TB01- 02 lågurtskog	TB01- 03 frisk kalkskog
UF / KA	bc	def	ghi



Artsdatabanken er en faglig uavhengig etat med eget styre, underlagt Klima- og miljødepartementet. Vår hovedoppgave er å formidle oppdatert og lett tilgjengelig informasjon om arter og naturtyper. Gjennom innhenting, systematisering og formidling av kunnskap, bygger vi broer mellom vitenskap og samfunn.

Vi gir ut den norske Rødlista for arter og Rødlista for naturtyper, samt risikovurderinger av fremmede arter med Fremmedartliste. Gjennom Artsprosjektet bidrar vi til å bygge opp kunnskapen om arter i Norge, med spesiell vekt på de artene man vet lite om i dag. Vi har ansvar for rapporteringssystemet Artsobservasjoner og tilbyr stedfestet informasjon om norsk natur, i samarbeid med en rekke dataleverandører.

Artsdatabanken har også ansvar for type- og beskrivelsessystemet Natur i Norge (NiN) som skal legges til grunn for all naturtypekartlegging i landet, og for kartleggingsveiledning knyttet til NiN.