

NIN SYSTEMDOKUMENTASJON: 1



Rune Halvorsen
Lars Erikstad
Anders Bryn



ARTSDATABANKEN

NiN (Natur i Norge) systemdokumentasjon

NiN er basert på et omfattende vitenskapelig arbeid utført av en rekke eksperter. I systemdokumentasjonen finner du all faglig dokumentasjon, inkludert teori og prinsipper som systemet er basert på, hvordan systemet er bygd opp, endringer som er gjort etc.

NiN (Natur i Norge) kartleggingsveiledere

Dette er Artsdatabankens sine veiledere for praktisk kartlegging av naturvariasjon etter NiN systemet.

Blant publikasjonene her finnes beskrivelser av kartleggingsenheter, artstabeller m.m som skal være til hjelp ved praktisk kartlegging og annen bruk av NiN.

NiN (Natur i Norge) oversettelsesnøkler

Blant disse publikasjonene finner du oversettelser mellom NiN og andre systemer som er og har vært i bruk for å beskrive naturvariasjon i Norge.

NiN (Natur i Norge) FoU-rapporter

FoU-rapportene inneholder resultater av forskning og utviklingsarbeid finansiert gjennom Artsdatabanken, med siktemål å forbedre NiN-systemet.

Utførende institusjon: Universitetet i Oslo, Naturhistorisk museum

Oppdragsgiver: Artsdatabanken

Prosjektansvarlig: Rune Halvorsen

Medforfattere: Anders Bryn, Lars Erikstad

Kontaktperson i Artsdatabanken: Anne Britt Storeng

Stikkord: NiN, teori, prinsipper, inndelingskriterier

Forside: Åshild S. Viken, Artsdatabanken. Foto: Shutterstock

Refereres som: Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier.

Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1, s 1–292 (Artsdatabanken, Trondheim; <http://artsdatabanken.no>)

Publikasjonstype: Systemdokumentasjon

ISSN/ISBN: 978-82-92838-48-8

Sammendrag

Denne artikkelen sammenstiller kjernen av teori, prinsipper og inndelingskriterier (systemkjernen) som Natur i Norge – NiN – versjon 2.1 bygger på. NiN versjon 2 skal omfatte typeinndelinger og beskrivelsessystem for flere naturmangfold-nivåer (og adressere variasjon på ulike romlige skalaer), men i versjon 2.1 er fortsatt bare ett av disse – natursystem-nivået – fylt med fullstendig innhold. Artikkelen, og NiN-systemet, vil derfor bli løpende oppdatert etter hvert som nye versjoner av NiN-systemet blir publisert. Den foreliggende versjon 1 av artikkelen blir publisert som del av NiN versjon 2.1. I tillegg til å inneholde generelle prinsipper og kriterier for inndeling, og gjennomgang av hvordan disse er operasjonalisert for natursystem-nivået, inneholder artikkelen framlegg til prinsipper og kriterier for inndeling på landskapstypenivået.

De viktigste endringene i NiN fra versjon 1 til versjon 2 er (1) endringer i naturmangfoldnivå-inndelingen slik at hovedfokuset i versjon 2 er på de primære naturmangfold-nivåene natursystem og landskapstype; (2) en sterkt revidert systemkjerne, utviklet med målsetting om at prinsipper og inndelingskriterier på samme tid skal være så generelle og velfunderte at framtidige revisjoner hovedsakelig vil bestå i implementering av ny kunnskap og påfyll av ny dokumentasjon, men samtidig dekke de aller fleste spesialtilfeller; og (3) et nytt kriteriesett for typeinndeling på natursystem-nivået, og en ny metode som kan brukes til å teste ethvert framlegg til typeinndeling ved bruk av generaliserte artsliste-data.

I foreliggende versjon 1 inneholder artikkelen en kort innledning og tre hoveddeler. Del A, med to kapitler, inneholder det basale teoretiske grunnlaget for NiN-systemet. Del B, med fire kapitler, inneholder spesifikke prinsipper og kriterier for typeinndeling på natursystem-nivået ved hjelp av lokale komplekse miljøvariabler. Del C, foreløpig med to kapitler, inneholder spesifikke prinsipper og kriterier for typeinndeling på landskapstypenivået ved hjelp av identifiserte landskapsgradienter slik disse er anvendt i pilotprosjektet med landskapstypekartlegging av Nordland fylke. Kapitler for prinsipper og kriterier for typeinndeling på øvrige naturmangfoldnivåer, og endelig sett av prinsipper og kriterier for inndeling på landskapstypenivået i hele Norge, vil løpende bli innarbeidet. En samlet oversikt over viktige begreper, med definisjoner, finnes i Vedlegg 1.

I kapittel A1, **Teoretisk grunnlag: hovedpunkter i gradientanalyseperspektivet og implementering i NiN**, oppsummeres hovedtrekkene i NiNs nye systemkjerne med utgangspunkt i definisjonene av natur og naturvariasjon (variasjon i naturens sammensetning, struktur og funksjon), naturmangfold-hierarkiet beskrives, og en ny, revidert og mer findelt liste over kilder til naturvariasjon presenteres. Hovedtrekk i den teorien og det settet av prinsipper som kollektivt blir referert til som 'gradientanalyseperspektivet på naturvariasjon' blir beskrevet. De nye begrepene 'karakteriserende naturegenskap' og 'karakteriserende kilde til variasjon', som er sentrale i framlegget til prinsipper for å definere naturmangfold-nivåene, blir definert og drøftet. NiN-systemet konseptualiseres som en naturvariasjonsmodell der variasjon i den karakteriserende naturegenskapen modelleres som en respons på variasjon i karakteriserende kilde til variasjon.

Kapittel A2, **Systemarkitektur**, tar utgangspunkt i naturtypedefinisjonen i naturmangfoldloven, som tolkes, drøftes og tilrettelegges for NiN. Kapitlet fortsetter med en begrunnelse for å skille mellom primære og sekundære naturmangfold-nivåer, og to primære naturmangfold-nivåer (natursystem og landskapstype) blir definert. Livsmedium sin rolle i NiN 2 og relasjoner til de primære naturmangfold-nivåene blir drøftet. Generaliseringshierakier blir drøftet, og det blir konkludert at de tre hierarkiske nivåene hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype skal videreføres i NiN versjon 2. Til forskjell fra NiN 1, der det fleksible beskrivelsessystemet er en del av tredje hierarkiske nivå, utgjør beskrivel-

sessystemet i NiN 2 en ikke-hierarkisk del av NiN-systemet som ligger utenfor generaliseringshierarkiet. I NiN versjon 2 kan beskrivelsessystemet inneholde tre kategorier av variabler som vil utgjøre en fullstandardisert, en semi-standardisert og en åpen del. Generelle retningslinjer for arbeidet med NiN oppsummeres i seks punkter.

Kapittel B1, Natursystem-nivået: definisjon, generaliseringsnivåer og generelle prinsipper for typeinndeling, inneholder en utdyping av hvordan naturmangfold-nivået karakteriseres og typeinndeles, med utgangspunkt i at artssammensetningen er den karakteriserende naturegenskapen på dette naturmangfold-nivået og at lokal kompleks miljøvariasjon er karakteriserende kilde til variasjon. De fire hovedkategoriene av økosystem-komponenter som blir typeinndelt på natursystem-nivået er marka, bunnen, frie vannmasser og permanent snø og is. Karakterisering av natursystemene skal gjøre bruk av artssammensetningen med ulik vekt på ulike organismegrupper. Størst vekt legges på primaerprodusenter (hvis slike finnes), arter som er direkte knyttet til primærprodusentene og dernest på andre arter som responderer på miljøvariasjon på en relevant skala. Rettesnoren for natursystem-nivået er at type-enhetene skal være kartleggbare i målestokker fra 1: 500 til 1: 20 000.

Kapittel B2, Natursystem-nivået: metode for standardisert trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler, inneholder beskrivelse av den valgte metoden for tallfestning av økologisk avstand mellom naturtypeenheter, det vil si forskjell i artssammensetning, som uttrykk for forskjell i miljøforhold og økologiske prosesser. En slik metode er en forutsetning for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler og derfor, i sin ytterste konsekvens, for å kunne behandle et framlegg til en naturtypeinndeling som en testbar hypotese. Det gjøres rede for hvorfor konkrete observasjonsdata ikke kan brukes til dette formålet, og hvorfor metoden forutsetter bruk av generaliserte artslistedata, det vil si systematisk sammenstilte artslister for naturtypekandidater. En standardisert sjutrinnskala for artsmengdeangivelse i generaliserte artslister blir beskrevet. Valget av PD (proporsjonal dissimilaritet) med geodetisk avstand som mål på artssammensetningsulikhet i NiN blir begrunnet med utgangspunkt i gjennomgang av teori (Vedlegg 2) og uttesting på simulerte og reelle data (Vedlegg 3–4). Nøkkelbegrepet økologisk avstandsenhet (ØAE) blir definert som den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i artssammensetningen på 0,25 PD-enheter, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen, mellom to systemer som sammenliknes basert på generaliserte artslister. Kapitlet munner ut i en metode for beregning av gradientlengder, det vil si estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøvariabel, og en standardisert prosedyre i fire seg for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler, som er implementert i NiN versjon 2. Metoden er sammenstilt i Vedlegg 5 som en trinnvis prosedyre.

Kapittel B3, Det teoretiske grunnlaget for typeinndeling på natursystem-nivået: viktige økologiske strukturerende prosesser, inneholder en gjennomgang av de viktigste økologiske strukturertende prosessene som er relevante for typeinndeling på natursystem-nivået; forstyrrelse, miljøstress og interspesifikke interaksjoner. Grundig drøfting og systematisering av prosesser og den naturvariasjonen de gir opphav til, munner ut i en del kriterier for typifisering. En viktig observasjon er at miljøstress kan oppfattes som et ytterpunkt i variasjonen innenfor påvirkninger utenfra som arter har begrenset toleranse overfor, og at miljøstress og forstyrrelse dermed kan konseptualiseres i et togradient-diagram med påvirkningenes frekvens og grad (styrke) som akser. Forstyrrelse og miljøstress blir samlet delt inn i kategorier på grunnlag av fem ulike egenskaper, deriblant variasjon i intensitet, om forstyrrelsen er naturlig eller menneskebetinget, den karakteristiske kombinasjonen av påvirkningens grad og frekvens, og hvorvidt et påvirkningsregime er aktivt eller historisk. En drøfting av relasjoner mellom ulike kategorier av forstyrrelse og suksjon munner ut i en generell basisløsning på utfordringene knyttet til trinndeling av suksesjonsgradienter. Begrepet strukturerende artsgruppe blir definert og betingelser for å definere naturtyper betinget av strukturerende artsgrupper blir drøftet. Særlig vekt blir lagt på drøfting av begrepsapparatet for beskrivelse av tresatte arealer, inkludert skogsmarks-

begrepet. De siste delkapitlene drøfter det økologiske grunnlaget for å beskrive variasjonen på normal mark i noen viktige natursystemer.

Kapittel B4, **Hierarkisk delende prosedyre for typeinndeling på natursystem-nivået**, sammenfatter deler av kapitlene A1–A2 og B1–B3 i et konkret forslag til hierarkisk delende (divisiv) metode, det vil si metode for typedeling av natur som ‘starter fra toppen’ med all natur og dele denne i suksessivt mindre enheter. Metoden er sammenstilt i Vedlegg 6 som en trinnvis prosedyre basert på en serie av eksplisitte kriterier.

Kapittel C1, **Definisjon, generaliseringsnivåer, generelle prinsipper for typeinndeling og prosedyre for typeinndeling og beskrivelsessystem på landskapstypenivået**, innledes av en utdypende drøfting av definisjonen av landskapstype i NiN versjon 2, som leder fram til en konklusjon om at det ikke er mulig å skille mellom karakteriserende naturegenskap og karakteriserende kilde til variasjon på landskapstypenivået. I stedet blir landskapsgradienter som uttrykker samvariasjon i alle relevante kilder til variasjon lagt til grunn for typeinndeling og landskapsbeskrivelse. Forklaring blir gitt på hvorfor det ikke er mulig å skille kartlegging (utfigurering av arealenheter) fra typeinndeling på landskapstypenivået, slik at den hierarkisk delende prosedyren for typeinndeling samtidig blir en prosedyre for utfigurering av arealenheter. Utfigurering av arealenheter (typefigurer) vil skje i to omganger. I det første trinnet utfigureres arealenheter for hovedtyper, i det andre trinnet utfigureres egenskapsområder; arealenheter for grunntyper. Hoved- og grunntyper samles i hovedtypegrupper og grunntypegrupper på grunnlag av spesifikke kriteriesett. Tilrettelegging for bruk av beskrivelsessystemet skjer ved oppdeling av store egenskapsområder i egenskaps-delområder. Det gjøres rede for hvordan landskapstypedefinisjonen i NiN versjon 2 forholder seg til definisjonen av landskap i den europeiske landskapskonvensjonen og hvilken rolle typeinndelingen og beskrivelsessystemet på landskapstypenivået i NiN er tiltenkt i en videre landskapsanalysekontekst.

Kapittel C2, **Hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av landskapstype-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået**, inneholder beskrivelse av hvordan de generelle prinsippene i kapittel C1 ble operasjonalisert i et pilotprosjekt med landskapskartlegging av Nordland fylke, og en drøfting av hvordan erfaringene fra dette prosjektet kan benyttes til å forbedre prinsipper og metoder og dermed bidra til en bedre første generasjons landskapstypeinndeling for hele Norge. Hovedtrekkene i en plan for hvordan resultatene og erfaringer gjort i Nordland skal videreføres fram mot en arealdekkende landskapstypeinndeling for Norge gjennom en iterativ prosess blir drøftet. En detaljert plan for datainnhenting og analyser blir lagt fram. Kapitlet munner ut i et forslag til hvordan landskapstyper (hovedtyper, grunntyper og grunntypegrupper skal navnsettes og kodes). Den trinnvise prosedyren for utfigurering av arealenheter og for typeinndeling, som er brukt i ‘Nordlandsprosjektet’, er sammenstilt i Vedlegg 7, og i Vedlegg 8 oppsummeres de viktigste resultatene av landskapstypeinndelingen for Nordland fylke.

Et kapittel D, om inndeling av de sekundære naturmangfold-nivåene naturkomponent, naturkompleks og landskapskompleks, og et kapittel E om livsmedier, vil bli skrevet og lagt til artikkelen når det spesiifikke arbeidet med disse nivåene tar til.

Konkrete framlegg til inndelinger på de ulike naturmangfold-nivåene vil bli systematisert i egne NiN-artikler.

Innhold

Innledning	11
Overordnede formål	11
Bakgrunn	11
Om denne artikkelen	12
A GENERELL DEL	15
A1 Teoretisk grunnlag: hovedpunkter i gradientanalyse perspektivet og implementering i NiN	15
A1a Natur og naturvariasjon	15
A1b Naturmangfoldhierarkiet	16
A1c Kilder til naturvariasjon	18
A1d Begrepsapparat for å beskrive variasjon i artssammensetning og miljøstruktur	21
A1e Et gradientanalyseperspektiv på variasjon i naturen	22
A1f Konseptuelle modeller for naturvariasjon	26
A1g Kontinuitet og klassifiserbarhet	28
A1h Overordnede prinsipper for valg av begreper og navnsetting av typer og andre kategorier	29
A2 Systemarkitektur	31
A2a Naturtypedefinisjonen og hva NiN skal omfatte	31
A2b Naturmangfoldnivåer	31
A2c Generaliseringsnivåer	36
A2d NiN-systemets oppbygning	39
A2e NiN-systemets rolle i naturkartlegging og naturanalyse	44
B NATURSYSTEM-NIVÅET	46
B1 Definisjon, generaliseringsnivåer og generelle prinsipper for typeinndeling	46
B1a Definisjon	46
B1b Karakteriserende naturegenskap	46
B1c Karakteriserende kilde til variasjon	51
B1d Generelle prinsipper for typeinndeling	53
B2 Metode for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler	54
B2a Innledning	54
B2b Teoretisk grunnlag for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler: krav til data og metoder for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtypeenheter	55
B2c Standardisert metodikk for å angi artsmengder i generaliserte artslister	56
B2d Metodikk for beregning av økologisk avstand på grunnlag av artssammensetnings-ulikhet: avklaring av utfordringer og spørsmål gjennom analyse av simulerte og reelle datasett	64

B2e Prosedyre for å slutte fra analyse av generaliserte artslistedatasett til hovedtype-tilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler: et overblikk	67
B2f Definisjoner av økologisk avstandsenhet (ØAE) og standard klasse- og trinnbredde	69
B2g Typisk utforming, tyngdepunkt og beregning av gradientlengde	72
B2h Datasetspesifikk klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler på grunnlag av analyse av generaliserte artslistedatasett	76
B2i Generalisering fra datasetspesifikk klasse- og trinninndeling til hovedtype-tilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler	80
B2j Begrepsapparat for diagnostiske arter	84
B3 Økologisk kunnskapsgrunnlag for typeinndeling på natursystem-nivået	87
B3a Oversikt over økologiske strukturerende prosesser	87
B3b Kategorier av prosesser arter har begrenset toleranse overfor	88
B3c Kategorier av naturlige forstyrrelser og miljøstress på grunnlag av intensitet	91
B3d Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av forstyrrelsесintensitet	93
B3e Relasjoner mellom naturlig og menneskebetinget forstyrrelse	93
B3f Relasjoner mellom forstyrrelse og miljøstress, og kategorier av miljøstress og naturlige forstyrrelser på grunnlag av karakteristisk kombinasjon av grad og frekvens	95
B3g Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av hevd	99
B3h Den lokale komplekse miljøgradienten hevdintensitet	100
B3i Begrepsapparat for suksesjoner og sammenhenger mellom forstyrrelse og suksjon	104
B3j Beskrivelse av variasjon langs suksesjonsgradienter	105
B3k Sedimentsortering som flerdimensjonal lokal kompleks miljøvariabel	109
B3l Interspesifikke interaksjoner og strukturerende artsgrupper	114
B3m Skogsmarksbegrepet	116
B3n Lokale komplekse miljøgradienter relatert til vanntilgang i landsystemer	128
B3o Miljøgradienter relatert til snødekkevarighet i alpine og arktiske områder	135
B4 Typeinndeling og beskrivelsessystem på natursystem-nivået	145
B4a Inndeling i hovedtypegrupper	145
B4b Inndeling i hovedtyper	147
B4c Inndeling i grunntyper	152
B4d Overblikk over beskrivelsessystemet	153
B4e Variabeltyper som benyttes i beskrivelsessystemet	159
B4f Artssammensetningsvariabler	163
B4g Referansebaserte variabler	165
B4h Navnsetting av natursystem-hovedtyper, -grunntyper og kartleggingsenheter på natursystem-nivået	166

C LANDSKAPSTYPENIVÅET**170****C1 Definisjon, generaliseringsnivåer, generelle prinsipper for typeinndeling og prosedyre for utvikling av**

NiN-system for landskapstyper	170
C1a Definisjon	170
C1b Karakteriserende naturegenskap, karakteriserende kilde til variasjon og landskapsgradientbegrepet	171
C1c Generaliseringsnivåer	173
C1d Relasjoner mellom landskapskartlegging, tilordning til landskapstype og landskapsbeskrivelse	176
C1e Drøfting av landskapstypebegrepet i NiN i forhold til andre definisjoner av landskap	177
C1f Rollen til typeinndelingen og beskrivelsessystemet på landskapstypenivået i NiN i landskapsanalyse	178

**C2 Hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av landskaps-arealenheter og typeinndeling på
landskapstypenivået**

179	
C2a Innledning	179
C2b Arbeidsmetode for å operasjonalisere prinsippene for utfigurering av landskaps-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået	180
C2c Avgrensning av arealenheter for hovedtyper og samling av hovedtypene i hovedtypegrupper	182
C2d Avgrensning av egenskapsområder (arealenheter for grunntyper) basert på kriterier for identifisering av viktige landskapsgradienter og trinndeling av disse	183
C2f Samling av grunntyper i grunntypegrupper	185
C2g Avgrensning av egenskaps-delområder	185
C2h Koding og navnsetting av typer på landskapstypenivået	185

Vedlegg 1 Definisjoner**192****Vedlegg 2: Teoretisk grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler:****211****gjennomgang av begreper og metoder for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtypeenheter****211**

V2a Innledning	211
V2b Definisjon av nøkkelbegreper	211
V2c Forutsetninger for å kunne tallfeste økologisk avstand på grunnlag av artssammensetningsulikhet	211
V2d Det empiriske datagrunnlaget for beregning av artssammensetningsulikhet	212
V2e Prinsipielle utfordringer ved bruk av artssammensetningsulikhet til å tallfeste økologisk avstand	213
V2f Mål på artssammensetningsulikhet	216
V2g Avstand langs reskalerte ordinasjonsakser som indirekte mål på økologisk avstand	219
V2h Konklusjoner og utfordringer	224

Vedlegg 3: Grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler: analyser basert på simulerte data	228
V3a Innledning	228
V3b Metode for simulering av arters respons på grader	228
V3c Metode for å lage simulerte datasett	231
V3d Analysemетодer	233
V3e Presentasjon av resultater	235
V3f Resultater og diskusjon: eksistens av en øvre grenseverdi for et område der PD er lineært relatert til økologisk avstand (utfordring 1)	235
V3g Resultater og diskusjon: sammenlikning mellom linearitetsrelasjoner for PD og PDgeo (utfordring 2)	237
V3h Resultater og diskusjon: linearitetsrelasjoner for ØA-mål basert på ordinansjonsmetodikk (utfordring 3)	237
V3i Resultater og diskusjon: ordinansjonsmetoden sårbarhet for artifakter (utfordring 4a)	238
V3j Resultater og diskusjon: relasjoner mellom enheter for økologisk avstand	239
V3k Resultater og diskusjon: artsutstyringsgrader (utfordring 5)	239
V3l Konklusjoner og oppsummering	242
Vedlegg 4: Grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler: analyser basert på reelle data	244
V4a Innledning	244
V4b Materiale	245
V4c Analysemетодer	248
V4d Resultater og diskusjon: datasett HI	248
V4e Resultater og diskusjon: datasett FS	250
V4f Sammenhenger mellom artssammensetningsulikhet beregnet på grunnlag av standardisert mengdeangivelse på 7- og på 3-trinnsskalaene	251
V4g Sammenfattende diskusjon og konklusjoner	252
Vedlegg 5: Metode (prosedyre) for å dele opp komplekse miljøvariabler i standardklasser/trinn og basisklasser/trinn	255
Vedlegg 6: Metode (prosedyre) for å definere hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper på natursystemnivået, og de lokale basale komplekse miljøvariablene (LKM) som denne metoden forutsetter	259
A Hovedtypegrupper	262
B Hovedtyper	264
C Grunntyper	270

Vedlegg 7: 'Nordlandsprosjektet': hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av arealenheter for hovedtyper, egenskapsområder og egenskaps-delområder på landskapstypenivået, og tilordning av arealenheter til typer	272
A: Arealenheter for hovedtyper	272
B Arealenheter for egenskapsområder (grunntyper)	275
C Arealenheter for egenskaps-delområder	281
Vedlegg 8: Landskapsgradierter og landskapstypeinndeling for Nordland fylke	282
V8a Inndeling i hovedtypegrupper og hovedtyper	282
V8b Identifisering av viktige landskapsgradierter	282
V8c Inndeling i grunntyper	290
V8d Aggregering av grunntyper i grunntypegrupper	291

Innledning

Overordnede formål

Et overordnet mål for versjon 2 av Artsdatabankens naturbeskrivelsessystem Natur i Norge (tidligere 'Naturtyper i Norge') – NiN – er at systemet i så stor grad som mulig skal være basert på eksplisitte prinsipper og etterprøvbare kriterier, og at det skal finnes en standardisert metodikk for å anvende disse kriteriene. Dermed blir enhver versjon av NiN etter 2.0 en modell for naturvariasjon, en hypotese som kan testes og aksepteres eller forkastes. NiN består av et typesystem og et beskrivelsessystem, i prinsippet på flere nivåer av naturmangfold og på ulike romlige skalaer. Beskrivelsessystemet inneholder variabler som gjør det mulig å beskrive naturvariasjonen på en standardisert måte. Etterprøvbarhetskravet gjør at typesystemet i NiN versjon 2.0, og alle alternative forslag til typeinndelinger, kan testes. Dermed kan NiN-systemet utvikles videre i takt med at ny kunnskap om naturvariasjonen i Norge blir tilgjengelig.

Denne artikkels hovedformål er å sammenstille systemkjernen i NiN versjon 2, det vil si den kjernen av teori, prinsipper og inndelingskriterier som er grunnlaget for den nye versjonen av NiN-systemet.

Fullt utviklet skal systemkjernen omfatte:

1. **teoretisk grunnlag:** generalisering og utdyping av gradientanalyseperspektivet (Halvorsen 2012) som grunnlag for å beskrive og forstå naturvariasjon i tid og rom, definisjoner av viktige begreper, beskrivelse av hovedkomponenter i NiN-systemets oppbygning (naturmangfoldnivå, generaliseringsnivå og kilder til variasjon);
2. **systemarkitektur:** NiN-systemets prinsipielle oppbygning, med begrunnelse; og
3. **spesifikke prinsipper og kriterier** for typeinndeling og naturbeskrivelse på hvert naturmangfold-nivå.

Denne versjon av NiN 2 artikkel 1 (som blir referert til som NiN[2] artikkel 1) inneholder systemkjernens punkter 1 og 2 slik de blir implementert i NiN versjon 2.0, samt spesifikke prinsipper og kriterier for typeinndeling på natursystem-nivået ved hjelp av lokale komplekse miljøvariabler (LKM) og for typeinndeling på landskapstype-nivået. Artikkelen, og NiN-systemet, vil bli løpende oppdatert etter hvert som nye versjoner av NiN-systemet blir publisert.

Bakgrunn

Revisjonen av NiN fram mot versjon 2 har fra startskuddet på Vitenskapsrådets todagersmøte i Tromsø i november 2012 bygget på en felles forståelse mellom Vitenskapsrådet og Artsdatabanken av at det er avgjørende viktig at NiN-systemet er fundamentert på klarest mulige prinsipper, og en erkjennelse av at det var et stort potensiale for forbedring i så måte i forhold til NiN versjon 1, som ble publisert høsten 2009. Etter to måneders arbeid med avklaring av grunnleggende spørsmål, ble det på Vitenskapsrådets møte 14 januar 2013 enighet om at det teoretiske fundamentet for NiN versjon 2 var godt nok avklart til at arbeid med praktisk innholdsrevisjon kunne starte opp. I henhold til milepælplanen for første fase i revisjonsarbeidet (fram mot 15. april 2013) ble hovedfokus fra og med januar 2013 satt på typeinndelingen på natursystem-nivået. Faggrupper ble nedsatt for å komme med innspill til revisjon av innholdet i systemet. Omtrent samtidig ble arbeid med en ny landskapstypeinndeling innenfor rammen av NiN, med utgangspunkt i et oppdrag fra Nordland fylkeskommune til Sweco og Aurland Naturverkstad for landskapstypkartlegging av Nordland, startet opp. Arbeidet med typeinndelingen på natursystem-nivået i perioden januar–april 2013 avdekket behov for en rekke prinsipielle avklaringer. Gjentatte ganger i løpet av revisjonsprosessen ble derfor fokus flyttet vekk fra arbeidet med

praktisk typeinndeling over på teoretiske og prinsipielle spørsmål, ofte knyttet til de grunnleggende geologiske og økologiske prosessene som skaper variasjon i observerbare naturegenskaper. Etter hvert ble det mer og mer klart at NiNs systemkjerne, slik den er beskrevet i NiN[1.0] Artikkkel 1 og vedtatt endret vinteren 2012/13, fortsatt var for svak til å føre revisjonsprosessen inn på fast grunn. Resultatet ble følgende erkjennelse:

Et system så stabilt at framtidige revisjoner hovedsakelig vil bestå i implementering av ny kunnskap og påfyll av ny dokumentasjon, forutsetter en kjerne av teori, prinsipper og inndelingskriterier som er generelle, velfunderte og klart formulert samtidig som de er spesifikke nok til å dekke alle realistiske tilfeller. Ideelle mål må være at alle som benytter denne systemkjernen til naturtypeinndeling skal komme til samme resultat, og at systemkjernen er universell i den forstand at den danne grunnlag for typeinndeling av natur hvor som helst i verden.

Denne erkjennelsen innebar en revidert målsetting for arbeidet med NiN-revisjonen: å utarbeide et system av prinsipper og kriterier som er så dypt forankret i en teoretisk forståelse av naturvariasjon, at det teoretiske grunnlaget for NiN sikrer at subjektive oppfatninger, personlige preferanser, ubevisste eller bevisste verdivalg og skjulte agendaer ikke styrer eller påvirker innholdet i NiN, slik tilfellet i stor grad var, i hvert fall på detaljnivå, i NiN versjon 1. En slik solid fundamentering av NiN-systemet er også den beste garantien for at den infrastrukturen og de beslutninger som blir bygd på NiN, f.eks. metodikk for praktisk naturkartlegging, naturovervåking, rødlisting av naturtyper, implementering av naturmangfoldloven etc., vil være så robuste at de blir gode investeringer med varig verdi. Bare et system som bygger på gjennomtenkte prinsipper og er gjennomført kriteriebasert og etterprøvbart vil kunne forbli stabilt over lang tid. Den ideelle og sikkert urealistiske, men likevel helt nødvendige, ideelle, målsettingen med revisjonen av NiN fram mot versjon 2.0 har derfor vært å lage en systemkjerne så solid at versjon 2 blir siste hovedversjon av systemet og at framtidige NiN-revisjoner vil bestå i å implementere ny kunnskap i form av endringer i typeinndeling og beskrivelsessystem (nye versjoner 2.x) og i dokumentasjonen (versjoner 2.x.y). En forutsetning for at systemet skal bli så stabilt er at de praktiske kriteriene for typeinndeling åpner for bruk av data til å finne konsensuslösninger på uavklarte spørsmål. Erkjennelsen av behovet for et sterkere teoretisk fundament har (så langt) munnet ut i en målsetting for NiN-revisjonsprosessen om å bygge en systemkjernes for et allmenngyldig geo-økologisk typeinndelings- og beskrivelsessystem for naturvariasjon basert på gradientanalytiske prinsipper, et '*geo-ecological typification system for natural variation*' (GeTSNaV), som operasjonaliseres for Norge i NiN versjon 2.0.

Den systemkjernen for NiN versjon 2 som er beskrevet i denne artikkelen er resultatet av drøftinger med mange personer, i og utenfor Vitenskapsrådet. Den er godkjent av Vitenskapsrådet i møte 9–10. desember 2014.

Om denne artikkelen

NiN[2] artikkkel 1 inneholder en generell del A som oppsummerer det teoretiske grunnlaget for NiN versjon 2 (den såkalte systemkjernen), samt to spesielle deler (del B og C) med teoretisk grunnlag, prinsipper og kriterier for typeinndeling på natursystem- og landskapstypenivåene. Seinere versjoner vil inneholde spesielle deler som på tilsvarende vis adresserer inndeling på sekundære naturmangfold-nivåer (natursystemkomponent, natursystemkompleks og landskapskompleks, samt inndeling av livsmedier).

Artikkelen er utformet slik at den på enklest mulig vis skal kunne utvikles til publikasjoner som beskriver det teoretiske fundamentet for NiN versjon 2.

De tre hoveddelene av NiN[2] artikkel 1 inneholder til sammen 8 kapitler. I de to kapitlene (A1 og A2) i den generelle delen (del A) oppsummeres hovedtrekkene i NiNs nye systemkjerne. Det har ikke vært hensikten at disse kapitlene skal være en uttømmende lærebok; der det har vært mulig, er bare hovedpunkter listet opp og referanser til faglitteratur og NiN-notater der de aktuelle spørsmålene blir drøftet, gitt. Kapitlene B1 og B4 er derimot skrevet som en mest mulig fullstendig dokumentasjon av det spesifikke teoretiske grunnlaget for typeinndeling på natursystem-nivået, de prinsippene og kriteriene som utledes fra teorien, og den hierarkiske, delende prosedyren for typeinndeling på natursystem-nivået som blir resultatet. Disse kapitlene er mønster for tilsvarende kapitler C1–C2 for landskapstypenivået. Kapitlene B2 og B3 tar for seg to grunnsteiner for typeinndelingen på natursystem-nivået; metoder for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler (B2) og viktige økologiske strukturerende prosesser (B3).

En samlet oversikt over alle begreper og definisjoner som blir benyttet i NiN 2 finnes i et separat dokument, **NiN2Ordliste.xlsx**. De blant disse definisjonene som er eksplisitt forklart er også samlet som Vedlegg 1 til denne artikkelen.

Innenfor tilgjengelig tid har ikke konsekvent og uttømmende referansebruk vært mulig. Alminnelige krav til vitenskapelig publiseringsspraksis vil naturligvis bli ivaretatt når NiNs systemkjerne blir bearbeidet for vitenskapelig publisering.

NiN-systemet som sådan er et system for naturbeskrivelse og naturkartlegging som bygger på prinsipper om fullstendighet og størst mulig verdinøytralitet og sektor-uavhengighet. Alle egenskaper som resulterer i fysisk observerbare mønstre på en relevant romlig skala skal kunne beskrives (kartlegges) ved hjelp av NiN. Kriterier for identifisering av arealenheter på grunnlag av verdikriterier, foreslåtte forvaltningstiltak eller andre analyser av observerbare naturegenskaper etc., faller imidlertid utenfor rammen av hva NiN skal omfatte. NiNs rolle er derfor uløselig knyttet til kartlegging av natur, mens analyse av kartleggingsresultatene ligger klart utenfor NiN sitt mandat. Generelle og spesifikke regler for naturkartlegging etter NiN omfattes heller ikke av NiN-systemet som sådan, men blir behandlet i en egen publikasjon ('Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon basert på NiN versjon 2.0').

A GENERELL DEL

A1 Teoretisk grunnlag: hovedpunkter i gradientanalyseperspektivet og implementering i NiN

A1a Natur og naturvariasjon

NiN (Natur i Norge) tar utgangspunkt i en vid definisjon av **natur**, som 'et generelt og skala-uavhengig begrep som henspeiler på et avgrenset areal med de artene som lever der og det miljøet som omgir dem, eller på miljøet alene'. Temaet for NiN er variasjon i natur – naturvariasjon – et begrep som kan defineres på mange ulike måter. Utgangspunktet for definisjonen av naturvariasjon i NiN er Noss (1990) sin drøfting av begrepet biologisk mangfold (biodiversity), et begrep Noss sjøl hevder er vanskelig å gi en eksakt definisjon av. I stedet for å gi definere begrepet, gir Noss derfor en karakteristikk av biologisk mangfold ved å identifisere hovedkomponentene som inngår i biologisk mangfold-begrepet. Naturen innenfor et avgrenset område kjennetegnes, ifølge Noss (1990), av tre primære typer egenskaper [begreper etter Franklin (1988)]:

- **natursammensetning** (*composition*): 'kategorier av fysisk observerbare elementer som finnes innenfor et areal og disse elementenes relative mengde/hyppighet'
- **naturstruktur** (naturmangfoldmønster; *pattern*): 'den fysiske organiseringen av observerbare elementer eller egenskaper innenfor et areal'
- **naturfunksjon** (*function*): 'samlebegrep for geologiske (inkludert geomorfologiske), evolusjonære og økologiske prosesser som gir og har gitt opphav til naturens sammensetning, struktur og dynamikk'

Definisjonen av naturfunksjon inkluderer både avsluttete prosesser som indirekte eller direkte har gitt opphav til sammensetning og struktur og aktive prosesser som bestemmer 'dynamikken mellom elementene' (begrepet **naturprosess** brukes om de enkeltprosessene som samlet bestemmer naturfunksjonen, 'geologisk, geomorfologisk og/eller økologisk prosess som direkte eller indirekte gir opphav til eller påvirker naturens sammensetning og struktur').

I NiN defineres **naturvariasjon** som 'variasjon i naturens sammensetning, struktur og funksjon'. Naturvariasjons-begrepet omfatter altså naturens sammensetning, dens struktur og kjeden av årsaks-sammenhenger, fra den mest basale (distale) underliggende geologiske eller geomorfologiske prosessen til den nærmeste (proximale) økologiske prosessen (mekanismen) som direkte er årsak til den sammensetning og struktur i naturen som vi kan observere i dag. Denne definisjonen av naturvariasjon omfatter langt mer enn biologisk mangfold i snever forstand, f.eks. slik dette begrepet er definert i den norske naturmangfoldloven fra 2009 (Anonym 2009: § 3c): 'mangfoldet av økosystemer, arter og genetiske variasjoner innenfor artene, og de økologiske sammenhengene mellom disse komponentene'. Hele mangfoldet av 'geologiske elementer' (bergarter og mineraler) omfattes av definisjonen av natur-sammensetning. Organiseringen av disse i landformer og måten de kommer til uttrykk gjennom terrenghformvariasjon som omfattes av definisjonen av naturstruktur, og de geologiske prosessene er eksplisitt nevnt i definisjonen av naturfunksjon.

Naturvariasjon kan systematiseres på grunnlag av sammensetning og struktur alene og/eller ved å ta prosesser, proksimale og/eller distale, inn i kriteriesettet for naturbeskrivelsessystemet i NiN. Klassisk plantesosiologi, i Braun-Blanquet-tradisjonen (Braun-Blanquet 1928, Westhoff & van der Maarel 1978) så vel som i nordisk tradisjon (Du Rietz 1921, Nordhagen 1928, Trass & Malmer 1978), er typiske eksempler på naturbeskrivelsessystemer som bare addreserer sammensetning, ved at planteartssammensetningen alene legges til grunn for inndelingen. Andre systemer addreserer både struktur og sammensetning, idet typeinndeling baseres på variasjon i artssammensetning langs viktige miljøgrader. Ett eksempel på et slikt system er det finske skogtypesystemet (f.eks. Cajander 1921, Kalela 1954). I NiN versjon 1.0 ble det lagt stor vekt på variasjon i (arts)sammensetning, men også struktur og funksjon ble tatt i betrakting, f.eks. gjennom å inkludere landformvariasjon blant kildene til variasjon og ved å trekke økologiske prosesser inn i definisjonen av nøkkelbegrepet 'lokal basisøkoklin'. I NiN versjon 2 skal imidlertid alle de tre primære typene av egenskaper som til sammen utgjør naturvariasjonen, det vil si natursammensetning, naturstruktur og naturfunksjon, legges til grunn for typeinndeling og beskrivelsessystem for øvrig naturvariasjon.

A1b Naturmangfoldhierarkiet

Noss (1990) skriver at det biologiske mangfoldet kan karakteriseres ved å identifisere hovedkomponentene på ulike 'organisasjonsnivåer'. Det generelle begrepet 'organisasjonsnivå' ble i NiN versjon 1 erstattet med det mer spesifikke begrepet **naturmangfold-nivå**, som kan defineres som 'nivå for naturvariasjon med en gitt naturkompleksitet'. Implisitt i denne definisjonen ligger at siden ulike nivåer kan defineres, hvert nivå karakterisert ved en viss grad av kompleksitet, er det her tale om en hierarkisk ordning av naturvariasjonen. Denne hierarkiske ordningen av naturmangfold-nivåene kjennetegnes ved at et høyere nivå innbefatter og begrenser de lavere nivåene (Noss 1990). Noss beskriver dette ved hjelp av et bilde: Når en stor ball ruller nedoverbakke, vil en liten ball inni den store ballen også rulle nedover fordi dens bevegelsesmønster må følge den store ballens bevegelser. I virkeligheten er det imidlertid ikke så enkelt, fordi, som beskrivelsen av naturvariasjon i NiN vil gi mange eksempler på, de enkelte nivåene også kan ha unike egenskaper som ikke direkte gjenfinnes på høyere nivåer.

Noss (1990) identifiserer fire 'hovedorganisasjonsnivåer' for naturmangfoldvariasjon:

- genetisk variasjon
- populasjon/artsvariasjon
- samfunn/økosystemvariasjon
- regional/landskapsvariasjon

Noss sitt organisasjonsnivå-begrep (naturmangfold-nivåene) ble brukt som utgangspunkt for å beskrive variasjon i naturkompleksitet i NiN versjon 1, men med en finere oppdeling av enkelte av nivåene (se Fig. A1-1). Et hovedskille i Fig. A1-1 går mellom lavere naturmangfold-nivåer (under den røde streken) og høyere naturmangfold-nivåer. På lavere nivåer addreseres enten de levende organismene eller det livsmediet som omgir organismene (miljøet organismene lever på eller i). Inndelingen av levende organismer i fire nivåer – gen, individ, populasjon, samfunn – er imidlertid bare én blant flere mulige slike inndelinger; det kunne f.eks. vært skilt ut enda flere nivåer. For eksempel kunne protoplasma, celle, vev og organ vært satt inn mellom gen og individ.

Artsnivået er plassert på siden av nivårekka. En **populasjon** omfatter 'alle individer av en og samme art innenfor et gitt område'. En art består av alle populasjoner som har visse, spesifiserte felles egenskaper og er definert innenfor et mye større område enn den enkelte populasjonen, nemlig artens totale utbredelsesområde.

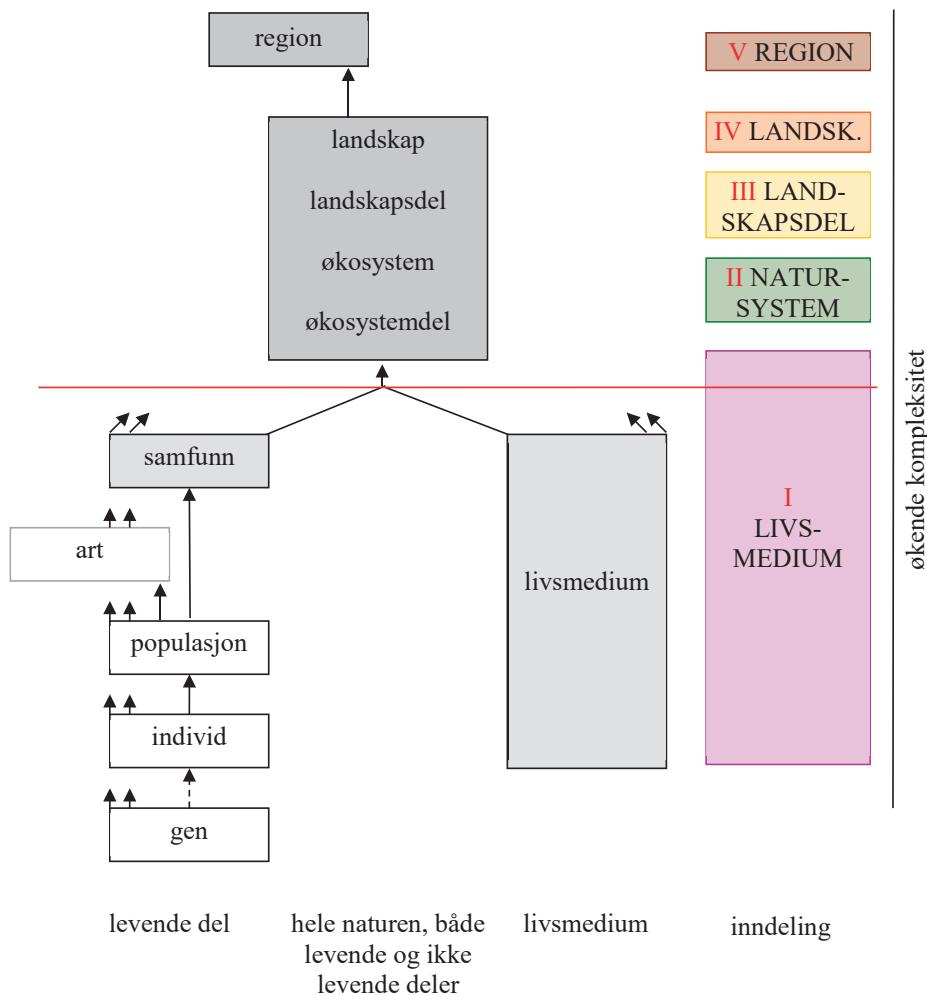


Fig. A1–1. Naturmangfoldhierarkiet, hierarkiet av nivåer for naturmangfold med ulik kompleksitet (venstre del av figuren), og sammenhenger mellom naturmangfoldhierarkiet og de fem naturmangfold-nivåene som var gjenstand for typeinndeling og utarbeidelse av beskrivelsessystem i NiN versjon 1.0 (I–V i høyre del av figuren). Den røde, horisontale streken skiller mellom øknivåene der artssammensetningen og miljøfaktorene typeinndeles samlet (over streken) og lavere naturmangfold-nivåer. Naturmangfold-nivåene økosystem og landskap er vist som bokser med stor vertikal utstrekning fordi det trengs flere nivåer enn to for å beskrive all variasjonen innenfor de skalaintervallene disse to nivåene omfatter. Nivåene samfunn og livsmedium, som sammen med øko-nivåene er aktuelle for naturtypeinndeling, er markert med lys grå farge. Den brutte streken i pila mellom gen og individ markerer at det kan skilles ut flere mellomnivåer.

Artsnivået representerer derfor en generalisering av populasjoner på grunnlag av andre egenskaper enn dem vi adresserer ved bruk av begrepet 'naturmangfold-nivå'. Et samfunn [i den konkret betydningen, slik det kan finnes igjen ute i naturen, og ikke i betydningen type; det vil si som en generalisering av begrepet phytocoenose, et konkret plantesamfunn, i motsetning til phytocoenon, som betegner en abstrakt type plantesamfunn (jf. Westhoff & van der Maarel 1978)] utgjøres derimot av alle organismene som finnes sammen innenfor et avgrenset område, det vil si alle populasjoner av ulike arter i området. En klassisk definisjon av samfunn er Drake's definisjon (Drake 1991): 'mengden av individer, som representerer mange arter og som sameksisterer og interagerer innenfor et område'. Halvorsen (2012) definerer **samfunn** ganske enkelt som 'organismer (av samme og ulike arter) som forekommer sammen (på samme tid) innenfor et avgrenset område'. Denne definisjonen av samfunnsbegrepet blir lagt til grunn for bruken av dette begrepet i NiN-sammenheng. Samfunn representerer et høyere organisasjonsnivå (naturmangfold-nivå) enn populasjon.

Region-nivået er også plassert på siden av nivårekka. Det finnes mange definisjoner av landskap, men typisk for disse er at de adresserer et visuelt avgrensbart landskapsrom, landformer, innhold av

økosystemer og/eller innhold av andre 'elementer'. Dette vil bli inngående drøftet i kapittel C1. En **region**, derimot, er oftest definert på grunnlag av regional miljøvariasjon og artssammensetningens respons på denne; i NiN som 'alle geografiske områder med bioklimatiske egenskaper innenfor en gitt variasjonsbredde, det vil si som faller innenfor et avgrenset intervall langs alle regionale miljøvariabler som er viktige for den aktuelle typen natur'. Dette er et annet sett egenskaper enn vi adresserer på naturmangfoldnivået landskapstype. I noen grad kan det samme sies om landskapstypenivået i forhold til økosystem-nivået. Naturmangfoldnivå-hierarkiet er en nyttig abstraksjon, men ingen presis beskrivelse av et konkret, lovmessig mønster.

A1c Kilder til naturvariasjon

Systematisering av naturvariasjon innebærer å ordne variasjonen innenfor hver av de tre kategoriene som spesifiseres i naturvariasjonsdefinisjonen, sammensetning, struktur og funksjon, på en hensiktmessig måte. Det er mange måter å systematisere denne variasjonen; i NiN 1 opereres med seks 'kilder til variasjon' i en flat struktur, uten noen fordeling på de tre kategoriene som inngår i definisjonen av naturvariasjon. Forslaget i NiNnot89 (se NiNnot92) om en inndeling i ni kilder til variasjon, fordelt på to hovedkategorier, miljøbetinget variasjon og innholdsvariasjon, tar heller ikke hensyn til de tre kategoriene som nevnes i naturvariasjonsdefinisjonen.

Også sjølve begrepet kilder til variasjon er litt problematisk fordi det brukes i en betydning som omfatter både den observerbare variasjonen i seg sjøl og årsakene til denne variasjonen. Begrepet synes imidlertid å ha blitt akseptert overraskende snart etter lanseringen av første versjon av NiN-systemet i 2009, over blir derfor beholdt i NiN versjon 2.

Definisjonen av naturvariasjon inneholder tre hovedkategorier. Disse tre kategoriene med (til sammen 20) underkategorier er lagt til grunn for systematisering av naturvariasjon i NiN versjon 2, der følgende kilder til variasjon skal kunne tas i betraktning:

- natursammensetning
 - artssammensetning (arters forekomst og mengde, inkludert dominans)
 - ◆ geologisk sammensetning
 - ◆ bergarter
 - ◆ mineraler
 - ◆ jordarter
 - ◆ jordsmonn
 - ◆ fossiler
 - landformer (inkl. strukturgeologiske fenomener)
 - naturgitte objekter
 - menneskeskapte objekter
- naturstruktur
 - regional naturvariasjon
 - lokal naturvariasjon
 - tilstandsrelatert naturvariasjon
 - terregnformvariasjon
 - romlig strukturvariasjon
 - avleddete strukturegenskaper
- naturfunksjon (naturprosesser)
 - basal geologisk prosess
 - geomorfologisk prosess
 - basal økologisk prosess
 - (økologisk) strukturerende prosess
 - evolusjon

De fleste av underkategoriene i dette hierarkiet av kilder til variasjon er klart definert og grundig drøftet i NiN[1] artikkel 1, men noen kommentarer og presiseringer er nødvendig. Særlig gjelder dette begreper knyttet til begrepet romlig skala, som står helt sentralt når naturstruktur skal fordeles på ulike kilder til variasjon. I NiN 2 defineres **karakteristisk romlig skala for variasjon langs en miljøvariabel** som ‘median lineær utstrekning av et område (f.eks. en naturtypefigur) som utspenner en standardklasse eller et standardtrinn langs en gitt miljøvariabel’. Denne definisjonen tar utgangspunkt i begrepene standardklasse og standardtrinn som er definert og drøftet i kapitlene A2d og B2f, og forutsetter en naturtypeinndeling og at denne er brukt til å avgrense områder med denne naturtypen. Angivelse av ‘karakteristisk romlig skala for variasjon’ skal bl.a. benyttes til å adressere hvilke skalaer det er mest hensiktmessig å kartfeste ulike kategorier av naturvariasjon. Da utgjør naturtyper som forekommer som svært lange og samle soner eller belter, f.eks. langs kysten, langs vann og vassdrag, i myrer eller på fjellet der varighet av vanndekning, snødekning eller liknende er dominerende miljøvariabler, en spesiell utfordring. I alle praktiske sammenhenger (kartfesting el.l.) og alle økologiske sammenhenger (utveksling av spredningsenheter med tilgrensende naturtypefigurer etc.) er det figurenes bredde som er relevant. Med **lineær utstrekning av et område** menes derfor ‘for avlang figur, det vil si en figur som er mer enn fem ganger så lang som brei, den mediane bredden; for alle andre todimensjonale figurer diameteren av en sirkel med samme flateinnhold som figuren; for en tredimensjonal figur gjelder samme definisjoner anvendt på figurens projeksjon på horizontalplanet’. Diameteren d av en sirkel med gitt flateinnhold A er gitt av formelen

$$d = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

For øvrig kan begrepene for kategorier og underkategorier av kilder til variasjon presiseres som følger:

1. Skillet mellom natursammensetning og naturstruktur er ikke et klart og naturlig skille. Som en pragmatisk løsning blir forekomst og mengde av fysisk observerbare og avgrensbare biologiske og geologiske fenomener innenfor et avgrenset område (i rom og tid) inkludert i ’sammensetning’, mens andre målbare egenskaper ved, og fordelingen (utbredelsen) av, disse biologiske og geologiske fenomenene inkludert i ’struktur’.
2. Innenfor naturstruktur er miljørelatert variasjon ordnet i tre kategorier på grunnlag av hvilke skalaer i tid og rom variasjonen, f.eks. i artssammensetning, kommer til uttrykk. Tredelingen i regional variasjon, lokal variasjon og tilstandsvariasjon er begrunnet og grundig drøftet i NiN[1] artikkel 1 og Halvorsen (2012). Definisjonene av de tre underkategoriene, med presiseringer i forhold til NiN 1, følger av definisjonene av tilsvarende begreper som bare adresserer variasjonen i miljøforhold:
 - **regional miljøvariasjon:** ’variasjon i makroklimatiske og/eller andre miljøforhold som gir opphav til mønstre på grov romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk > 1 km)’
 - **lokal miljøvariasjon:** ’variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(-200) år]’
 - **tilstandsrelatert miljøvariasjon:** ’variasjon i miljøforhold som pågår over relativt kort tid [typisk mindre enn 100(-200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper’

Dette gir følgende begreper for naturvariasjon:

- **regional naturvariasjon:** ’variasjon i makroklimatiske og/eller andre miljøforhold og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til, på grov romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk > 1 km)’
- **lokal naturvariasjon:** ’variasjon i miljøforhold og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til, på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(-200) år]’

- **tilstandsvirasjon**, 'variasjon i miljøforhold i løpet av et relativt kort tidsrom [typisk mindre enn 100(-200) år], som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til'

Inndelingen i disse tre kategoriene er ikke skarp – flere variasjonsmønstre overskrider grensene mellom dem. Ett eksempel er den grunnleggende hevden, som på mange måter står i en mellomstilling mellom lokal miljøvariasjon og tilstandsvirasjon, og kalkinnhold, som kan komme til uttrykk både på lokal og regional skala. Inndelingen i disse underkategoriene krever derfor pragmatiske løsninger. I NiN oppfattes både hevd og kalkinnhold som lokal miljøvariasjon. Biotisk betingete tilstandsvariable som f.eks. hjortedyrs beiting i skogsmark er plassert i tilstandsvariabel-kategorien.

3. Skillet mellom landform- og terrengformvariasjon er videreføring av praksis fra NiN 1.0, der disse begrepene ble brukt om underkategorier under 'landformvariasjon' som en av seks kilder til variasjon. Skillet mellom landformer og terrengformvariasjon er konsistent med hovedskillet som blir trukket mellom sammensetning og struktur (se punkt 1). **Landform** defineres som 'mer eller mindre distinkt terrengform (overflateform på land eller utforming av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) som kan gis en felles karakteristikk på grunnlag av egenskaper som ofte er forårsaket av én enkelt eller en kombinasjon av distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser', mens **terrengformvariasjon** defineres som 'variasjon i terrengets overflateformer som kan beskrives ved kontinuerlige variabler som for eksempel relativt relief og terregugevnhet'. Landformbegrepet inkluderer også synlige strukturgeologiske trekk som f.eks. forkastninger, benknninger, etc.
4. Kategorien **naturgitt objekt** omfatter 'fysisk observerbart, romlig avgrenset element som helt eller for det meste består av umodifiserte livsmedier og som ikke inngår i et natursystems vanlige bunn- eller marksysten'
5. Kategorien **menneskeskapte objekter** inneholder 'fysisk observerbare gjenstander som helt eller for det meste består av sterkt modifiserte eller syntetiske livsmedier og som er resultatet av menneskers virksomhet', det vil si bygninger, veger, flyplasser, havner, kulturminner etc.; det vil si det meste av det som i NiN 1.0 ble kategorisert som objektinnhold.
6. Kategorien 'romlig strukturvariasjon' omfatter variabler som beskriver observerbare arealegenskaper (størrelse, omkrets etc.), vertikal samfunnsstruktur (sjiktning, tresjiktsdekning etc.), mens 'avlede strukturegenskaper' er en stor og mangfoldig kategori som bl.a. omfatter diversitetsindeks, mål på formkompleksitet (f.eks. forholdet mellom omkretsen og arealet av en naturtypefigur), landskapskonnektivitet og andre strukturegenskaper som uttrykkes i indeks som beregnes ved bruk av observasjonsdata.
7. Naturfunksjon inkluderes som en ny kilde til variasjon i forhold til NiN 1. De fire kategoriene av prosesser (fem med evolusjonsprosessen) defineres slik:
 - **basal geologisk prosess**: 'naturlig prosess som fører til dannelse av mineraler og/eller bergarter og/eller forandringer i mineralenes og/eller bergartenes egenskaper'
 - **geomorfologisk prosess**: 'naturlig prosess som fører til dannelse og/eller forandring av landformer og terrengformer'
 - **basal økologisk prosess**: 'prosess som forårsaker variasjon langs enkelmiljøvariabler og/eller spesifikke samvariasjonsmønstre mellom miljøvariabler'
 - **økologisk strukturerende prosess**: 'prosess som direkte former arters respons på enkelmiljøvariabler og viktige komplekse miljøvariabler; den umiddelbare økologiske årsaken til variasjon i artssammensetning'
 - **evolusjon**: 'endring i egenskapene til en populasjon av en art som går i arv til seinere generasjoner; resultatet av en samvirkning mellom organismene og miljøet som omgir dem'

Basale økologiske prosesser er de konkrete mekanismene som gir opphav til observerbar miljøstruktur, f.eks. utvasking av basekationer og langsiktig forsuring av jordsmonnet på mark som er bløtlagt etter at breer smelter. Begrepet økologisk strukturerende prosess brukes om generelle kategorier av meka-

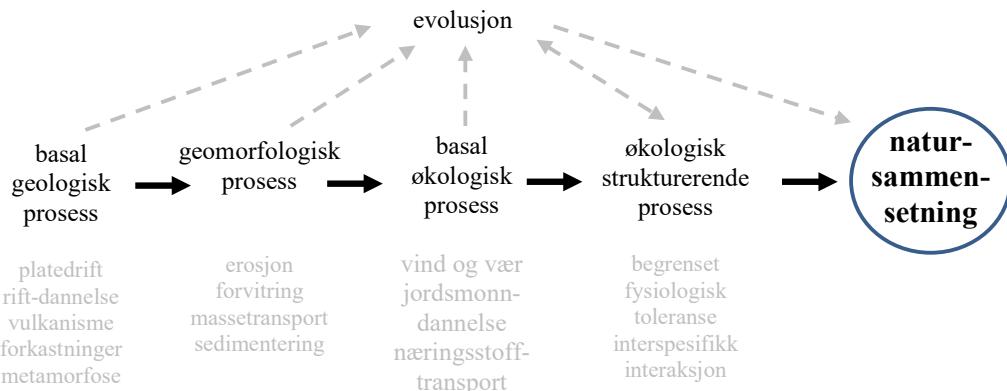


Fig. A1-2. Relasjon mellom ulike naturprosesser som gir opphav til variasjon i natursammensetning. Eksempler på hver av naturprosessene er angitt med grå skrift. Pilene mellom evolusjon og de andre prosessene angir hovedretningen for hvordan de påvirker hverandre.

nismen for hvordan miljøstrukturen (enkeltmiljøvariabler og komplekse miljøvariabler) forårsaker variasjon i artssammensetning, f.eks. forstyrrelse og miljøstress.

Relasjonene mellom naturprosessene er vist i Fig. A1-2.

De tre kategoriene med 18 underkategoriene utgjør ei bruttoliste over kilder til variasjon som kan tas i betrakting i NiN. Hvilke kilder til variasjon som faktisk blir implementert i NiN-systemet gjennom at det utvikles et standardisert begrepsapparat som tas inn i NiNs beskrivelsessystem, vil bli løpende vurdert og i stor grad bli bestemt av behov og brukerettspørrelse. I NiN versjon 2.0 vil variabler bli tilrettelagt bare for et svært begrenset antall opplagt viktige kilder til variasjon. Dette forventes å bli utvidet i seinere NiN-versjoner.

A1d Begrepsapparat for å beskrive variasjon i artssammensetning og miljøstruktur

Begrepsapparatet for å beskrive variasjon i artssammensetning og miljøforhold som NiN versjon 2 skal bygge på er oppsummert i Fig. A1-3. Viktige begreper er definert som følger:

- **miljøvariasjon:** 'variasjon i egenskaper som i større eller mindre grad omgir og/eller på annen måte påvirker organismenes forekomst og mengde; inkluderer (komplekse) miljøgradienter og (komplekse) miljøfaktorer og egenskaper som verken viser klart gradvis eller klart klassedelt variasjonsmønster'
- **miljøvariabel:** 'variabel som uttrykker miljøvariasjon'
- **miljøgradient:** 'mer eller mindre gradvis endring i en miljøegenskap'
- **miljøfaktor:** 'mer eller mindre naturlig klassedelt variasjon i en miljøegenskap'
- **miljøbetinget variasjon:** 'samlebegrep for miljøvariasjon og øko-variasjon'
- **kompleks miljøgradient:** 'gradvis endring i miljøgradienter som samvarierer i mer eller mindre sterk grad'
- **kompleks miljøfaktor:** 'parallel, mer eller mindre klassedelt variasjon i flere miljøfaktorer som samvarierer i mer eller mindre sterk grad'
- **artssammensetningsvariasjon:** 'fellesbegrep for all variasjon i artssammensetning, inkludert artssammensetningsgradient og klassedelt artssammensetningsvariasjon og variasjon i artssammensetning som verken viser klart gradvis eller klart klassedelt variasjonsmønster'
- **artssammensetningsvariabel:** 'variabel som uttrykker artssammensetningsvariasjon'
- **artssammensetningsgradient (= coenoklin):** 'gradvis endring i artssammensetning'
- **klassedelt artssammensetningsvariasjon:** 'mer eller mindre naturlig klassedelt variasjon i artssammensetning'
- **øko-variasjon:** 'parallel artssammensetningsvariasjon og miljøvariasjon'

			VARIASJONSMØNSTER		
			gradvis	trinnvis	generelt
Adressert natur-egenskap	miljø- variasjon	enkelt- egenskap	miljøgradient	miljøfaktor	miljøvariabel/ miljøvariasjon
		flere egen-skaper som samvarierer	kompleks miljøgradient	kompleks miljøfaktor	
	variasjon i artssammensetning		artssammen-setningsgradient	klassedelt arts-sammensetnings-variasjon	artssammensetningsvariasjon/ artssammensetningsvariabel
	parallel variasjon i miljø og artssammensetning		økoklin (i snever betydning)	øko-faktor	øko-variasjon/øko-variabel
	samlebegrep for miljøvariasjon og øko-variasjon				miljøbetinget variasjon

Fig. A1–3. Begrepsapparat for variasjon i artssammensetning og miljøforhold.

- **øko-variabel:** 'variabel som uttrykker øko-variasjon'
- **økoklin:** 'parallel, mer eller mindre gradvis samvariasjon mellom artssammensetning, det vil si en artssammensetningsgradient, og variasjon langs en kompleks miljøgradient'
- **øko-faktor:** 'parallel, mer eller mindre klassedelt samvariasjon mellom artssammensetning og variasjon langs en kompleks miljøfaktor'

Merk at begrepene 'kompleks miljøgradient' og 'kompleks miljøfaktor' for enkelhets skyld også benyttes for tilfeller der det bare er en enkelt miljøegenskap som er viktig for variasjonen i artssammensetning.

A1e Et gradientanalyseperspektiv på variasjon i naturen

NiN versjon 2 bygger, liksom versjon 1 gjorde, på en konseptuell forståelse av variasjon i naturen som ofte blir betegnet gradientanalyseperspektivet (her forkortet til GAP). Den kortfattete, punktvise framstillingen av essensen i GAP som er gjengitt nedenfor, tar utgangspunkt i en monografi om det teoretiske grunnlaget for utbredelsesmodellering (Halvorsen 2012). Monografien inneholder en fyldig gjennomgang av gradientanalyseperspektivet og relatert økologisk teori. Prinsippene for gradientanalyse er også kort redegjort for i NiN[1] artikkel 1: Boks 1–4.

Gradientanalyseperspektivet er resultatet av snart hundre år lang utvikling av økologisk teori med røtter i the individualistic concept of the plant association (Gleason 1926, 1939), the continuum concept of vegetation (McIntosh 1967, Austin 1985, 1999, Austin & Smith 1989) og gradient analysis of vegetation (Whittaker 1967). Begrepet **gradientanalyse** ble definert av ter Braak & Prentice (1988) som 'metoder for å beskrive og forstå variasjon i artssammensetning med utgangspunkt i arters respons på miljøgradienter'. Metoder for gradientanalyse har vært viktige verktøy for beskrivende økologisk forskning i snart hundre år, og har åpnet for betydelig ny innsikt i hvilke miljøgradienter som er viktige i ulike økosystemer og hvordan artssammensetningen varierer langs disse miljøgradientrene. Halvorsen (2012) definerer **gradientanalyseperspektivet** som 'en teori som forklarer naturvariasjonen på grunnlag av kunnskap om miljøgradienter (i vid forstand) og artenes respons på disse gradientrene', og oppsummerer gradientanalyseperspektivet i tre punkter (gjengitt på engelsk):

1. External ‘factors’ do not influence the species one by one, but act on the species in concert. Explanatory variables used to characterise environmental gradients of importance for species and other modelled targets tend to be more or less strongly correlated with other explanatory variables. Therefore, the concept of the environmental complex-gradient (Whittaker 1956), or, simply, complex-gradient, i.e., a set of more or less strongly correlated environmental variables, is fundamental for describing and understanding variation in species’ responses to the environment.
2. A few major complex-gradients normally account for most of the variation in species composition that can be explained environmentally. While innumerable complex-gradients may, in principle, explain variation in the ‘degree of presence’ of a taxonomically, functionally and/or geographically delimited set of species, such as vascular plants in Norway (Peder sen 1990), soil-dwelling insects at the Finnish archipelago of Åland (Niemelä et al. 1985, or mycorrhiza-forming fungi in the Solhomfjell forest area in S Norway (Bendiksen et al. 2004), studies of variation in species composition by ordination methods usually fail to extract more than three gradients in species composition that are interpretable in terms of environmental complex-gradients (e.g., Økland & Eilertsen 1996, T. Økland 1996, Økland et al. 2001). The term major complex-gradient is used for these few, usually one, two or three, complex-gradients that account for most of the variation in species composition that can be explained environmentally. Environmental gradients are concrete in the sense that gradient positions can normally be quantified by measurements of soil pH, soil calcium concentrations, soil water content, photon fluxes, or other variables. Complex-gradients, on the other hand, are abstractions. No obvious choice of a representative variable that can be used, e.g., to scale complex-gradients, therefore exists. Operationalisation of complex-gradients is usually accomplished by way of indirect indicators, e.g.: by the main structure axis extracted from a set of measurements of relevant environmental variables, extracted by PCA ordination; by use of one, selected, environmental variable as a proxy; or by use of a gradient in species composition, e.g., extracted by an ordination method, which is interpreted as conditioned on this complex-gradient (Økland 1992, Ejrnæs 2000, Rydgren et al. 2003).
3. Species occur within a restricted interval along each major complex-gradient. The range of genetic variation that can be maintained in a population or a set of populations, within which individuals shall be able to exchange genes by normal mating mechanisms, is limited. Accordingly, one of the most important ecological consequences of natural selection is that trade-offs are continuously made between traits that are, as such, all beneficial, but that cannot be combined. Examples of such traits are low and high growth rates, small and large seeds, etc. (Tilman 1990). Trade-offs restrict the tolerance of every species to a narrower or broader interval along each major complexgradient. If a sufficiently broad range of variation along a major complex-gradient is taken into consideration, each species will be able to survive, or occur, or have positive fitness, in a restricted interval along the complex-gradient only. The term ‘fitness’ is here defined demographically, as the average number of descendants in the next generation per individual in the current generation (Caswell 2001). Outside this interval the species will normally be absent or have negative fitness.

Gradientanalyseperspektivet adresserer først og fremst sammenhenger mellom artssammensetningsvariasjon og miljøvariasjon, det vil si naturvariasjon på økosystem-nivået. Økosystem-nivået har en helt sentral plass i NiN-systemet, men NiN skal også favne naturvariasjon på andre naturmangfold-nivåer. En stor utfordring i arbeidet med NiN har derfor vært å videreutvikle gradientanalyseperspektivet til en gradientanalytisk forståelse av naturvariasjon på de andre naturmangfold-nivåene. Dette er hovedtemaer i kapittel A2 og i kapitlene om prinsipper for naturtypeinndeling på de enkelte natur-

mangfold-nivåene. I dette kapitlet vil vi bare kort vise hvordan gradientanalyseperspektivet kan anvendes på natursystem- og landskapstypenivåene.

Ett begrep som har en helt sentral plass i gradientanalyseperspektivet (anvendt på økosystem–nivået) er *major complex-gradient*, som blir oversatt til hovedkompleksvariabel eller, mer presist, hovedkompleksmiljøvariabel. En **hovedkompleksmiljøvariabel** er definert som 'en blant få, vanligvis en, to eller tre, lokale komplekse miljøvariabler som gir et vesentlig bidrag til å forklare variasjon i artssammensetning innenfor en hovedtype på økosystem-nivået' (begrepet hovedtype blir drøftet og definert i kapittel A2). Begrepet hovedkompleksmiljøvariabel er viktig fordi størsteparten av den variasjonen i artssammensetning innenfor en gitt naturtypeenhet på økosystem-nivået som i det hele tatt lar seg forklare av miljøvariabler kan forklares av noen få hovedkompleksmiljøvariabler. Det sentrale begrepet i gradientanalyseperspektivet er 'gradient'; gradvis endring i en eller annen naturegenskap. Gradientbegrepet går igjen i hele gradientanalyselitteraturen og i NiN versjon 1, men i NiN versjon 2 vil vi i stedet bruke de mer presise begrepene 'miljøvariabel' og 'øko-variabel' om variabler som beskriver naturvariasjon. Grunnen til det er at ikke all viktig miljøvariasjon er gradvis og/eller kan beskrives ved hjelp av kontinuerlige variabler, f.eks. har menneskepåvirkning en sterk tendens til å resultere i trinnvis (diskontinuerlig) variasjon (se kapittel A1d). Skiftet fra 'gradient' til 'miljøvariabel' som generelt begrep om naturvariasjon fra versjon 1 til versjon 2 av NiN innebærer ingen endring i synet på naturvariasjonen som overveiende kontinuerlig, men er konsekvensen av behovet for et mer presist begrepsapparat for naturvariasjon.

Kompleksvariabelbegrepet – inkludert hovedkompleksvariabelbegrepet – er et vanskelig begrep fordi enkeltmiljøvariabler ikke samvarierer fullstendig. I mange tilfeller er det enkelt å definere en kjerne av variabler som er sterkt korrelerte, f.eks. pH og konsentrasjoner av Ca, Mg og N i jorda langs kompleksgradienten kalkinnhold (KA) i NiN versjon 1. Men disse 'kjernervariablene' er aldri perfekt korrelerte. I tillegg finnes det alltid en lang rekke variabler som er mindre sterkt korrelert med en slik 'kjernervariabelgruppe'. Det er ikke mulig å trekke noen velbegrunnet (naturlig) grense mellom miljøvariabler som hører til en kompleksvariabel og miljøvariabler som ikke gjør det. Dette temaet er imidlertid enda mer komplekst enn som så. Korrelasjonsmønstrene mellom variabler varierer også mellom områder, f.eks. som følge av variasjon i berggrunn, løsmasse-egenskaper og klimaforhold [se drøfting hos T. Økland (1996) og i Halvorsen (2012)]. Disse kompliserende forholdene reduserer ikke kompleksvariabelbegrepet nøkkelbetydning for systematisering av naturvariasjon, men de vanskeliggjør det konkrete arbeidet med å systematisere denne variasjonen.

Når, som i NiN (se dokumentasjonen for NiN versjon 1), variasjon i artssammensetning og miljø skal beskrives samlet, som økokliner og øko-faktorer, blir dette enda mer komplekst. Ulike arter responser ikke på miljøet på nøyaktig samme måte, og også innen arter (mellom populasjoner med ulik genetisk sammensetning) finnes variasjon i responsen på en og samme miljøvariabel. En mer uttømmende diskusjon av relasjoner mellom miljøvariabler, variasjon i arters mengde i rom og tid, kompleksgradienter, artssammensetningsgradienter og økokliner finnes i NiN[1] artikkkel 1: D3.

Hovedkompleksvariabler og øko-variabler er abstrakte fenomener – og plasseringen av et gitt sted langs en gitt slik variabel kan ikke 'måles' direkte, men må estimeres ved hjelp av indirekte metoder. Det finnes minst to måter å gjøre dette på: (1) Ved bruk av aksene i en ordinansomstilling av et miljøvariabeldatasett, f.eks. en PCA-ordinansomstilling (se NiN[1] artikkkel 1: Boks 2) som uttrykk for samvariasjonen mellom de aktuelle miljøvariablene, og dermed som proxies for å operasjonalisere hovedkompleksvariabler. (2) Ved bruk av aksene i en ordinansomstilling av et artsmengdedatasett, f.eks. en DCA- eller NMDS-ordinasjon (se NiN[1] artikkkel 1: Boks 3), som uttrykk for variasjon langs en artssammensetningsgradient som sammen med en hovedkompleksvariabel utgjør en øko-variabel (normalt en økoklin fordi ordinajonsakser oftest vil uttrykke gradvis variasjon).

I kortform kan de tre hovedpunktene som beskriver gradientanalyseperspektivet oppsummeres som følger:

1. Artssammensetningen responderer samlet på hele miljøet, ikke på en og en miljøvariabel.
2. Et fåtall hovedkompleksmiljøvariabler 'forklarer' størsteparten av den variasjonen i artssammensetning innenfor et økosystem eller et begrenset område som lar seg forklare av miljøvariabler (merk at begrepet 'forklare' her blir brukt i statistisk, ikke en kausal betydning, om en uavhengig variabel som forklarer varians i en responsvariabel; 'forklaringen' er altså uavhengig av om det er en årsak-virkningsrelasjon mellom variablene eller ikke).
3. Artene forekommer innenfor et begrenset intervall langs hver hovedkompleksmiljøvariabel, med artsspesifikk bredde.

Dette klassiske gradientanalyseperspektivet utgjør et konseptuelt fundament for å beskrive naturvariasjon, først og fremst på økosystemnivået i naturmangfold-hierarkiet, der arters respons på miljøvariasjon står i fokus. De to settene av naturegenskaper på økosystem-nivået som blir satt i sammenheng gjennom gradientanalyseperspektivet, artssammensetningen og miljøvariasjonen, er eksempler på henholdsvis **karakteriserende naturegenskap**, definert som 'observerbar egenskap eller sett av observerbare egenskaper ved naturens sammensetning (eller struktur) som i særlig grad karakteriserer natur på et gitt naturmangfold-nivå' og **karakteriserende kilde til variasjon**, definert som 'basal naturegenskap som er særlig viktig for å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskap på et gitt naturmangfold-nivå'. Gradientanalyseperspektivet kan generaliseres til andre naturmangfold-nivåer dersom det er mulig å identifisere karakteriserende kilde til variasjon og karakteriserende naturegenskap også for disse andre naturmangfold-nivåene.

NiN-systemet kan konseptualiseres som en naturvariasjonsmodell der variasjon i den karakteriserende naturegenskapen modelleres som en respons på variasjon i karakteriserende kilde til variasjon. I denne modellen er den karakteriserende naturegenskapen responsvariabel (den avhengige variablen; typisk sammensatt av mange variabler) og den karakteriserende kilden til variasjon prediktorvariabel (den uavhengige variablen, også typisk sammensatt av mange variabler). Fordi NiN-systemet skal omfatte variasjon på flere naturmangfold-nivåer, hvert nivå beskrevet som en multivariat modell (mange prediktorvariabler, mange responsvariabler), er NiN-systemet en samling mangedimensjonale (multivariate) modeller for naturvariasjon.

I NiN skal naturvariasjon over et stort spenn av skala- og naturmangfold-nivåer beskrives, inkludert landskapstypenivået. Det finnes ingen tradisjon for å betrakte naturvariasjon på landskapstypenivået i et gradientperspektiv. Arbeidet med landskap fram mot NiN versjon 2 har imidlertid vist at gradientanalyseperspektivet lar seg generalisere til landskapstypenivået ved å betrakte variasjon i landskapets innhold av landskapselementer som karakteriserende naturegenskap. Med **landskapselement** menes 'naturlig eller menneskeskapt objekt, enhet eller egenskap, inkludert naturtype-arealenheter på natursystem- og natursystemkompleks-nivåene, som lar seg identifisere og observere på en landskapsrelevant romlig skala'. Spørsmålet blir da hvilke kilder til variasjon som forårsaker variasjon i landskapets elementinnhold. Dette spørsmålet har et komplekst svar; landskapselementene kan være alt fra resultatene av (geologiske) erosjonsprosesser som gir opphav til variasjon i terreng- og landform til resultatene av menneskers bruk av arealer og andre naturressurser. Ofte er det vanskelig å skille viktige kilder (årsaker) til variasjon i forekomst av landskapselementer fra den observerbare sammensetningen av landskapselementer i seg sjøl. Konsekvensen av dette er at vi på landskapstypenivået i NiN versjon 2 ser på karakteriserende kilde til variasjon og karakteriserende naturegenskap som to sider av samme sak, som beskrives ved hjelp av landskapsgrader. Med **landskapsgradient** menes 'parallel, gradvis eller trinnvis variasjon i forekomst og mengde av landskapselementer'. Landskapsgradienten er en direkte parallel til økoklinen på økosystem-nivået, som setter artssammensetningsgradienten og hovedkompleksgradienten sammen til en gradient i erkjennelsen at det ikke entydig er en envegssammenheng;

artssammensetningen påvirker også miljøvariasjonen. Årsaken til at det mer generelle begrepet 'landskapsvariabel' ikke blir brukt, er at variasjonen langs alle 'komplekse landskapsvariabler' er så gradvis at gradientbegrepet er dekkende.

Utvidelsen av gradientanalyseperspektivet til også å inkludere andre naturmangfold-nivåer, betegnes det **generaliserte gradientanalyseperspektivet**, som kan defineres 'en forståelse av naturvariasjon som er basert på gradientrelasjoner (i vid forstand) mellom karakteriserende naturegenskaper og karakteriserende kilder til variasjon'. Begrepet **hovedkompleksvariabel**, definert som 'én blant et fatall komplekse variabler som uttrykker variasjon i en karakteriserende kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå og som gir et vesentlig, selvstendig bidrag til å forklare sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på dette naturmangfold-nivået', er parallelten til hovedkompleksmiljøvariabelen i begrepsapparatet for det generaliserte gradientanalyseperspektivet.

A1f Konseptuelle modeller for naturvariasjon

Gradientanalyseperspektivet er grunnlag for to svært nyttige konseptuelle modeller for naturvariasjon på økosystem-nivået; miljøvariabelrommet og det økologiske rommet (se R. Økland 1990a, Halvorsen 2012). **Miljøvariabelrommet** er 'det konkrete (konseptuelle) geometriske rommet med utvalgte, målte eller målbare miljøvariabler som akser'. Det **økologiske rommet** er 'det abstrakte (konseptuelle) geometriske rommet med hovedkompleksmiljøvariablene som akser'. Et tredje konseptuelt geometrisk rom, som er nyttig for å forklare hvordan forskjeller i artssammensetning kan beregnes og tallfestes, er det **artsdimensjonale rommet**, 'et konseptuelt geometrisk rom med arters forekomst og/eller mengde som akser'. Observasjonsheter plasseres i miljøvariabelrommet og det økologiske rommet på grunnlag av målte eller estimerte verdier for variabler som angir plassering langs hver enkelt akse; observasjonsheter plasseres i det artsdimensjonale rommet på grunnlag av registrert forekomst eller mengde for hver enkelt art. På tilsvarende måte er det innenfor det generaliserte gradientanalyseperspektivet mulig å definere landskapsgradient-rommet som 'et abstrakt (konseptuelt) geometrisk rom med utvalgte landskapsgradienter som akser'.

Det tredje punktet i gradientanalyseperspektivet har en viktig konsekvens. Dersom vi ser på variasjonen i en arts forekomst(sannsynlighet) og/eller arters (gjennomsnittlige) mengde i et stort datasett som funksjon av posisjon langs en hovedkompleksmiljøgradient, må artsresponskurven ha en klokkeform (i vid forstand); arten forekommer i et gitt intervall langs gradienten og mangler utenfor dette intervallet. Kurvens topp-punkt, der artens respons (mengde) når sitt maksimum, svarer til artens optimum langs hovedkompleksmiljøgradienten. Den eksakte formen på den klokkeformete kurven vil avhenge av en rekke ulike forhold, blant annet størrelsen på observasjonshetene, størrelsen på undersøkelsesområdet, og artsspesifikke egenskaper [se Halvorsen (2012) for gjennomgang av relevant litteratur]. Responskurven kan være symmetrisk eller skjev, og den kan være spiss-toppet (leptokurtic) eller flat-toppet (platykurtic). Denne konseptuelle modellen for arters respons på hoved-kompleks-miljøgradienter kalles den unimodale (entoppete) artsresponsmodellen (Fig. A1–4). En begrepsmodell som har vist seg svært nyttig for å beskrive artenes responser på komplekse miljøgradienter, er den såkalte CURS-modellen (Collins et al. 1993). Denne modellen er navnsatt etter de fire karakteristiske artsresponsmønstrene som er resultatet av kombinasjoner av lav kontra høy toleranse og lav kontra høy maksimal mengde (se Fig. A1–5):

- **kjerneart** (*C-art; core species*) 'art med høy maksimal mengde og vid toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient og høy maksimal mengde'
- **urban art** (*U-art; urban species*) 'art med høy maksimal mengde og snever toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient'

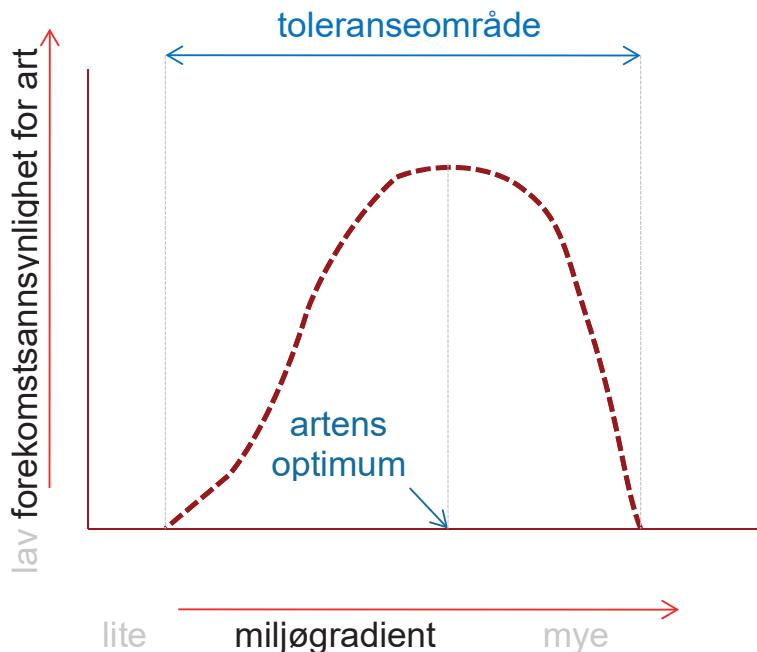


Fig. A1-4. Den unimodale (entoppete) artsresponsmodellen: Arters respons på viktige komplekse miljøgradienter følger vanligvis i store trekk en klokkeformet kurve

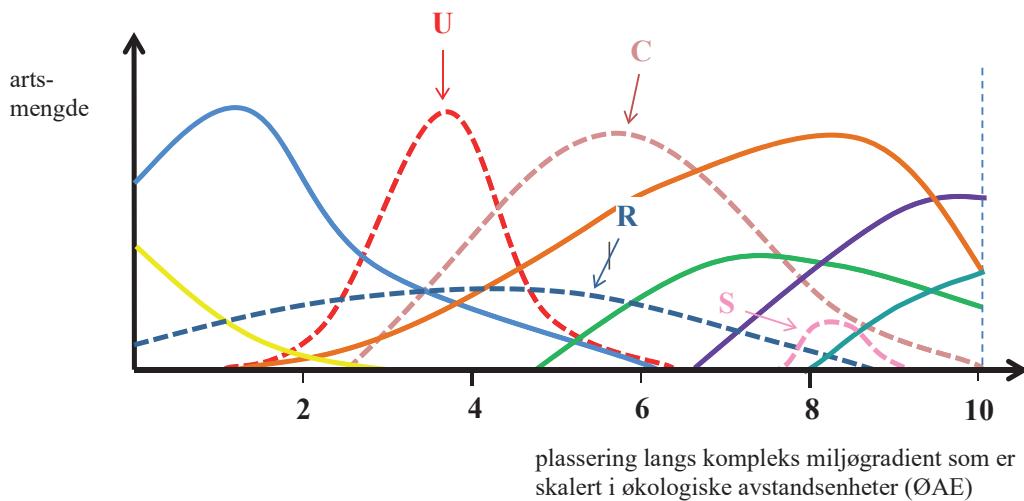


Fig. A1-5. Den unimodale artsresponsmodellen. Figuren viser artsresponskurver for 10 arter langs én kompleks miljøgradient, det vil si i et økologisk rom med bare én dimensjon. De fire kategoriene av artsresponsmønstre som blir definert ifølge CURS-modellen (se teksten for nærmere forklaring), er eksemplifisert ved arter hvis mengde er angitt med stipla linjer: C = kjerneart (*core species*), U = urban art (*urban species*), R = rural art (*rural species*), S = satellittart (*satellite species*). Den komplekse miljøgradienten (x-aksen) er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE), et nøkkelbegrep i NiN-sammenheng som er definert og drøftet i kapittel B2).

- **rural art** (*R-art; rural species*) 'art med lav maksimal mengde og vid toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient'
- **satellittart** (*S-art; satellite species*) 'art med lav maksimal mengde og snever toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient'

Det er en allment akseptert oppfatning er at det er flest arter i gruppene C og S (Raunkiær 1918, Dahl 1957, Hanski 1982), og at S-arter er særlig vanlige [‘det er vanlig å være sjeldent og sjeldent å være vanlig’; Bratli et al. (2006)]. U- og R-arter forekommer imidlertid også, med varierende hyppighet mellom datasett (Collins et al. 1993, van Son & Halvorsen 2014).

De konseptuelle modellene for miljøvariasjon på økosystem-nivået som springer ut av gradientanalyseperspektivet – miljøvariabelrommet og det økologiske rommet – har også paralleller i det generaliserte gradientanalyseperspektivet. Viktigst av disse konseptuelle geometriske modellene er **hovedkompleksvariabelrommet**, 'det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedkompleksvariablene som akser'. Hovedkompleksvariabel-rommet på landskapstypenivået kan betegnes **hovedlandskapsgradientrommet**; 'det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedlandskapsgradientene som akser'.

A1g Kontinuitet og klassifiserbarhet

Gradientanalyseperspektivet blir ofte assosiert med synet på variasjonen i (arts)sammensetning som stort sett gradvis (kontinuerlig) langs kontinuerlige miljøgradienter. Dette er nå den dominerende oppfatningen blant økologer, men gjennom mesteparten av 1900-tallet sto to diametralt motsatte oppfatninger av 'naturvariasjonens natur' steilt mot hverandre (se Whittaker 1956, 1962, McIntosh 1967, Austin & Smith 1989, R. Økland 1990a):

- 'Samfunnsenhetssteorien' (*community unit theory*), som innebærer at det finnes naturlige grupperinger av arter med mer eller mindre sammenfallende utbredelsesmønstre (Du Rietz 1921), forårsaket av at artene gjennom evolusjonsprosessen har utviklet tilpasninger til hverandre og til det samme miljøet. Artene danner veldefinerte plantesamfunn, oftest skilt av tydelige diskontinuiteter i artssammensetning, også langs kontinuerlige miljøgradienter.
- 'Kontinuitetsteorien' (*complex population pattern*), som tar utgangspunkt i at artene fordeler seg individualistisk (Gleason 1926), det vil si at populasjoner av ulike arter har optima som er godt spredd ut langs miljøgradientene ('the individualistic association concept'; Austin 1985). Følgelig endrer artsammensetningen seg hovedsakelig gradvis (kontinuerlig) langs kontinuerlige miljøgradienter (*the continuum concept of vegetation*; Curtis & McIntosh 1951, McIntosh 1967). Årsaken til at variasjonen overveiende er kontinuerlig, er at konkurranseunnvikelse er en viktig driver i evolusjonsprosessen, det vil si at evolusjonen favoriserer trekk som reduserer konkurransen. Det skjer dels ved tilpasninger til levestedet der konkurransen fra andre arter er mindre intens, dels ved å favorisere trekk som øker konkurranseeffekten (*enhanced competitive effect*; Goldberg & Landa 1991) på andre arter eller ved at sårbarheten for konkurranse fra andre arter reduseres (*reduced competitive response*).

Umiddelbart kan de to oppfatningene synes uforenlige. Man skulle kanskje tro at de er så forskjellige og adresserer så lett observerbare naturegenskaper (kontinuitet eller diskontinuitet) at de lett kan testes på empiriske data. Det er imidlertid ikke tilfellet; teoriene er vanskelig oversettabare til testbare hypoteser (Austin & Smith 1989, Austin 2005). Austin (2005) gjennomgår 'bevismaterialet', og konkluderer som følger: *'Plant community ecologists have yet to specify the properties of either of the community or continuum concepts in sufficient detail for any variant to be statistically distinguished from another.'* Etter Austins oppfatning, er kontroversen i hvert fall for en stor del forårsaket av at de to synene beskriver ulike aspekter ved økosystemet, ikke at de er grunnleggende uforenlige. Austin & Smith (1989) hevder at kontinuitetsteorien adresserer relasjoner i det abstrakte økologiske rommet og ikke nødvendigvis beskriver fysiske, geografiske gradienter ute i naturen, mens samfunnsenhetssteorien nettopp adresserer variasjonen slik den kan observeres i det geografiske, konkrete rommet. Austin (2005: Fig. 2.7) viser hvordan forekomst av relativt distinkt forskjellige artssammensetninger (samfunn) i naturen kan være forenlig med kontinuitetsteorien: Når større områder som er relativt homogene med hensyn til miljøforhold er skilt fra tilgrensende områder av overganger (økotoner) med stor endring i miljøforholdene over korte avstander, kan resultatet bli en mosaikk av relativt tydelig skilte flekker uten at dette betyr at artenes respons på underliggende miljøgradienter er diskontinuerlig. Det er frekvensfordelingen for ulike kombinasjoner av miljøvariabler som varierer og er diskontinuerlig.

På økosystem-nivået inneholder naturen gradvise overganger såvel som klare grenser (og hele variasjonsbredden mellom disse ytterpunktene); den uenigheten som i dag eventuelt fortsatt måtte finnes om naturvariasjonens natur, dreier seg nok om hvor stor arealandel i et område som kan forventes å inneholde overgangstyper. Vår oppfatning er at variasjon i artssammensetning i naturen overveiende er gradvis når miljøforholdene endrer seg gradvis, men at jevn, gradvis endring i miljøforholdene er unntaket heller enn regelen ute i naturen.

Menneskets aktiviteter har imidlertid en sterk tendens til å resultere i et lappeteppe av flekker som er adskilt av skarpe grenser (åkerlapper skilt av kanter, veger skilt fra tilgrensende natur, blomsterbed skilt fra plen, etc.). Naturen består derfor av en mosaikk av 'samfunn' som delvis glir gradvis over i hver andre og delvis er skilt av tilsynelatende skarpe grenser (som ved nærmere undersøkelse oftest viser seg å skyldes rask endring i miljøforholdene over korte avstander). Disse 'samfunnene' er imidlertid ikke lokalt eller regionalt konsistente. Artssammensetningen varierer fra sted til sted avhengig av variasjonsbredden i, og frekvensfordelingen av, realisert miljøvariasjon (variasjon langs lokale og regionale miljøvariabler og tilstandsvariasjon). To steder vil aldri ha helt de samme miljøforhold (samme verdi for alle miljøvariabler).

Det finnes mange definisjoner av samfunnsbegrepet; et begrep som er mye brukt blant tilhengere av samfunnsenhetsteorien og som står helt sentralt i plantesosiologien (f.eks. Du Rietz 1921, Braun-Blanquet 1928). 'Kontinuitetstilhengere' refererer ofte til Drake's (1991) definisjon av 'samfunn' (*ecological community*): *'an ensemble of individuals representing numerous species which coexist and interact in an area or habitat'*. Samfunnsdefinisjonen i NiN ligger også nær opptil Drake's definisjon (se kapittel A1b). Austin (2005) påpeker at denne og liknende definisjoner av samfunn kan passe for alle arts-kombinasjoner under alle miljøforhold og at de er ikke-operasjonelle.

NiN tar utgangspunkt i at naturen ikke er delt inn i veldefinerte, lokalt og regionalt konsistente 'samfunnstyper' (abstrakte samfunn). Dette har to viktige konsekvenser for naturtypeinndeling:

1. Når variasjonen i naturen i stor grad skjer gradvis, kan ingen naturtypeinndeling påberope seg å være den endelige, naturgitte, objektive sannhet. Ingen naturtypeinndeling er 'naturlig' eller 'riktig'. Enhver naturinndeling må derfor vurderes på grunnlag av hvor hensiktsmessig den er. Et godt begrepsapparat for naturvariasjon (som inkluderer en god naturtypeinndeling) kan imidlertid få svært stor praktisk nytteverdi, for kommunikasjon om natur og for praktiske forvaltningsformål.
2. En natur der variasjonen i stor grad er kontinuerlig, er ikke klassifiserbar i den forstand at variasjonen lar seg systematisere i naturgitte enheter som enhver kan gjenkjenne. Typeinndelingene i Natur i Norge (NiN) er derfor pragmatiske inndelinger som ikke på noen måte gjør krav på å være 'naturlige' i betydningen 'naturgitte'. Typeinndelingene i NiN er resultatet av typifisering og er derfor ikke klassifikasjoner i egentlig forstand. Dette er imidlertid ikke til hinder for utvikling av allmenngyldige prinsipper og kriterier for naturtypeinndeling som kan redusere subjektive faktorens innflytelse på resultatet.

A1h Overordnede prinsipper for valg av begreper og navnsetting av typer og andre kategorier

Som de fleste andre vitenskaper, er økologien preget av en nesten ujennomtrengelig begrepsjungel. Begrepet begrepsjungel (*terminological jungle*) ble først brukt av Robert Whittaker i 1953 om mangfoldet av begreper for klimakstyper (Whittaker 1953), men har seinere blitt brukt til å beskrive et mangfold av begreper og definisjoner som blir brukt om mer eller mindre samme fenomen. Killingbeck (1986) gir et eksempel på dette, og drøfter 16 ulike begreper som inntil da hadde blitt foreslått for den fysiologiske prosessen hvorved planter trekker organiske og/eller uorganiske stoffer ut av vev som visner og lagrer disse i mer langlivete organer. Et annet eksempel er de årelange diskusjonene om bruk av nisjebe-

begrepet i utbredelsesmodellering, der ulik oppfatning av hva begrepet nisje skal bety er en hovedårsak (se f.eks. Whittaker et al. 1973, Hirzel & Le Lay 2008, Halvorsen 2012, McInerny & Etienne 2012).

I arbeidet med NiN versjon 2 er det lagt stor vekt på å finne gode begreper for de naturfenomenene som blir beskrevet, samt å gi mest mulig presise definisjoner av disse begrepene. Til grunn for valg av begreper, har vi lagt de fire kriteriene som er foreslått av Killingbeck (1986):

1. utvetydig
2. beskrivende
3. så kort og enkelt som mulig (fortrinnsvist bestående av ett ord)
4. mye brukt (innarbeidete begreper foretrekkes framfor ny-ord)

Disse fire kriteriene er imidlertid ikke tilstrekkelige som retningslinjer for valg av begreper til et naturbeskrivelsessystem som NiN, som har som formål å dekke behov for naturbeskrivelse på tvers av samfunnssektorer og over hele spekteret av naturvariasjon, fra dyphav til fjell. Et kriterium som er minst like viktig som kriteriene 1–4 ovenfor, er:

5. verdinøytralitet

I kravet til verdinøytralitet ligger at begrepet skal oppfattes som kun beskrivende av de aller fleste potensielle brukere. En konsekvens av kravet til verdinøytralitet er at begreper som vil oppfattes som positivt verdiladet av enkelte grupper, eventuelt også tilsvarende negativt verdiladet av andre grupper, må unngås sjøl om dette er godt innarbeidete begreper innenfor en eller flere sektorer. Reaksjonene på begrepet 'kunstmark', som ble brukt om fulldyrka jordbruksmark i rapporten om skogplanting som klimatiltak (Anonym 2013b), kan stå som eksempel på uheldig begrepsbruk i NiN versjon 1, først og fremst fordi det gjør at begrepet blir oppfattet som negativt verdiladet (Kjekstad 2013), men også fordi begrepet er egnet til å misforstås (Myklebust & Halvorsen 2013). Dette kriteriet for god begrepsbruk kan med samme rett brukes mot begrepene kulturmark og naturmark og illustrerer dermed betydningen av at kriteriene for begrepsbruk er klare og av at det legges ned et betydelig arbeid i kritisk vurdering av begrepsapparatet.

Begreper for typer og kategorier må i tillegg til å tilfredsstille kriteriene 1–5 også tilfredsstille kriteriet:

6. konsistens på tvers av sammenliknbare kategorier

Krav til konsistens gjelder f.eks. trinn langs komplekse miljøvariabler og grunntyper innen samme hovedtype eller grunntyper innen ulike hovedtyper, definert på grunnlag av (delvis) samme sett av komplekse miljøvariabler.

I NiN versjon 1 ble det åpnet for to sett av typenavn, beskrivende navn laget av navnene på trinnene langs de karakteriserende 'lokale økoklinene' (livsmedium- og natursystem-nivåene) og praktiske navn basert på eksisterende navnetradisjon eller liknende (NiN[1] Artikkkel 1: kapittel E7). I praktisk bruk har det beskrivende navnet nesten uten unntak veket for det praktiske navnet. Vi anser det likevel hensiktsmessig å operere med to sett typenavn i NiN versjon 2; kortnavn (praktiske navn) og beskrivende navn. Kortnavnene blir benyttet som 'hovednavn' i NiN-dokumentasjon tilrettelagt for allmennheten og for praktisk bruk, mens begge navn blir benyttet i vitenskapelig dokumentasjon (NiN-artikler mv.).

Generelle og spesifikke prinsipper for navnsetting av typer på natursystem-nivået er beskrevet i kapittel B4h.

A2 Systemarkitektur

A2a Naturtypedefinisjonen og hva NiN skal omfatte

I ‘Lov om forvaltning av naturens mangfold (Naturmangfoldloven)’ av 2009 defineres **naturtype** som følger (§3j): ‘naturtype: ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster’. NiN sitt mandat er å utarbeide et system for typifisering og beskrivelse av naturens mangfold med utgangspunkt i lovens definisjon. Derfor ble naturmangfoldlovens naturtypedefinisjon grundig drøftet som ledd i arbeidet med NiN versjon 1 (se NiN[1] artikkel 1, kapittel C1), et arbeid som munnet ut i en revidert naturtypedefinisjon: ‘en type natur som ved å tilfredsstille et kriteriesett kan oppfattes som ensartet, i større eller mindre grad’. Arbeidet med NiN versjon 2 har gjort det klart at heller ikke denne definisjonen tilrettelegger naturtypebegrepet for praktisk bruk. Heller enn å omdefinere begrepet, har vi i NiN versjon 2 gått tilbake til naturmangfoldlovens definisjon av naturtype, og valgt å tolke denne. På bakgrunn av naturmangfoldlovens naturtypedefinisjon og det teoretiske grunnlaget for NiN redegjort for i kapittel A1, skal følgende punkter vektlegges i NiN versjon 2:

1. Miljøvariasjon som resulterer i forskjeller i artssammensetning skal gis særlig vekt ved inndelingen i naturtyper og beskrivelse av naturvariasjon på økosystem-nivået i NiN.
2. NiN skal omfatte et begrepsapparat for beskrivelse av geologiske (inkludert geomorfologiske) og økologiske prosesser og de observerbare strukturer (‘elementer’, ‘forekomster’, ‘mønstre’) disse prosessene gir opphav til, også når disse bare indirekte forårsaker miljøvariasjon som kan resultere i forskjeller i artssammensetning.
3. Naturvariasjon på landskapstypenivået skal karakteriseres gjennom variasjon i innholdet av observerbare elementer som dypest sett er definert gjennom naturprosesser, miljøvariasjon og den artsammensetningsvariasjonen miljøvariasjonen resulterer i.

Naturmangfoldlovens definisjon av naturtype implementeres i et typeinndelings- og beskrivelsessystem for naturvariasjon i NiN versjon 2 gjennom følgende operasjonalisering av naturtypebegrepet: en **naturtype** tolkes som en ’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’. Herav følger at NiN skal inneholde naturtypeinndelinger på flere naturmangfold-nivåer, samt et mest mulig fullstendig begrepsapparat for å kunne beskrive norsk naturmangfold. Denne intensjonen er nedfelt i Artsdatabankens visjon for NiN: at systemet skal utvikles til et mest mulig fullstendig beskrivelsessystem for naturmangfold i Norge.

A2b Naturmangfoldnivåer

I NiN versjon 1 ble fem ’naturtypenivåer’ valgt ut for parallel typeinndeling: livsmedium, natursystem, landskapsdel, landskap og region (Fig. A1–1, A2–1). Erfaringene med denne fordelingen på fem ’naturtypenivåer’ i NiN versjon 1, som er utførlig oppsummert og drøftet i NiNnot89e4 og NiNnot92e5, kan oppsummeres i følgende hovedpunkter:

- Region-nivået, slik det i NiN-versjon 1 er definert som bioklimatiske regioner, skiller seg fra øvrige naturmangfold-nivåer ved å være definert som kombinasjoner av trinn langs regionale komplekse miljøvariabler. Regionnivå-begrepet er gjennom denne definisjonen ikke definert ved sitt innhold av naturtyper på lavere naturmangfold-nivåer. Region-nivået slik det er definert i NiN versjon 1 bryter derfor med punkt 3 i tolkningen av naturtypedefinisjonen. Andre definisjoner av region, f.eks. vegetasjonsregioner (Moen 1998a), kan derimot utgjøre enheter på høyere nivåer i et naturmangfold-hierarki.

- Behovet for en norsk landskapstypeinndeling er meget stort (Simensen & Uttakleiv 2011). Typeinndelingen på landskapsnivået i NiN versjon 1 adresserer imidlertid en mye grovere romlig skala enn produsenter og brukere av landskapskart etterspør. Dette motiverer for endringer av landskapstypeinndelingen i NiN slik at den legges til rette for kartlegging i større målestokker (det vil si på et lavere skala- og kompleksitetsnivå).
- Begrepet 'landskapsdel' er misvisende fordi rettensonen for typer på dette nivået i NiN versjon 1 er at arealenhetene skal være 'kompleks av natursystemer som utgjør en funksjonell enhet, det vil si på økosystem-nivået', ikke elementære byggesteiner i enheter variasjon på landskapstypenivået.
- Det er behov for å trekke et prinsipielt skille mellom livsmedium som naturmangfold-nivået der arters levested beskrives, og økosystemer på en finere skala enn de som fanges opp gjennom natursystem-inndelingen. I prinsippet blir i NiN 1 slike 'små-økosystemer', f.eks. steiner på marka i skogsmarkssystemer, delvis inkludert i 'objektinnhold' som kilde til variasjon ('sammensatt livsmedium-objekt'), men de blir også delvis også adressert gjennom livsmedium-inndelingen (NiN[1] artikkel 1; E2b, Fig. 58). Samtidig blir i NiN versjon 1 begrepet 'natursystemdel' også brukt om disse 'små-økosystemene'.

På grunnlag av disse erfaringene blir det i NiN 2 skilt mellom **primære naturmangfold-nivåer**, 'naturmangfold-nivåer som i NiN er gjort gjenstand for fullstendig arealdekkende naturtypeinndeling' og **sekundære naturmangfold-nivåer**, 'naturmangfold-nivåer som er inkludert i NiN for å kom-

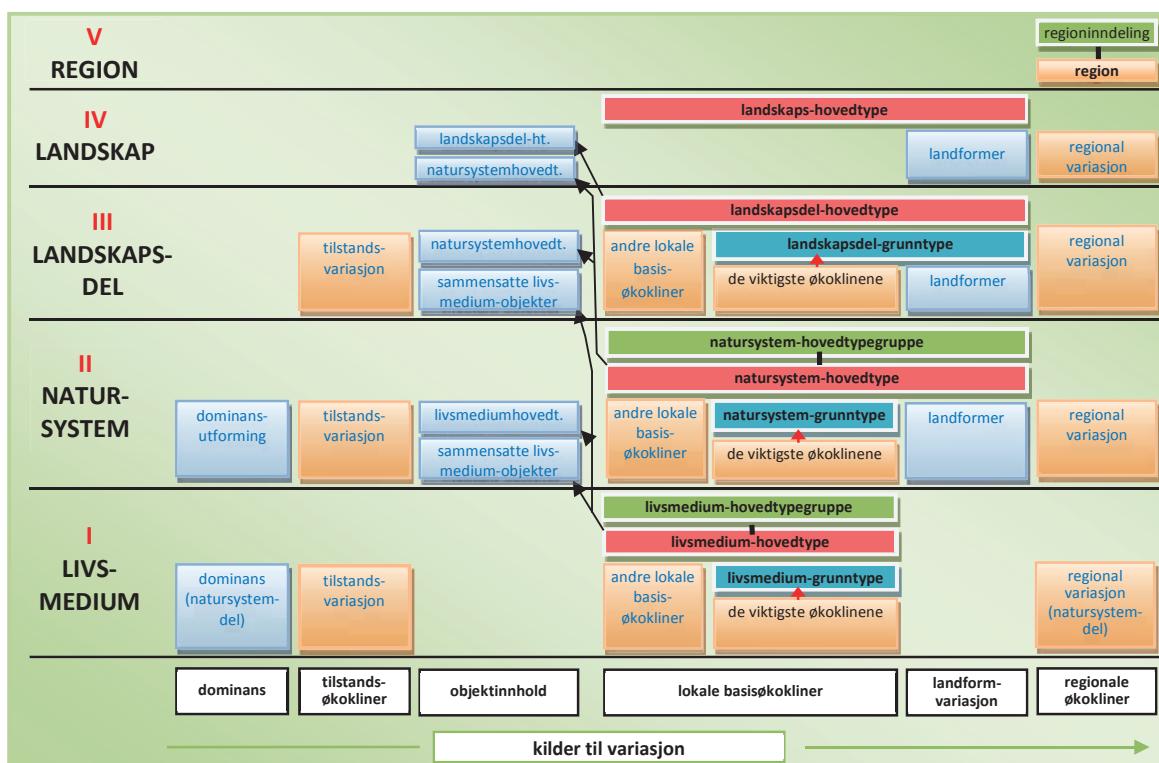


Fig. A2–1. 'Naturtypefiguren' i NiN versjon 1.0, som viser systemets arkitektur: De fem naturmangfold-nivåene NiN 1 inneholder typeinndelinger for er vist på den vertikale aksen (skilt av horisontale linjer). Inndelingen på hvert naturmangfold-nivå inneholder inntil tre generaliseringsnivåer (som er plassert over hverandre mellom de horisontale linjene som avgrenser hvert naturmangfold-nivå). Hovedtypegruppe-nivået er vist som grønne bokser og hovedtypenivået som røde bokser. Variasjon på generaliseringsnivået under hovedtype fanges opp av et beskrivelsessystem som er basert på et standardisert begrepsapparat for seks kilder til variasjon. Dette beskrivelsessystemet har (inntil) tre elementer: (1) inndeling i grunntyper (mørk blå bokser) basert på trinndeling av de viktigste lokale basisøkoklinene (oransje bokser med svart skrift); (2) variasjon langs andre økoklinrer (oransje bokser); og (3) andre kilder til variasjon (lys blå bokser). Kategorien objektinnhold omfatter enheter som er definert ved forekomst av naturtyper på et lavere naturtypenivå (og/eller 'spesielle naturforekomster'), som vist med svarte piler. Bokser omgitt av stiplet linje blir ikke beskrevet eksplisitt i NiN versjon 1, men er i prinsippet relevant for å beskrive variasjon på det aktuelle naturtypenivået.

plettere naturtypeinndelingen på et primært naturtypenivå'. NiN versjon 2 inneholder to primære naturmangfold-nivåer, natursystem og landskapstype (Fig. A2–2). Livsmedium-nivået står i en særstilling blant naturmangfold-nivåene NiN adresserer fordi typer på dette nivået ikke tilfredsstiller definisjonen av naturtype. Definisjonene av primære og sekundære naturmangfold-nivåer er derfor heller ikke relevante for livsmedium, og livsmedium vil derfor i versjon 2 bli behandlet som en 'spesialinndeling' innenfor NiN-systemet.

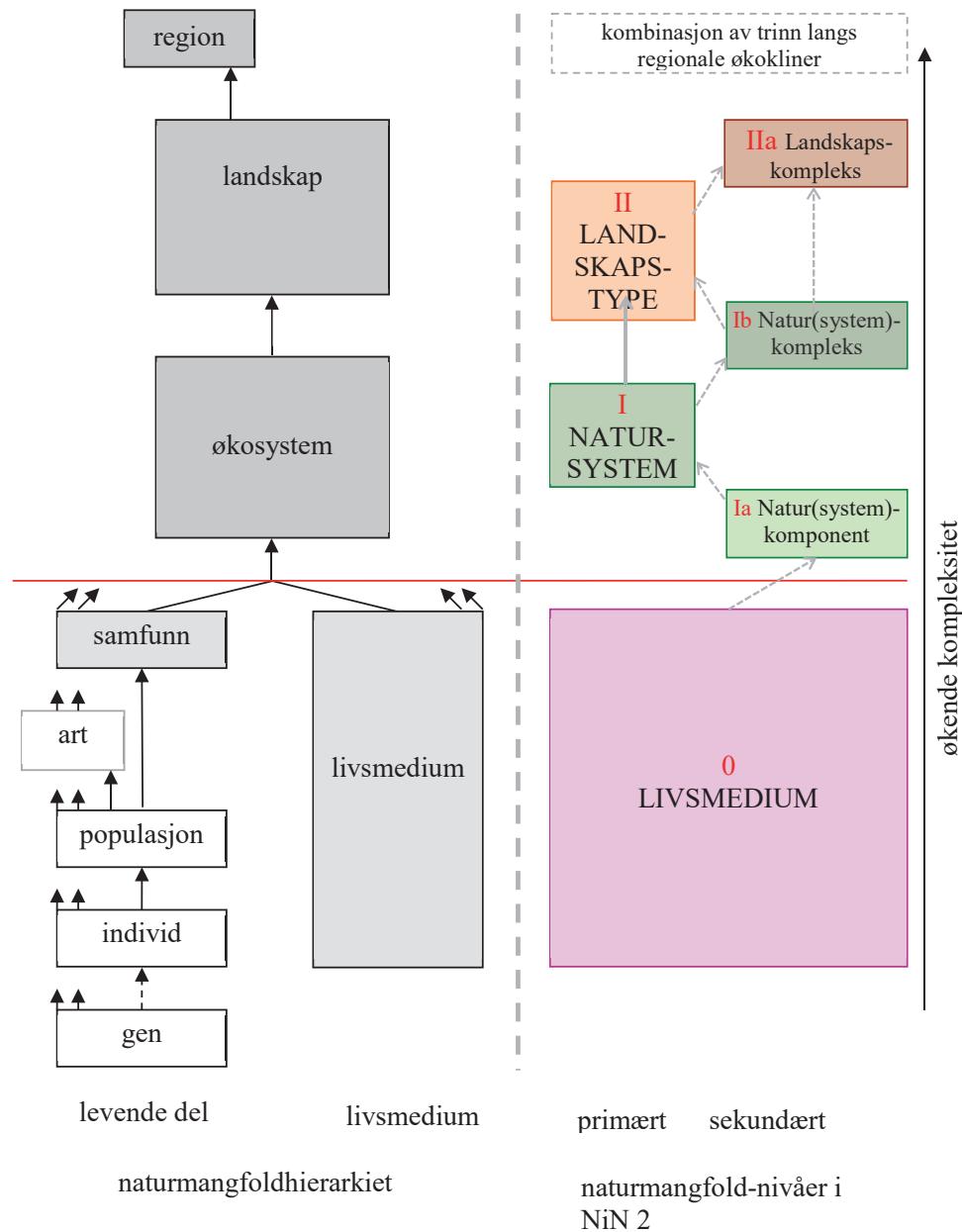


Fig. A2–2. Naturmangfoldhierarkiet, hierarkiet av nivåer for naturmangfold med ulik kompleksitet (venstre del av figuren), og sammenhenger mellom naturmangfoldhierarkiet og naturmangfold-nivåer som det utarbeides typeinndeling og beskrivelsessystem for i NiN 2 (høyre del av figuren). Naturmangfold-nivåene er fordelt på primære og sekundære naturmangfold-nivåer, mens livsmedium-nivået står i en særstilling. Den røde, horisontale streken skiller nivåer der artssammensetningen og miljøfaktorene typeinndeles samlet (over streken) og lavere naturmangfold-nivåer. Naturmangfold-nivåene økosystem og landskap er vist som bokser med stor vertikal utstrekning fordi det trengs flere nivåer enn to for å beskrive all variasjonen innenfor de skalaintervallene disse to nivåene omfatter. Streker mellom naturtypenivåene indikerer relasjoner, dvs. at flere natursystemkomponenter kan inngå i én natursystem-arealenhet, at flere natursystemer kan inngå i én natursystem-kompleks-arealenhet, og at flere landskap kan inngå i én landskapskompleks-arealenhet.

Inndelingene på de primære naturmangfold-nivåene natursystem og landskapstype (se Tabell A2–1 for utfyllende karakteristikk) skal være fullstendig arealdekkende, baseres på eksplisitte prinsipper og kriterier som springer ut av en gradientanalytisk forståelse av viktige kilder til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået og den adresserte romlige skalaen. De skal dessuten gjøre bruk av samme standard generaliseringshierarki (se nedenfor). Inndelingen av livsmedier skal også være fullstendig dekkende i den forstand at alle kvalitativt forskjellige steder der arter kan finnes, skal kunne tilordnes en livsmedium-type.

Typeinndelingene på sekundære naturmangfold-nivåer skal komplettere typeinndelingene på de primære naturmangfold-nivåene. NiN versjon 2 skal inneholde inndelinger på tre sekundære naturmangfold-nivåer, to på økosystem-nivået og ett på landskapstypenivået (Fig. A2–2, Tabell A2–1):

- **naturkomponent** (natursystemkomponent): 'geografisk avgrenset, funksjonell økologisk enhet som tilfredsstiller definisjonen av natursystem, men som utgjør én (vanligvis blant flere) komponenter i et natursystem'
- **naturkompleks** (natursystemkompleks): 'kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk, eventuelt også geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et avgrenset geografisk område'
- **landskapskompleks**: 'kompleks av landskaper som i naturen utgjør en større geomorfologisk enhet og som forekommer innenfor et avgrenset geografisk område'

Tabell A2–1. Naturmangfoldnivåer som det gjøres typeinndeling på i NiN versjon 2. Kategori = kategori av naturmangfoldnivåer.

Nivå = Naturmangfold-nivå.

KATEGORI	NIVÅ	DEFINISJON	UTFYLLENDE KARAKTERISTIKK
Primære naturmangfold-nivåer	Natur-system	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)	<ul style="list-style-type: none"> – adresserer enten marka (landsystemer), bunnen (vannsystemer), de frie vannmassene eller permanent snø/is; det vil si at organismer og miljø knyttet til marka, bunnen, de frie vannmassene og permanent snø/is oppfattes som ulike natursystemer – adresserer naturvariasjon på økosystem-nivået på en relativt fin romlig skala der 'forklæringsgraden' for variasjon i markas, bunnens eller vannmassenes plante- og dyreartssammensetning blir maksimert – adresserer romlige skalaer der plantesamfunn (f.eks. Kielland-Lund 1981), vegetasjonstyper (f.eks. Fremstad 1997), habitattyper (f.eks. Davies et al. 2004) og 'naturtyper' etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007) blir definert – rettesnor for romlig skala: enheter for marka/bunnen skal muliggjøre kartlegging i målestokker fra 1: 500 til 1: 20 000
	Landskapstype	større geografisk område med enhetlig visuelt preg, skapt av enhetlig dominans av store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landformer, natursystemkomplekser, natursystemer og andre landskapselementer	<ul style="list-style-type: none"> – adresserer naturvariasjon på landskapstypenivået på en relativt fin romlig skala der 'forklæringsgraden' for variasjon i egenskaper som observerbare på en landskapsrelevant skala blir maksimert – skal, i tråd med norsk tradisjon for landskapskartlegging og landskapsanalyse, adressere romlige skalaer som gir grunnlag for utfigering av landskapstype-arealenheter som svarer til landskapsrom, det vil i utgangspunktet si minst 4 km², eller som er spesielt øynefallende – rettesnor for romlig skala: enheter som muliggjør kartlegging i målestokk 1: 50 000
Sekundære naturmangfold-nivåer	Natur-komponent	geografisk velavgrenset, funksjonell økologisk enhet som tilfredsstiller definisjonen av natursystem, men som utgjør én (vanligvis blant flere) komponenter i et natursystem	<ul style="list-style-type: none"> – adresserer funksjonelt distinkte økosystemer som kan tilfredsstille definisjonen av natursystem, men som utgjør én blant flere deler av et natursystem slik dette blir definert med hensyn til deler av økosystemet som blir adressert og romlig skala – ikke begrenset til marka, bunnen, de frie vannmassene eller permanent snø/is – ingen nedre romlige skalabegrensninger – skal ikke først og fremst tjene et kartleggingsformål, og skal ikke være fullstendig arealdekkende – skal ikke duplisere inndelingen på natursystem-system-nivået, men fange opp 'økosystemer i økosystemer' der det er behov for å kunne beskrive variasjonen i artssammensetning og miljøforhold – variasjon innen enheten er betinget av andre hovedkompleksvariabler enn variasjon innen natursystemet komponenten er del av

KATEGORI	NIVÅ	DEFINISJON	UTFYLLENDE KARAKTERISTIKK
	Natur-kompleks	kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk, eventuelt også geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område	<ul style="list-style-type: none"> – adresserer funksjonelt distinkte økosystemer som i seg sjøl tilfredsstiller definisjonen av natursystem, men som er sammensatt av flere natursystemer – ikke begrenset til marka, bunnen, de frie vannmassene eller permanent snø/is, men kan omfatte to eller flere av disse kategoriene – ingen øvre romlige skalabegrensninger – skal kunne tjene kartleggingsformål, men skal ikke være fullstendig arealdekkende – skal ikke duplisere inndelingen på natursystem-system-nivået, men fange opp 'økosystemer sammensatt av økosystemer' med variasjon i spesifikke egenskaper som ikke kommer tilfredsstillende til uttrykk som summen av variasjon i de natursystemene komplekset omfatter – karakteriserende kilde til variasjon er kompleks miljøvariasjon – karakteriserende naturegenskap er artssammensetningen, uttrykt gjennom sammensetningen av natursystemer
	Landskaps-kompleks	kompleks av landskapstyper som i naturen utgjør en større geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område	<ul style="list-style-type: none"> – adresserer landskaper som i seg sjøl tilfredsstiller definisjonen av landskap, men som er sammensatt av flere landskapstyper – ingen øvre romlige skalabegrensninger – skal kunne tjene kartleggingsformål, men skal ikke være fullstendig arealdekkende – skal ikke duplisere inndelingen på landskapstypenivået, men fange opp 'landskap sammensatt av landskap' med variasjon i egenskaper som ikke kommer tilfredsstillende til uttrykk som summen av variasjon i de landskapstypene komplekset omfatter – karakteriserende kilde til variasjon er stor-skala terregngstruktur og sammensetningen av landskapselementer som gjør seg gjeldende på relevant skala – karakteriserende naturegenskap er sammensetningen av landskapselementer, slik den kommer til uttrykk gjennom sammensetningen av landskapstyper
Livs-medium	Livs-medium	den delen av et økosystem som omgir organismene, det miljøet de lever på eller i (komplementært begrep til levende komponent i økosystemet)	<ul style="list-style-type: none"> – begrepsapparat for systematisk beskrivelse av arters levesteder – enheter på livsmedium-nivået er ikke naturtyper etter definisjonen (adresserer livsmediet, men ikke artssammensetningen) – skala-uavhengig typeinndeling

Inndelingene på de sekundære naturmangfold-nivåene skal, så langt det er mulig, baseres på samme prinsipper som typeinndelingene på de primære naturmangfold-nivåene, men med nødvendige forenklinger og tilpasninger. Det synes hensiktsmessig at generaliseringshierarkiet (se nedenfor) forenkles, først og fremst ved å utelate hovedtypegrupper. Dette vil i seinere versjonen av denne artikkelen bli drøftet i et nytt kapittel D.

Enheter på natur(system)komponent-nivået skiller seg i prinsippet ikke fra enheter på natursystemnivået; de skal tilfredsstille definisjonen av natursystem. Men mens natursystem-nivået spesifikt adresserer variasjon knyttet til mark, bunn, frie vannmasser og snø/is og en spesifik romlig skala, er naturkomponent-nivået verken begrenset med hensyn til kategori av økosystem (mark, bunn etc.) eller koblet opp mot noen spesifik romlig skala. Av kravet om at naturkomponenten skal være én blant flere naturkomponenter innen et natursystem, følger imidlertid at naturkomponenten omfatter 'økosystemer i økosystemer'; økosystemer som til tross for liten arealmessig utstrekning fungerer som mer eller mindre autonome enheter innenfor natursystemet de er del av. I NiN versjon 2 skal naturkomponent-nivået, når det blir operasjonalisert, brukes til å beskrive variasjon i artssammensetning og miljøforhold innen enheter som ikke fanges opp på natursystem-nivået, som er betinget av andre hovedkompleksvariabler enn variasjon innen natursystemet komponenten er del av. Naturkomponenter

som det knytter seg brukerinteresser til, vil bli prioritert. Typiske eksempler på naturkomponenter er levende og død ved og nakent bergsubstrat som forekommer som flekker som dekker mindre arealer enn det som vurderes som minsteutstrekningen av funksjonelle nakent berg-natursystemer. Naturkomponenter skal i utgangspunktet defineres på grunnlag av samme prinsipper som natursystemer (se kapitlene B1 og B2). Prinsipper for typifisering av naturkomponenter vil vi behandlet i et framtidig kapittel D.

Kompleksnivåene (naturkompleks og landskapskompleks) omfatter enheter ('økosystemer sammensatt av økosystemer' og 'landskapstyper sammensatt av landskapstyper'), det vil si enheter som i utgangspunktet ikke skiller seg fra de respektive primære naturmangfold-nivåene med hensyn til karakteriserende kilde til variasjon og karakteristisk naturegenskap, men som på grunn av at de omfatter arealmessig større områder best karakteriseres ved sammensetningen av enheter på det primære naturmangfold-nivået; for naturkompleks gradienter i sammensetningen av natursystemer og for landskapskompleks gradienter i sammensetning av landskapstyper. Enheter i typeinndelingen på det primære nivået som det sekundære nivået er koblet opp mot, vil dermed naturlig utgjøre variabler i analysene av variasjon innenfor enheter på kompleks-nivåene (se framtidig kapittel D). Kompleksnivåene skal ikke være arealdekkende. De skal benyttes når de er nødvendig for å kunne beskrive funksjonelle enheter på romlige skalanivåer grovere enn de som adresseres av det primære nivået som de sekundære nivåene er koblet opp mot. Typeenheter på kompleksnivåene skal, så langt som mulig, defineres på grunnlag av samme prinsipper som natursystemer og landskapstyper (se kapitlene B1 og B2). Prinsipper for typifisering av natur- og landskapskomponenter vil vi behandlet i et framtidig kapittel D.

Livsmedium-nivået i NiN versjon 2 har til hensikt å kunne beskrive alle levesteder for organismer. Livsmedium-inndelingen skal ikke duplisere inndelingene på natursystem-nivåene. Variasjon relatert til komplekse miljøvariabler som opererer på finere skalaer enn natursystem, som i NiN versjon 1 er tatt inn i livsmedium-inndelingen på grunntype-nivå, vil i NiN versjon 2 fanges opp av inndelingen på naturkomponent-nivå. Livsmedium-inndelingen i NiN versjon 2 skal derfor først og fremst en inndeling som beskriver mangfoldet av kvalitativt forskjellige levesteder. Prinsipper for typifisering av livsmedier vil bli behandlet i et framtidig kapittel E.

A2c Generaliseringsnivåer

I tillegg til hierarkiet av naturmangfold-nivåer, inneholder de aller fleste naturtypeinndelinger et hierarki av typer innenfor samme naturmangfold-nivå. Nivåene i dette hierarkiet, som ikke må blandes sammen med hierarkiet av naturmangfold-nivåer, betegnes **generaliseringsnivåer**, definert som 'nivåer i hierarki av enheter i typeinndeling på et gitt naturmangfold-nivå'. Et eksempel på generaliseringsnivåer er hierarkiet: blåbærdominert granskog < frisk skogsmark < skogsmark < landsystemer.

Antallet generaliseringsnivåer er en egenskap ved naturtypehierarkier som blir forhåndsbestemt av den eller de som lager hierarkiet – i prinsippet kan typene i enhver naturtypeinndeling ordnes i alt fra et retikulært ('flatt') system (med ett generaliseringsnivå) til et typehierarki med mange generaliseringsnivåer. En utbredt tradisjon i nordisk plantesosiologi har vært å operere med relativt få generaliseringsnivåer (se Trass & Malmer 1978, R. Økland 1990a). Denne tradisjonen kan følges fram til Fremstad (1997), som opererer med tre hierarkiske nivåer i sin vegetasjonstypeinndeling for Norge (gruppe, type, utforming). Også i DNs håndbok for kartlegging av 'naturtyper' (Anonym 2007) er antallet generaliseringsnivåer tre (hovednaturtype, naturtype, utforming). Til sammenlikning har den europeiske naturtypeinndelingen EUNIS (Davies et al. 2004) seks hierarkiske nivåer.

Arbeidet med NiN hadde, helt fra starten i 2005, en klar målsetting om at antallet hierarkiske generaliseringsnivåer i naturtypeinndelingen skulle være så lavt som mulig. Et hierarki med mange genera-

liseringsnivåer blir fort uoversiktlig, og en hierarkisk inndeling av en mangedimensjonal, kontinuerlig variasjon medfører uunngåelig tap av informasjon fordi hierarkier i sin natur er endimensjonale (Gams 1918, Nordhagen 1928, Tuomikoski 1942, Webb 1954, R. Økland & Bendiksen 1985). Et hierarki er likevel av retningsens grunner mer eller mindre uunngåelig når typeantallet er høyt. For øvrig begrennes gjerne en hierarkisk ordning av naturtype-enheter med at hierarkiet passer menneskehjernens måte å oppfatte og lagre informasjon. R. Økland (1990a) konkluderer imidlertid at: *'The hierarchy has mostly been justified by analogies to human perception, but such a justification is doubtful when the hierarchical structure does not reflect the inherent structure of vegetation. Rather than being a help for the comprehension of complicated relationships, the hierarchy can be considered an unnecessary and undesirable strait-jacket, an obstacle for the mind to understand the gradient structure of vegetation.'*

Dette er bakteppet for målsettingen i NiN om et generaliseringshierarki med færrest mulig nivåer, og valget i NiN versjon 1 av et standard typesystem med tre formaliserte nivåer – hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype – der hovedtypen er det sentrale nivået. Ytterligere to nivåer, grunntypegruppe og grunn-undertype, ble benyttet i NiN 1 i tilfeller der det var spesielle behov.

I NiN 1 ble hovedtypen definert som 'generaliseringsnivå for naturvariasjon definert på grunnlag av tre punkter hvorav det viktigste er at de samme økoklinene (og de viktigste komplekse miljøgradiente) skal være viktige gjennom hele hovedtypen slik at natur som hører til samme hovedtype kan deles videre opp ved hjelp av det samme settet av økokliner; de øvrige to kriteriene er at natur som hører til samme hovedtype skal ha ensartet utseende (fysiognomi) og fellesskap i grove trekk i artsammensetning samt i størst mulig grad være 'naturlig' avgrenset fra andre hovedtyper (med 'naturlig' menes i denne sammenheng at det er betydelige forskjeller fra nærmeststående hovedtyper med hensyn til prosesser eller artsforekomstmønstre)'. Det viktigste kravet til ideelle hovedtyper i NiN versjon 1 var at de samme økoklinene (og hovedkompleksgradientene) skal være de viktigste gjennom hele hovedtypen slik at natur som hører til samme hovedtype kan deles videre opp ved hjelp av det samme settet av økokliner. Hovedtypedefinisjonen og hovedkravet til hovedtyper adresserer imidlertid strengt tatt bare hovedtyper på natursystem-nivået. Dette erkjennes implisitt i NiN[1] artikkkel 1: D2c, der det står: 'Det er knapt mulig å finne kriterier for hvert eneste generaliseringsnivå som har så generell gyldighet at de kan nyttas ved inndeling på flere organisasjonsnivåer (for eksempel både på landskapstypenivå og økosystemnivå, ...). Det er imidlertid ingen tvil om at konsistensen i naturtypeinndelingen vil øke vesentlig dersom generaliseringsnivåene kan defineres ut fra generelle kriterier.'

I NiN versjon 2 videreføres prinsippet om et typesystem med tre formaliserte generaliseringsnivåer, hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype, med hovedtype som det sentrale nivået. I NiN versjon 1 ble grunntypeinndelingen sett på som del av et fleksibelt beskrivelsessystem for naturvariasjon, som sammen med grunntypeinndelingen utgjorde nivå 3 i generaliseringshierarkiet. I NiN versjon 2 er det gjort to viktige endringer i forhold til versjon 1:

1. Definisjonen av hovedtypegruppe. I NiN versjon 1 ble hovedtypegruppe definert som 'generaliseringsnivå over hovedtype som har et praktisk formål (å underlette presentasjonen av hovedtypeinndelingen)'; det vil si at hovedtypene i prinsippet ble definert først og deretter samlet i hovedtypegrupper. Inndelingen av de to primære naturmangfold-nivåene i NiN versjon 2 tar ikke utgangspunkt i hovedtypene, men er strengt divisiv (delende fra toppen), det vil si at hovedtypegrupper defineres først, dernest hovedtyper og til sist grunntyper. Rettesnoren for typeinndelingene på de primære naturmangfold-nivåene i NiN 2 er at typene skal være basert på eksplisitte prinsipper og kriterier som springer ut av en gradientanalytisk forståelse av viktige kilder til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået og den adresserte romlige skalaen, og gjøre bruk av samme generaliseringshierarki. En gjennomført kriteriebasert inndeling forutsetter en strengt delende (divisiv) metode, med klare kriterier for hvordan inndeling skal foretas på hvert hierarkisk nivå. I tråd med dette prinsippet vil i NiN versjon 2 hovedtypegrupper bli definert først, på et mest mulig

selvstendig grunnlag. Deretter blir hovedtyper definert innenfor hver hovedtypegruppe og til sist grunntyper innenfor hver hovedtype.

2. Plasseringen av grunntypeinndelingen og resten av beskrivelsessystemet i generaliseringshierarkiet. Når grunntypeinndelingen i NiN versjon 2 skal være del av en strengt hierarkisk typeinndeling, med en sterkest mulig standardisering av måten variasjon i den karakteriserende kilden til variasjon blir beskrevet, er det hensiktsmessig å se på grunntypeinndelingen som et tredje generaliseringsnivå og det fleksible beskrivelsessystemet som et verktøy for detaljert beskrivelse av variasjon innenfor det tredje nivået eller eventuelt som et fjerde generaliseringsnivå.

Typeinndelingen på de primære naturmangfold-nivåene i NiN versjon 2 baserer seg derfor på definisjoner av tre formaliserte generaliseringsnivåer. Disse definisjonene skal være så generelle at de kan brukes på begge naturmangfold-nivåene. I formalisert språkdrakt, som gjenbruker tidligere definerte begreper fra det generaliserte gradientanalyseperspektivet, blir definisjonene slik (se nedenfor for enklere forklaringer):

- **hovedtypegruppe:** 'natur med fellesskap i basale karakteriserende naturegenskaper, som utspenner et konvekst, sammenhengende område i hovedkompleksvariabelrommet, og hvis hovedkompleksvariabelgruppe inneholder unike hovedkompleksvariabler'
- **hovedtype:** 'natur med fellesskap i karakteriserende naturegenskaper, som utspenner et konvekst, sammenhengende område i hovedkompleksvariabelrommet, som er vesentlig forskjellig fra andre hovedtyper på samme naturmangfold-nivå langs minst én hovedkompleksvariabel, som omfatter variasjon i karakteriserende naturegenskaper som kan beskrives ved hjelp av en og samme hovedkompleksvariabelgruppe'
- **grunntype:** 'kombinasjon av trinn langs variabler som uttrykker den viktigste variasjonen i hovedtypens karakteriserende naturegenskap'

Disse definisjonene er imidlertid knapt mulige å forstå uten inngående kjennskap til NiN og gradientanalyseperspektivet på naturvariasjon, og krever derfor en utfyllende forklaring. Karakteriserende naturegenskap er den eller de naturegenskapene som særlig skal vektlegges ved typeinndelingen på det gitte naturtypenivået (se kapittel B1 for eksempler fra natursystem-nivået og se kapittel C1 for drøfting av karakteriserende naturegenskap og bruken av standardtrinn på landskapstypenivået). Formuleringen 'konvekst, sammenhengende område i hovedkompleksvariabelrommet' innebærer krav om at naturtype-enheten det er tale om (hovedtypegruppa eller hovedtypen) skal defineres slik at den omfatter ei sammenhengende rekke av standardtrinn langs hver hovedkompleksmiljøvariabel i hovedkompleksmiljøvariabelgruppa. Natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark er et godt eksempel. Denne hovedtypens hovedkompleksvariabelgruppe består (i NiN versjon 1) av fire hovedkompleksmiljøvariabler: kalkinnhold (KA), berggrunn med avvikende kjemisk sammensetning (BK) [begrep som erstattet begrepet tungmetallinnhold (TU) fra NiN 1], uttørkingsfare (UF) og vannmetning (VM). Kravet til konvekst, sammenhengende område innebærer at dersom hovedtypen skal inneholde ekstremtrinnene 1 frisk og 3 sterkt tørkeutsatt langs UF, må den også inneholde trinn 2 moderat tørkeutsatt.

I tillegg til disse tre formaliserte generaliseringsnivåene vil det, på noen naturmangfoldnivåer og til bruk i noen spesielle sammenhenger, være hensiktsmessig å kunne definere flere, formaliserte eller ikke-formaliserte, nivåer over eller under grunntypenivået. For eksempel blir grunntypegruppe benyttet som formalisert generaliseringsnivå mellom hovedtype og grunntype i inndelingen på landskapstypenivået (se kapittel C1) og begrepet grunn-undertype blir brukt i NiN versjon 1 om et fjerde nivå i natursystem-inndelingen for oppdeling av grunntyper, f.eks. for beitemark og slåttemark, innenfor grunntyper av semi-naturlig eng ('kulturmarkseng'). Denne muligheten blir videreført og delvis formalisert i NiN versjon 2.

Ved inndeling på sekundære naturmangfold-nivåer vil ikke hovedtypegruppe bli benyttet som formalisert generaliseringsnivå.

I NiN versjon 2 videreføres det fleksible beskrivelsessystemet for fullstendig arealkarakteristikk som ble introdusert i NiN versjon 1, men til forskjell fra NiN 1 blir dette ikke betraktet som del av det tredje hierarkiske nivået i inndelingen (sammen med grunntypeinndelingen), men som et ikke-hierarkisk element i et helhetlig system for å beskrive naturvariasjon, som kommer i tillegg til typehierarkiet. Hensikten med å løfte beskrivelsessystemet til en selvstendig del av NiN-systemet er å understreke beskrivelsessystemets betydning og å signalisere en klar ambisjon om å utvikle dette til å omfatte alle observerbare naturegenskaper som ulike brukere er interessert i å kunne beskrive.

A2d NiN-systemets oppbygning

Et uttalt målsetting med NiN versjon 1 var å utvikle en systemarkitektur som var konsistent på tvers av de tre 'dimensjonene av variasjon i naturmangfold'; naturmangfold-nivåene, generaliseringsnivåene, og de seks kildene til variasjon. Samme generaliseringshierarki (med eventuelle nødvendige forenklinger) og de samme kildene til variasjon ble derfor forsøkt brukt på alle naturmangfoldnivåer, slik at hele systemet kunne visualiseres i en figur, den såkalte 'naturtypefiguren' (Fig. A2-1). Erfaringene med NiN versjon 1 fram til 2014 tilsier at forsøkene på å standardisere systemet på noen områder gikk for langt, på et for svakt teoretisk grunnlag, mens standardiseringen på andre områder ikke gikk langt nok. Følgende eksempler illustrerer dette:

- Uklar begrepsbruk, eksemplifisert ved at 'økoklinbegrepet' ble brukt om komplekse miljøvariabler (bl.a. på livsmedium-nivået) og øko-variabler, og både om faktor-type variabler og gradvis variasjon.
- Utvalget av kilder til variasjon var tilpasset natursystem-nivået og passet dårligere på andre naturmangfold-nivåer.
- De fem naturmangfold-nivåene ble presentert (i 'naturtypefiguren'; Fig. A2-1) som like sentrale, til tross for at begrepsbruk og en rekke definisjoner av generelle begreper (f.eks. naturtype, hovedtype, vesentlig forskjellighet, etc.) var tilpasset natursystem-nivået. Denne framstillingen skjulte dermed natursystem-nivåets helt sentrale plass i systemet.
- Det ble ikke tydelig presisert hvilke prinsipper og kriterier som skulle legges til grunn for typeinndeling.
- Til tross for et uttalt mål om at NiN-systemet i størst mulig grad skal baseres på kunnskap, var det (og er fortsatt) uklart i hvor sterk grad typeinndelingen i NiN versjon 1 ble påvirket av tradisjon og subjektive oppfatninger

På bakgrunn av disse erfaringene, innebærer versjon 2 av NiN-systemet noen viktige forandringer i systemarkitekturen, det vil si hvordan systemet er bygd opp. Grunnstrukturen i NiN versjon 2 sin systemarkitektur er:

1. Det trekkes et prinsipielt skille mellom primære og sekundære naturmangfold-nivåer.
2. Inndelingene på hvert av de primære naturmangfold-nivåene natursystem og landskapstype skal:
 - a. være fullstendig arealdekkende (og, innenfor saltvanns- og ferskvannssystemer, dekke hele vannforekomsten inkludert bunnen og vannmassene) innenfor det området NiN skal dekke;
 - b. gjøre bruk av samme basale generaliseringshierarki, med nivåene hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype;
 - c. inkludere et fleksibelt beskrivelsessystem som et ikke-hierarkisk element i et helhetlig system for å beskrive naturvariasjonen;
 - d. være basert på eksplisitte prinsipper og kriterier som springer ut av generalisert gradientanalytisk teori og en forståelse av hvilke kilder til variasjon som er viktige på det naturmangfold-nivået og den romlige skalaen som blir adressert;
 - e. ta utgangspunkt i eksplisitte, naturmangfoldnivå-spesifikke karakteriserende naturegenskaper og karakteriserende kilde(r) til variasjon;

- f. legge hovedkompleksvariabler som blir definert, og fortrinnsvis også delt inn i standardtrinn på en naturmangfoldnivå-spesifikk måte, til grunn for å definere typeenheter på alle generaliseringsnivåer (se de generelle definisjonene av generaliseringsnivåene);
- g. på en naturmangfoldnivå-spesifikk måte inkludere andre kilder til variasjon enn den karakterisende kilden til variasjon i det fleksible beskrivelsessystemet; og
- h. være strengt delende fra toppen (ta utgangspunkt i hele naturen, som deles suksessivt i mindre enheter).
3. Inndelingene på hvert av de sekundære naturmangfold-nivåene (naturkomponent, naturkompleks og landskapskompleks) skal:
- ta utgangspunkt i prinsipper, kriterier og/eller enheter i typeinndelingen på det primære nivået som det sekundære nivået er koblet opp mot;
 - ikke være fullstendig arealdekkende, men identifisere som typer natur som tilfredsstiller spesifikke inngangskriterier;
 - gjøre bruk av et generaliseringshierarki med færre nivåer enn inndelingen av det primære nivået den er koblet opp mot, fortrinnsvis med typer på to generaliseringsnivåer, hovedtype og grunntype; og
 - inkludere et naturmangfoldnivå-spesifikt fleksibelt beskrivelsessystem som et ikke-hierarkisk element i et helhetlig system for å beskrive naturvariasjon på det aktuelle nivået.
4. Inndelingen på livsmedium-nivået skal:
- gi grunnlag for typifisering av alle potensielle levesteder for arter;
 - gjøre bruk av et generaliseringshierarki med nivåene hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype;
 - være en pragmatisk inndeling av kvalitativt forskjellige, potensielle levesteder for arter slik at typekategoriene fanger opp variasjon langs komplekse miljøvariabler som er viktige på natursystem- og/eller natursystemkomponent-nivåene og i størst mulig grad gjenbruiker inndelingene på disse nivåene; og
 - vere strengt delende fra toppen (ta utgangspunkt i hele naturen, som deles suksessivt i mindre enheter).

De naturmangfoldnivå-spesifikke definisjonene av karakteriserende naturegenskaper og karakterisende kilde til variasjon er skissert i Tabell A2–2.

TABELL A2–2. Karakteriserende naturegenskaper og kilder til variasjon på hvert av de primære naturmangfold-nivåene og livsmedium.

Naturmangfold-nivå	Karakteriserende naturegenskap	Karakteriserende kilde til variasjon
natursystem	artssammensetning, med spesiell vekt på primærprodusenter (om slike finnes) og organismer som lever på eller i mark/bunn, i frie vannmasser eller i/på permanent snø/is	lokalt miljøvariasjon
landskapstype	sammensetning av landskapselementer	topografi og terrenghierarki, sammensetningen av bergarter og jordarter og andre basale naturegenskaper (inkl. menneskeskapte) som betinger variasjon i sammensetningen av landskapselementer
livsmedium	potensiell forekomst av levende organismer (uten hensyn til mengde, artstilhørighet el. l.)	lokalt miljøvariasjon i betydningen egenskaper ved organismenes omgivelser som kan være av betydning for deres romlige fordeling

En viktig konsekvens av punktene 2d–f, som åpner for å definere de komplekse og/eller enkle variablene som skal legges til grunn for typeinndeling og beskrivelsessystem på en hovedtypespesifikk måte, er at det ikke er mulig å lage én enkel 'naturtypefigur' som viser hele NiN-systemets oppbygging. I stedet vil det måtte lages én figur for hvert naturmangfold-nivå for å kunne illustrere naturmangfoldnivå-spesifikke kilder til variasjon.

En viktig hensikt med beskrivelsessystemet i NiN er å legge til rette for at brukerne sjøl skal kunne definere finere type-enheter enn grunntype ved å ta i betrakting kilder til variasjon fra beskrivelsessystemet, i tillegg til de kildene til variasjon som blir definert som karakteriserende naturegenskaper på det aktuelle naturtypenivået (jf. Tabell A2–2). En slik adgang til brukerdefinering av typeenheter basert på beskrivelsessystemet i NiN har vist seg å være svært viktig for systemets praktiske anvendbarhet. Brukerdefinerte typeenheter [vurderingsenheter (Halvorsen & Lindgaard 2011)] ble benyttet i arbeidet med rødlistevurdering av naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011), og viste seg helt avgjørende for å kunne definere enheter som var hensiktsmessig å rødlistevurdere. Vurderingsenhetene i Norsk rødliste for naturtyper 2011 ble definert på grunnlag av trinn- og klassedelte variabler (kontinuerlige variabler og variabler av faktor-typen) for fire kilder til variasjon: lokal miljøvariasjon, regional miljøvariasjon, landformer og artssammensetning (dominans).

Forutsetninger for å kunne definere typer i et mer eller mindre kontinuerlig, multidimensjonalt nettverk av variasjon, er:

1. at denne variasjonen er beskrevet ved hjelp av et sett av mer eller mindre uavhengige komplekse variabler; og
2. at hver av disse er delt inn i trinn eller klasser (jf. Tuomikoski 1942, Økland & Bendiksen 1985).

I NiN versjon 2 tas et viktig steg mot et sterkere prinsipp- og kriteriebasert naturbeskrivelsessystem i og med at typeinndelingen benytter variabler som er trinn- og klassedelt på en standardisert, forhåndsbestemt måte. Hvert trinn og hver klasse utgjør et **standardtrinn**, som helt generelt er definert som 'trinn langs en trinndelt hovedkompleksvariabel som omfatter en forhåndsspesifisert mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen'. Standardisering av trinndelingen er en ytterst kunnskaps- og arbeidskrevende oppgave. Ved lanseringstidspunktet for NiN versjon 2 er det fortsatt ikke helt klart hvorvidt der vil være mulig å finne en god metode for standardisert trinndeling av hovedkompleksvariabler for karakteriserende naturegenskaper på landskapstypenivået (for standardisert trinndeling på natursystem-nivået, se kapittel B2) og/eller på de sekundære naturmangfold-nivåene naturkompleks og landskapskompleks. Et krav om standardisert trinndeling er derfor ikke tatt inn i definisjonen av generaliseringsnivået grunntype. Det vil imidlertid bli gjort grundige forsøk på å gjennomføre standardisert trinndeling av hovedkompleksvariabler på alle naturmangfold-nivåer.

Standardisert trinndeling krever, ideelt sett, tilgang til gode empiriske data og grundige multivariate analyser. En uunngåelig konsekvens av standardisert trinndeling er dessuten at en god del naturvariasjon som oppfattes som viktig av mange brukere, men som ikke direkte influerer på den karakteriserende naturegenskapen, ikke fanges opp av typeinndelingen. Ett eksempel på dette er landformvariasjon. Landformenheten jordpyramider, som ble vurdert som kritisk truet i Norsk rødliste for naturtyper 2011 (CR; Erikstad & Bakkestuen 2011), kunne rødlistevurderes fordi hele spekteret av landformenheter inngikk blant de kildene til variasjon som var tilgjengelig for å definere vurderingsenheter. Dersom, i motsatt fall, vurderingsenhetene hadde vært strengt knyttet opp mot hoved- og grunntypetypeinndelingen på natursystem-nivået som er basert på lokal kompleks miljøvariasjon, hadde rødlistevurdering av jordpyramider vært uaktuelt fordi forekomst av jordpyramider i åpen skredmark ikke påvirker artssammensetningen der.

Det er et spenningsfelt mellom kravet om at NiN-systemet skal være eksplisitt prinsipp- og kriteriebasert og sterke brukerkrev om at systemet skal være fleksibelt og gi mulighet for å beskrive alle naturegenskaper brukerne har behov for å beskrive. Det første kravet kan bare oppfylles ved streng standardisering mens det andre kravet bare kan oppfylles ved å slakke på kravene til standardisering! Den eneste måten å oppfylle begge krav er derfor at beskrivelsessystemet både inneholder standardiserte og ikke-standardisert trinn- og klassedelte variabler. Framlegget til beskrivelsessystem i NiN versjon 2 inneholder tre deler:

- **fullstandardisert beskrivelsessystem**, det vil si 'del av beskrivelsessystem som er basert på standardiserte kompleksvariabler for samme og andre kilder til variasjon enn den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået'; med **standardiserte kompleksvariabler** menes 'komplekse variabler som er delt inn i standardtrinn og som uttrykker variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå og som gir et vesentlig, selvstendig bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået'
- **semi-standardisert beskrivelsessystem**, det vil si 'del av beskrivelsessystem som er basert på semi-standardiserte kompleksvariabler for alle relevante kilder til variasjon, inkludert den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået'; med **semi-standardiserte variabler** menes 'variabler som er delt inn i klasser og/eller trinn som ikke behøver tilfredsstille definisjonen av standardklasser eller standardtrinn, men som på en pragmatisk måte legger til rette for at variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå skal kunne beskrives på en ensartet måte [det stilles ingen krav til variabelens bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået]';
- **åpent beskrivelsessystem**, det vil si 'del av beskrivelsessystem som er basert på beskrivende enkeltvariabler som representerer alle kilder til variasjon som er relevant det aktuelle naturmangfold-nivået'; med **beskrivende enkeltvariabel** menes 'enkeltvariabel som uttrykker variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå [kontinuerlige variabler behøver ikke være trinndelt (men kan være det) og det stilles ingen krav til variabelens bidrag til å forklare sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået]'.

Gjennom videre utviklingsarbeid med NiN basert på versjon 2-plattformen, bør det etableres kriterier for fordeling av ulike kilder til variasjon på de tre delene av beskrivelsessystemet. Disse kriteriene må være begrunnet i klarest mulige prinsipper, som det gjenstår å utvikle. Den fullstandardiserte delen av beskrivelsessystemet legger til rette for brukerdefinering av typer som

- utspenner samme mengde variasjon i karakteriserende naturegenskap som grunntypene, men som er relatert til andre kilder til variasjon enn den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået; eller
- utspenner en mindre, men spesifisert mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen som er grunnlaget for grunntypeinndelingen; typer definert på dette grunnlaget vil være del av beskrivelsessystemet, men for brukeren i den konteksten de blir benyttet kunne fungere som et fjerde generaliseringsnivå i typeinndelingen. Slike 'typer' kan betegnes **utforminger**, det vil si 'variasjon innenfor grunntyper, 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'.

Det semi-standardiserte beskrivelsessystemet åpner for fleksibel brukerdefinering av typer basert på et standardisert begrepsapparat, f.eks. for landformvariasjon og dominans. Det åpner også for brukerdefinering av typer på grunnlag av kilder til variasjon beskrevet ved variabler som ikke oppfyller strenge krav til standardisert trinndeling på grunnlag av mengde variasjon i karakteriserende naturegenskap. Det åpne beskrivelsessystemet muliggjør beskrivelse av enhver egenskap enhver bruker måtte ha behov for å beskrive. En større fleksibilitet enn i NiN versjon 1 oppnås ved at de semi-standardiserte og åpne delene av beskrivelsessystemet ikke utformes som et fast, hovedtypetilpasset beskrivelsessystem, men i stedet utgjør et sett av variabler som brukerne kan velge fritt fra.

Av punkt 2f følger at standardiserte kompleksvariabler (hovedkompleksvariabler) skal legges til grunn for NiN-typeinndelingen i hovedtypegrupper, hovedtyper, grunntyper og eventuelle utforminger. For natursystem-nivået, kanskje også for andre naturmangfold-nivåer, er det mulig å gjøre dette på grunn-

lag av ekspertvurderinger, men en logisk konsekvens av punkt 2f er at variasjonen i størst mulig grad beskrives ved hjelp av kompleksvariabler som er standardisert og/eller semi-standardisert, på grunnlag av en eksplisitt metode som tar utgangspunkt i data (se kapittel B2 for utledning og beskrivelse av en slik metode tilpasset inndeling på natursystem-nivået). En slik metode forutsetter imidlertid i sin tur en formalisert vektfordeling på ulike elementer innenfor den karakteriserende naturegenskapen. Vektfordeling for natursystem-nivået er drøftet i kapittel B1 (se Tabell B1–2).

NiN-systemets generelle oppbygning er illustrert i Fig. A2–3.

NiN versjon 2 skal utformes på grunnlag av ovennevnte retningslinjer og skal i tillegg baseres på følgende generelle prinsipper:

1. NiN skal ha som mål at all kjent, tilgjengelig kunnskap er vurdert i forbindelse med utarbeidelse av typeinndeling og beskrivelsessystem. Samtidig skal ikke kunnskapsmangel forhindre systemet fra å være fullstendig arealdekkende (punkt 2a) for de primære naturmangfold-nivåene. Når håndfast kunnskap mangler, skal prinsippet om beste mulige ekspertvurdering (*best judgement*) legges til grunn.
2. NiN skal være et dynamisk system som skal kunne oppdateres når som ny kunnskap blir tilgjengelig. NiN-systemet skal versjoneres slik at endring av første siffer innebærer en vesentlig endring i

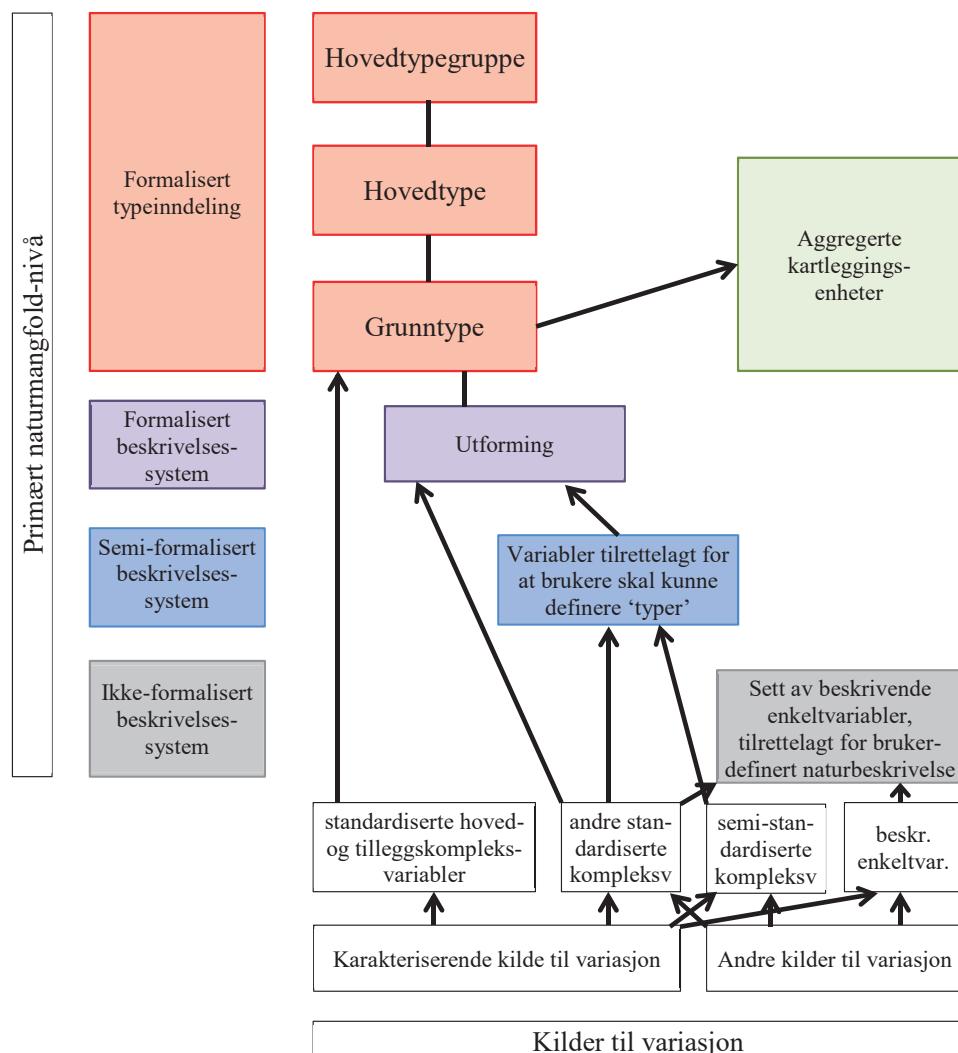


Fig. A2–3. Prinsippskisse for oppbygning av typeinndeling og beskrivelsessystem på et gitt primært naturmangfoldnivå i NiN versjon 2.

systemets arkitektur (oppbygning) og en mer eller mindre fullstendig gjennomgang av typeinndeling og øvrig innhold, endring av annet siffer innebærer en endring av typeinndelingen eller beskrivelsessystemet, det vil si en endring i systemets innhold, og endring av tredje siffer innebærer endring i dokumentasjonen uten at typeinndelingen er endret. Endringer i NiN-artikler som følge av endringer i systemet, skal reflekteres endring av artikkels betegnelsen, f.eks. NiN[2] Artikkel1v2.3.2 for revisjon utført i forbindelse med lansering av NiN versjon 2.3.2.

3. Ved eksplisitt å dokumentere kunnskapsmangler og forskningsbehov, skal NiN-systemet legge til rette for forsknings- og utredningsarbeid som har som mål å bidra til å fylle store hull i kunnskapen om naturvariasjon i Norge.
4. Kunnskapsmangler skal alltid markeres tydelig i NiN-dokumentasjonen, fortrinnsvis ved å angi kunnskapsstatus på en sekstrinnskala som vist i Fig. A2–4 og Tabell A2–3.



Fig. A2–4. Standardisert angivelse av kunnskapsstatus og/eller kunnskapsbehov i NiN (forklaring i Tabell A2–3).

Tabell A2–3. Definisjoner av trinn på sekstrinnskalaen for angivelse av kunnskapsstatus og/eller kunnskapsbehov i NiN. Standardisert fargekode for trinnene er vist i Fig. A2–2.

TRINN	KUNNSKAPSSTATUS	KUNNSKAPSBEHOV
0	ingen: kunnskap mangler fullstendig	akutt: ny kunnskap må på plass før naturtypeinndelingen på dette punktet vil være kunnskapsbasert
1	svært svak (spekulasjon uten basis i observasjoner eller empiriske data)	svært stort: ny kunnskap må på plass før naturtypeinndelingen på dette punktet vil være kunnskapsbasert
2	svak: observasjon, ikke vitenskapelig dokumentert	stort: en viss kunnskap finnes, men bedre dokumentasjon og analyse er påkrevet som kunnskapsbasis for naturtypeinndelingen
3	akseptabel: observasjon eller vitenskapelige data, vitenskapelig dokumentert	moderat: akseptabel kunnskap finnes, men betydelige kunnskapshuller gjenstår å fylle
4	god: relevante empiriske data finnes, som er tilfredsstillende analysert	lite: god kunnskap finnes, men noen kunnskapshuller gjenstår å fylle før et helhetlig bilde er på plass
5	sikker: uttømmende og relevante empiriske data finnes, som er gjennomanalyseret	minimalt: sikker kunnskap finnes, basert på uttømmende og relevante data

A2e NiN-systemets rolle i naturkartlegging og naturanalyse

NiN-systemets viktigste rolle skal være å legge det beste mulige grunnlaget for alle mulige brukeres forvaltning av natur; begrepet forvaltning her brukt i en videst mulig betydning, som omfatter all naturbruk. I tråd med drøftingen av landskapstypeinndelingens rolle i kapittel C1f, definerer vi tre begreper som er viktige for å klargjøre NiNs rolle mer generelt:

- **naturkartlegging:** ‘avgrensning, typifisering og beskrivelse av arealenheter på et gitt naturmangfold-nivå’
- **naturanalyse:** ‘samlet prosess som omfatter beskrivelse av natur, tolkning (fastsettelse av naturkarakter) og verdisetting av natur’
- **naturkarakter:** ‘konsentrert uttrykk for et områdes naturgrunnlag, arealbruk, historiske og kultuelle innhold, og romlige og andre sansbare forhold som særpreges området og adskiller det fra omkringliggende områder’

NiN skal være et system for naturkartlegging, slik dette begrepet er definert ovenfor. I dette ligger at NiN skal være et kunnskapsbasert system for typeinndeling og beskrivelse av natur som er nøytralt i forhold til alle brukergruppers interesser og verdivurderinger. Bare på den måten kan målsettingen nås om at NiN skal bli en nasjonal standard, et felles faglig grunnlag for alle typer forvaltning av natur. NiN-systemet skal inneholde det begrepsapparatet som trengs for å kunne beskrive alle naturegenskaper som er observerbare og som er relevante for ulike brukere og ulike sektorers naturanalyse (inkludert fastsettelse av naturkarakter). For å oppfylle denne ambisjonen skal NiN-systemet være et naturtypeinndelings- og naturbeskrivelsessystem som bygger på (mest mulig) eksplisitte prinsipper og kriterier, fundert i det generaliserte gradientanalyseperspektivet, uten hensyntagen til spesifikke brukerbehov. NiN-systemet skal legges til grunn for utvikling av brukerapplikasjoner, f.eks. instrukser for natur- og landskapskartlegging i spesifikke målestokker. Standardversjoner av slike applikasjoner vil anses som del av sjølve NiN-systemet. En offisiell instruks for kartlegging på natursystem-nivået vil bli lansert samtidig med type- og beskrivelsessystemet i NiN versjon 2. Denne instruksen vil tilrettelegge NiN-typene for kartlegging i ulike målestokker gjennom en standardisert aggregering av grunntyper til kartleggingsenheter som er tilpasset de respektive målestokkene (jf. Fig. A2–3). Grunntypene som sådan utgjør kartleggingsenheter på det fineste skalanivået. Brukertilrettelagte versjoner av standard kartleggingsinstruks skal ikke anses som del av NiN-systemet.

B NATURSYSTEM-NIVÅET

B1 Definisjon, generaliseringsnivåer og generelle prinsipper for typeinndeling

Dette kapitlet oppsummerer og utdyper karakteristikken av natursystem-nivået som er gitt i kapittel A2.

B1a Definisjon

Natursystem-nivået er et primært naturmangfold-nivå i NiN versjon 2, som skal inneholde som den basale typeinndelingen av økosystemer. Per definisjon skal **natursystem** omfatte 'alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig og 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)' (Tabell A1-1). Som primært naturmangfold-nivå i NiN 2 skal natursystem omfatte en fullstendig arealdekkende typeinndeling basert på eksplisitte prinsipper og kriterier (kriteriebasert prosedyre for å definere typer), utarbeidet med utgangspunkt i en gradientanalytisk forståelse av naturvariasjon. Denne typeinndelingen skal inneholde alle de tre hierarkiske nivåene hoved-typegruppe, hovedtype og grunntype. I tillegg skal det utarbeides et fleksibelt beskrivelsessystem.

B1b Karakteriserende naturegenskap

Karakterisende naturegenskap på natursystem-nivået er **artssammensetningen**, det vil si 'de artene som lever sammen innenfor et gitt område'. Artssammensetningen er en natursammensetningsvariabel (jf. kapittel A1a). Artssammensetningen som karakteriserende naturegenskap skal implementeres gjennom følgende grunnleggende prinsipper for typeinndeling på natursystem-nivået:

1. Inndelingen på natursystem-nivået skal adressere variasjon i artssammensetning, miljøforhold og prosesser separat for økosystemer dominert av hver av fire hovedkategoriene av **dominerende økosystemkomponenter**, det vil si 'kategorisering til substrat (mark/bunn) eller substratfrie livsmedier; og innenfor sistnevnte, i tre underkategorier: frie vannmasser, snø og is, og luft'. Med **substrater** menes 'organiske eller uorganiske livsmedier som ved normale jordoverflatetemperaturer forekommer i fast fase', det vil si mark og bunn, mens **substratfrie livsmedier** er definert som 'vann og luft som livsmedier, inkludert vann i fast fase (snø og is)'. Variasjonen i artssammensetning relatert til miljøvariasjon innenfor hver av disse dominerende økosystemkomponentene, som betegnes **grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter** (definert som 'inndelingen av dominerende økosystemkomponenter i to kategorier med til sammen fire under-kategorier') skal være retningsgivende for typeinndelingen på natursystem-nivået.
2. Innenfor dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater, skiller mellom to ulike under-kategorier:
 - a. **Mark**, definert som 'jordskorpas mer eller mindre faste overflatesjikt på steder som ikke er vanndekket eller dekket av vann minst 50 % av tida (på fastmark, i våtmark og i øvre del av fjærbeltet), med tilhørende organismesamfunn'. Også organismer som lever nær marka og som har

et så nært funksjonelt forhold til marka at de med rimelighet kan antas å respondere på de samme lokale komplekse miljøvariablene (LKM) som organismer som lever på eller i marka skal legges til grunn ved typeinndelingen. Epifytter og parasitter på trær omfattes ikke av markbegrepet fordi de er knyttet til økosystemkomponenter med variasjon i artssammensetning som er betinget av andre LKM enn de som betinger variasjon i marksistemmet, og skal derfor tillegges liten vekt ved typeinndelingen av natursystemer knyttet til mark.

- b. **Bunn**, definert som 'jordskorpas mer eller mindre faste øvre sjikt på et sted som er vanndekket minst 50 % av tida (saltvannssystemer, innsjøer og elver, samt i fjærebeltet), med tilhørende organismesamfunn'. Også organismer som lever nær bunnen og som har et så nært funksjonelt forhold til bunnen at de med rimelighet kan antas å respondere på de samme lokale komplekse miljøvariablene som organismer som lever på eller i bunnen skal legges til grunn ved typeinndelingen. De typiske bunnorganismene er **benthos**, 'organismer som lever i eller på bunnen'. Påvekst på alger, korallassosierte arter, fisk som er sterkt tilknyttet ålegrasenger, tareskog etc., og som antas, direkte eller indirekte, å respondere på samme LKM som arter som lever på eller i bunnen, skal gis vekt ved inndeling av bunnssystemene. Arter med løsere tilknytning til bunnen og hvis fordeling i liten grad er styrt av bunnens egenskaper, skal gis liten eller ingen vekt. Grunnen til at påvekstorganismer i vann kan anses å tilhøre bunnssystemene, mens epifytter på land ikke kan anses tilhøre marksistemene på samme vis, er at vannet er et tregere medium med mye sterkere homogeniserende effekt på miljøet enn luft..

3. Innenfor dominerende økosystemkomponenter knyttet til substratfrie livsmedier skilles mellom:

- a. **Frie vannmasser**, definert som 'del av vannforekomst dominert av plankton og nekton' (**plankton** er 'organismer som lever i de frie vannmasser og som har så liten horisontal egenbevegelse at vannstrømmer i stor grad bestemmer deres romlige fordeling' og **nekton** er 'aktivt svømmende organismer som lever i vann, og som er i stand til å bevege seg aktivt uavhengig av mer eller mindre sterke vannstrømmer'; se Tabell B1–1 for definisjoner). Frie vannmasser avgrenses fra bunnen ved at fordelingen av organismene som lever der er styrt av andre komplekse miljøvariabler enn den tilstøtende bunnen. Overgangen mellom bunnen og de frie vannmassene er imidlertid gradvis, og organismene som lever i **demersalonen**, det vil si 'den delen av en vannsøyle (i en vannforekomst) som er nær og betydelig influert av bunnen og benthosorganismer', må fordeles skjønnsmessig mellom bunnen og frie vannmasser på grunnlag av hvilke komplekse miljøvariabler som er viktigst for deres lokale fordeling. Samme kriterier må legges til grunn for vurdering av hvorvidt **pleuston** ('organismer som er knyttet til vannoverflata'), inkludert **neuston** ('små organismer med sjølve vannoverflata som tilholdssted'), skal inkluderes i artssammensetningen ved karakterisering av frie vannmasser.

Tabell B1–1. Pragmatisk inndeling i organismegrupper på grunnlag av systematisk tilhørighet og økologisk funksjon

ORGANISMEGRUPPE	KARAKTERISTIKK (TAKSONOMISK TILHØRIGHET)
Primærprodusenter	Karplanter, moser, lav, alger (planktonalger i frie vannmasser)
Mykorrhizasopp	Storsopper som har mykorrhizarelasjon med primærprodusenter
Saprofyttiske sopp	Saprofyttiske, markboende storsopp; storsopp er et pragmatisk begrep som brukes om sekksopp med fruktlegemer som er observerbare med det blotte øyet
Mega- og makrofauna	Dyr med individstørrelse > 2 mm (megafauna = 'dyr med normal individstørrelse > 20 mm'; makrofauna = 'dyr med normal individstørrelse 2–20 mm')
Meio- og mikrofauna	Dyr med individstørrelse < 2 mm (meiofauna = 'dyr med normal individstørrelse 0,1–2 mm'; mikrofauna = 'dyr med normal individstørrelse < 0,1 mm')
Mikroorganismer	Bakterier, mikrosopp etc., som sannsynligvis responderer på andre miljøvariabler enn LKM som er relevante på natursystem-nivået
Mobile dyr	Dyr som har så stor mobilitet at de ikke antas å respondere på LKM som er relevante på natursystem-nivået

- b. **Varig snø og is**, definert som 'forekomst av vann som har vært og/eller forventes å forbli i fast fase i minst 6 år'; omfatter isbreer, permanente snøfonner og vannmasser som er permanent dekket av is. 6 år er grensa for lengden av en **kortfase** [definert som 'tidsavgrenset utforming av en type natur, med forventet varighet kortere enn 6 år (jf. grunnversjonen av naturtypeinndelingen på natursystem-nivå)'].

I NiN versjon 1 ble frie vannmasser bare typeinndelt på livsmedium-nivået, og varig snø og is ble ansett som en kategori av mark. Også i NiN versjon 2 står mark/bunn (dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater) sentralt i naturtypeinndelingen, av grunner redegjort for i NiN[1] Artikkel 1: D2f, der det står: 'Det dominerende bunn- og markelementet ('jorddekt bakke' i skog, inkludert jordsmonnet og livet i jorda og på markoverflata) skiller seg fra alle de andre elementene i økosystemet (vannmassene, lufta, trærne i skogen) ved at artssammensetningen i og nær jordskorpas overflate og de lokale miljøfaktorene som er viktige for denne artssammensetningsvariasjonen representerer en særlig stabil del av naturen. Om ingen brå påvirkning inntreffer (naturlig forstyrrelse eller inngrep ...), endrer bunn- og marksistemene seg vanligvis lite i løpet av hundrer eller tusener av år. Marksistemene utgjør derfor et konservativt element (ofte det mest stabile) innenfor et område. Elementer som hovedsakelig består av organisk materiale (levende og døde planter og dyr), for eksempel levende trær og død ved, kan være noen tiår eller kanskje ett eller to hundre år. Organismene som lever sine liv på eller i organiske elementer må være tilpasset at substratet er mer dynamisk (blant annet må de kunne forflytte seg i takt med at egnete levesteder går til grunne og nye oppstår). I vannsystemer inntar bunnssistemene en tilsvarende konservativ rolle, mens de frie vannmassene, i innsjøer, i elver og i havet, er dynamiske på mye kortere tidsskalaer og på mye større romlige skalaer. Bunn- og marksistemene er derfor tillagt en spesielt sentral rolle ved typeinndelingen i NiN versjon 1.' I motsetning til i NiN versjon 1, er det i NiN versjon 2 åpnet for at økosystemer med substratfrie livsmedier som dominerende økosystemkomponent skal kunne typeinndeles på natursystem-nivået.

- c. **Luft**, den tredje dominerende økosystemkomponenten knyttet til substratfrie livsmedier, anses ikke å inneholde et økosystem som i tilstrekkelig grad er helhetlig (med struktur og funksjon) og uavhengig av land- og vannsystemene, til å bli lagt til grunn for inndeling på natursystem-nivået. Denne vurderingen blir imidlertid utfordret av nyere undersøkelser som viser at det finnes samfunn av mikroorganismer i atmosfæren, som har en viktig økologisk funksjon (se f.eks. DeLeon-Rodriguez et al. 2013).
4. Natursystem-inndelingene av mark, bunn og, til dels, varig snø og is, skal adressere naturvariasjon på økosystem-nivå på relativt fin romlig skala. For disse hovedkategoriene av dominerende økosystemkomponenter skal den romlige skalaen for typer på natursystem-nivået i prinsippet være slik at mest mulig 'forklaring' av variasjonen i plante- og dyreartssammensetning blir 'forklart' (merk at begrepet 'forklare' her blir brukt i statistisk, ikke en kausal betydning; om en uavhengig variabel som forklarer varians i en responsvariabel uavhengig av om det er en årsak-virkningsrelasjon mellom variablene eller ikke). Det er på denne skalaen plantesamfunn, vegetasjonstyper, habitattyper og 'naturtyper' etter DN-håndbok 13 blir definert. Dette prinsippet blir i praksis implementert ved å tilstrebe enheter som er kartleggbare i målestokker i intervallet fra 1: 500 til 1: 20 000. For at et natursystem skal bli identifisert som selvstendig enhet på natursystem-nivået, må det fungere som et **helhetlig økosystem**, det vil si et 'fullstendig økosystem med hensyn til struktur og funksjon, det vil si med næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc.'. Kravet til helhetlighet er utgangspunktet for fastsettelse av en **økologisk minstestørrelse** for arealenheter av hver enkelt natursystem-type, det vil si 'den minste utstrekningen (lengden, arealet eller volumet) en figur som representerer en gitt naturtype vanligvis kan ha og samtidig utgjøre et helhetlig økosystem' [merk at økologisk minstestørrelse er en egenskap ved natursystemet i seg sjøl, mens minstestørrelse for utfigurering av arealenheter ved naturkartlegging er en egenskap ved naturtypekartet (og kartleggingsmetoden), som ikke nødvendigvis behøver å forholde seg til det økologiske minstearealet]. Noen økosystemer har liten økologisk minstestørrelse, f.eks. kilder, som fungerer

som selvstendige økosystemer og klart skiller seg fra omkringliggende myrer og fastmark ved tilførsel av kildevann med løste mineralnæringsstoffer og ved artssammensetning som er distinkt forskjellig fra artssammensetningen i tilgrensende systemer. For andre systemer, f.eks. fastmarks-skogsmark, forutsetter økologisk funksjon som skogsmark forekomst av et visst antall trær *og* at disse trærne står tett nok til å skape et miljø med begrenset lystilgang til marka, lite vind nær marka, strøfall, etc. Det finnes altså ingen absolutt nedre størrelsesgrense for hvor stor utstrekning en arealenhet må ha for å fungere som selvstendig (helhetlig) økosystem; denne grensa må settes for hver natursystem-type for seg på grunnlag av kunnskap om økologisk funksjon. Som hovedregler for grenseoppgang mellom det som skal regnes som selvstendige natursystemer og som dermed gjøres gjenstand for typeinndeling på natursystem-nivået gjelder:

- a. Flekker av 'spesiell natur' innen større, sammenhengende arealer med 'normal natur' innenfor natursystemer for substrater som dominerende økosystemkomponent (mark/bunn) må være store nok til å fungere som selvstendige økosystemer, med variasjon i artssammensetning som er betinget av lokale komplekse miljøgradienter som framviser variasjon på en natursystem-relevant romlig skala, for å betraktes som egne natursystem-forekomster. Den naturen som etter kriteriene i kapittel B3 defineres som 'normal natur' skal være utslagsgivende for typeinndeling og typetilordning. 'Mikro-økosystemer' som f.eks. levende enkeltrær, dødvedenheter etc. i skogsmark, skal oppfattes som 'elementer', eller 'komponenter' i natursystem-enheter som er karakterisert først og fremst ved egenskaper ved den dominerende økosystemkomponenten (mark/bunn etc.). Dersom det er behov for å typifisere disse mindre komponentene, skal det gjøres på natur(system)komponent-nivået. Andre eksempler på 'mikro-økosystemer' som skal oppfattes som naturkomponenter er steiner, små skrenter etc. i skogsmark og andre jorddekte systemer. Grunnen til dette er at små forekomster av nakent berg ikke kan anses å ha funksjon som selvstendige, helhetlige økosystemer.
- b. Valg av romlige skalaer for beskrivelse og typeinndeling av frie vannmasser (og til dels også varig snø og is, som på mange måter står i en mellomstilling mellom økosystemer med substrater som dominerende økosystemkomponent og frie vannmasser) må gjøres slik at samsvaret med typeinndelingen av mark- og bunnsystemer blir best mulig. Det viktigste spørsmålet er sannsynligvis hvorvidt sammenliknbart omfang av variasjon i artssammensetning langs komplekse miljøgradienter eller sammenliknbar romlig skala skal legges til grunn for inndeling. Definisjonen av (typer på) natursystem-nivået tilsier at konsistens gjennom hele typesystemet på natursystem-nivået innebærer vekt på sammenliknbart omfang av variasjon (at samme metode for standardisert trinndeling av komplekse hovedmiljøgradienter legges til grunn for inndeling som for mark/bunn). Dette medfører at natursystem-typer i frie vannmasser får langt større romlig utstrekning, både horisontalt og vertikalt, enn natursystem-typer for marka og bunnen. Artenes vertikale vandringer gjør f.eks. at hele vannsøyler må typifiseres samlet, eventuelt med vertikale lag som kortfaser.

Operasjonalisering av artssammensetningen som karakteriserende naturegenskap for naturtyper på natursystem-nivået byr på en lang rekke utfordringer. Hvilke arter skal tas i betraktning? Skal alle artsgrupper (eller arter) gis samme vekt ved typeinndelingen? Skal det tas hensyn til at kunnskapen om ulike artsgruppers respons på viktige lokale komplekse miljøvariabler varierer mellom artsgrupper? Disse, og andre spørsmål må besvares med utgangspunkt i det teoretiske grunnlaget for NiN, inkludert naturtypedefinisjonen (se kapitlene A1 og A2), og de presiseringene av hva natursystem-inndelingen skal omfatte som er gitt ovenfor. Følgende kriterier legges til grunn for utvelgelse av arter og artsgrupper ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen:

1. Bare funksjonelle/taksonomiske artsgrupper (FAG) som inneholder arter som er direkte tilknyttet (lever på, i eller av) den dominerende økosystemkomponenten som adresseres på natursystem-nivået (mark, bunn, frie vannmasser og snø og is; avhengig av natursystem-hovedtype eller gruppe av natursystem-hovedtyper) skal tas i betraktning ved beregning eller vurdering av forskjeller i arts-

sammensetning mellom naturtype-kandidater. Innenfor FAG som tilfredsstiller dette kravet, skal bare arter som er tilknyttet den dominerende økosystemkomponenten tas i betraktnsing.

2. Bare arter som forholder seg til miljøvariasjon på skalaer i rom og tid som presisert i punkt 4 ovenfor, det vil si som omfattes av begrepet 'naturvariasjon på økosystem-nivå på relativt fin romlig skala', skal tas i betraktnsing. I praksis innebærer dette at arter, for å tas i betraktnsing, må ha et mobilitetsmønster som gjør at de framviser en respons på lokale komplekse miljøvariabler som gir utslag i variasjon på en relevant skala i rom og tid (hvilke skalaer det konkret er tale om, vil variere mellom økosystemkomponenter, se punktene 4a og 4b over). Dette kriteriet utelukker arter med evne til å bevege seg over større avstander enn det skalaspesifikasjonen for natursystem-nivået tilslter, og innebærer krav til **persistens** ('en organismes tendens til å forbli på sitt opprinnelige sted og ikke flytte seg eller kolonisere nye steder'; Herben et al. 1993, Økland 1995). Artsgrupper som f.eks. løpebiller og spretthaler i skogsmarkssystemer, som er direkte knyttet til den dominerende økosystemkomponenten (marka) og som responderer på miljøvariasjon på relevante skalaer, skal derfor tillegges vekt ved typeinndelingen.
3. Bare arter som i seg sjøl forholder seg til miljøvariasjon på relevante skalaer i rom og tid skal tas i betraktnsing. Dette kravet innebærer at parasittiske, kommensale og mutualistiske arter (f.eks. epifytter på trær, på alger etc.; se kapittel B3 for definisjon av begreper for ulike former for interspesifikk interaksjoner), det vil si arter som er direkte avhengig av andre arter, bare skal tas i betraktnsing når de i tillegg til å forholde seg til en eller flere andre arter også responderer på miljøvariasjon på relevante skalaer i rom og tid. Det er disse artenes respons på relevante lokale komplekse miljøvariabler som skal tas i betraktnsing ved typeinndelingen på natursystem-nivået, ikke deres direkte relasjon til andre arter. Variasjon i artssammensetningen av mykorrhizasopp i skogsmarkssystemer langs lokale komplekse miljøvariabler som f.eks. kalkinnhold (KA) og uttørkingsfare (UF) (som i stor grad sammenfaller med variasjon i artssammensetningen av karplanter, moser og lav; se Bendiksen et al. 2004) skal derfor tas i betraktnsing ved karakterisering av natursystemer, mens forskjellen i artssammensetning av mykorrhizasopp mellom tresatte arealer dominert av ulike treslag bare skal tas i betraktnsing i den grad treslagsartssammensetningen varierer langs aktuelle lokale komplekse miljøvariabler. Forskjeller i mykorrhiza-artssammensetning mellom ulike treslag som forekommer under samme miljøforhold, er ikke relevant for typeinndeling på natursystem-nivået, men skal i stedet beskrives som forårsaket av (treslags)dominans som kilde til variasjon. Mikroorganismer som bakterier, endofytiske og jordboende mikrosopp og annen såkalt 'kryptisk diversitet' (begrep både brukt om artskomplekser med genetisk variasjon som ikke gir seg morfologiske utslag og om svært artsrike grupper av organismer som ikke kan observeres uten i prøver og under stor forstørrelse; her brukt i sistnevnte betydning), skal normalt ikke tillegges vekt ved inndelingen på natursystem-nivået, og skal derfor heller ikke tas i betraktnsing ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen. Begrunnelsen for dette er at variasjonen i artssammensetning innenfor disse gruppene hovedsakelig gjenspeiler artenes respons på miljøvariasjon på finere skalaer enn de som adresseres på natursystem-nivået [f.eks. Blaalid et al. 2012, Davey et al. 2012; men se også Yao et al. (2013)]. Dette innebærer naturligvis ingen nedvurdering av disse organismenes økologiske funksjon.
4. For arter som totalt sett, det vil si for alle livsstadier sett under ett, ikke tilfredsstiller punktene 1, 2 og/eller 3 over, skal spesifikke livsstadier tas i betraktnsing på lik linje med arter når dette eller disse livsstadiene tilfredsstiller alle kravene i punktene 1–3.

Følgende kriterier er lagt til grunn for den relative vektleggingen av funksjonelle/taksonomiske artsgrupper (FAG) ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen:

1. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal gjenspeile gruppene betydning for økosystemets funksjon. I systemer der primærprodusenter spiller en vesentlig rolle, skal derfor artssammensetningen innenfor de viktigste primærprodusentgruppene (i markssystemer karplanter, moser og lav; i eufotiskB1–2e bunnssystemer karplanter og alger) tillegges særlig stor vekt. I systemer uten primær-

produsenter (f.eks. på afotisk ferskvanns- og saltvannsbunn) eller der primærprodusenter spiller en liten rolle (f.eks. på deler av eufotisk sedimentbunn nær grensa til afotisk belte, i grotter el.l.) skal eventuelle andre arter med høy persistens (se punkt 3 over), og som er direkte knyttet til den dominante økosystemkomponenten fordi de lever på, i eller av denne (f.eks. gravende og rørbyggende fauna på afotisk saltvannsbunn), tillegges stor vekt.

2. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal, i store trekk, gjenspeile den relative biomassefordelingen mellom artsgroupene. Dette gir grunnlag for sterkt vektlegging av primærprodusentene i systemer der disse er viktige for økosystemfunksjonen. Dette medfører at vekten skal avta mot høyere trofiske nivåer i næringskjedene og også at nedbrytere kan tillegges betydelig vekt ved karakterisering av natursystemer.
3. Den relative vektleggingen av ulike FAG skal gjenspeile vår kunnskap om hvordan arter i den aktuelle artsgruppa responderer på lokal kompleks miljøvariasjon.

Et grunnprinsipp for arbeidet med NiN versjon 2 er at typeinndelingen skal være etterprøvbar (se innledningen). For natursystem-nivåets del forutsetter dette at det finnes en metode som gjør det mulig å etterprøve en naturtypeinndelingshypotese ved bruk av relevante data. En slik metode er utarbeidet og beskrevet i kapittel B2. Denne metoden er basert på beregning av artssammensetningsulikhet for arter i relevante FAG (jf. kriterier som legges til grunn for utvelgelse av arter og artsgupper ved karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen, over), og forutsetter derfor at kriteriene for relativ vektlegging av funksjonelle/taksonomiske artsgupper (FAG) blir omsatt i en konkret vekttabell. Det er neppe mulig å beregne eksakte vekter ved hjelp av 'objektive kriterier' (som f.eks. biomassefordeling etc.) uten et krav til data som er umulig å oppfylle. En slik tabell vil derfor nødvendigvis preges av de subjektive valgene som ligger til grunn for den. Bruk av data-baserte, eksakte vekter ville dessuten gjøre systemet svært rigid. I NiN versjon 2 er en pragmatisk løsning med bruk av en enkel vekttabell (Tabell B1–2) valgt. Utgangspunktet for vektene i denne tabellen er at de dominante primærprodusentene i substratttilknyttede systemer gis en samlet vekt på 3/5 ved beregning av artssammensetningsulikhet, mens planteplankton i epipelagiale frie vannmasser gis en samlet vekt på 2/5.

For natursystemer der mer enn én FAG er relevant for karakterisering av natursystemer på grunnlag av artssammensetningen, skal artssammensetningsulikhet beregnes separat for hver artsguppe. Deretter skal en totalverdi for artssammensetningsulikhet beregnes ved bruk av vektene i tabellen. Bruken av de angitte vektene forutsetter god kunnskap om variasjon i respons på lokale komplekse miljøvariabler for hver av de aktuelle artsguppene. Inntil slik kunnskap finnes, skal artsgupper ikke tas i betrakting når kunnskap mangler. Når kunnskapen er mangelfull, skal vekten på den aktuelle artsgruppa reduseres i forhold til verdien angitt i tabellen slik at vekten i rimelig grad gjenspeiler kunnskapsgrunnlaget.

Innenfor hver artsguppe skal alle arter som tilfredsstiller utvalgskriteriene 1–4 ovenfor i utgangspunktet gis samme vekt. Artenes vekt i analysen vil da bestemmes av den enkelte arts respons på de aktuelle lokale komplekse miljøvariablene.

B1c Karakteriserende kilde til variasjon

Karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået skal i utgangspunktet være lokal miljøvariasjon, tilrettelagt for bruk til typeinndeling i form av standardiserte hovedkompleksmiljøvariabler. Følgende generelle prinsipper skal ligge til grunn for implementering av lokal miljøvariasjon som karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået:

1. De standardiserte hovedkompleksmiljøvariablene som blir lagt til grunn for typeinndeling på natursystem-nivået skal i størst mulig grad være uavhengige av hverandre, det vil si at hver variabel forklarer variasjon i artssammensetning innenfor minst én natursystem-hovedtype eller hovedtype-

TABELL B1–2.

Vektlegging av ulike organismegrupper (definert i Tabell B1–1) ved karakterisering av natursystemer ved beregning av artssammensetningsulikhet.
For hver rad summerer vektene til 1. Når organismegrupper mangler, fordeles vekten på øvrige organismegrupper.

Natursystemer	Primærprodusenter	Storsopp	Substrat-tilknyttet fauna	Vannmasse-tilknyttet fauna	Andre grupper
Fastmarkssystemer; skogsmark	0,6	0,3	0,1		
Åpne fastmarkssystemer med jorddekke	0,6	0,2	0,2		
Åpne fastmarkssystemer uten jorddekke	0,7		0,3		
Våtmarkssystemer	0,7	0,1	0,2		
Ferskvannsbunnsystemer, eufotisk eller med kjemoautotrofe organismer	0,6		0,4		
Saltvannsbunnsystemer, eufotisk eller med kjemoautotrofe organismer	1,0 ¹		1,0 ¹		
Ferskvanss- og saltvannsbunnsystemer, afotisk			1,0		
Ferskvanss- og saltvannsbunnsystemer, anoksiske					1,0 ²
Marine vannmasser, epipelagiale, sirkulerende	0,5			0,5	
Marine vannmasser, meso- og bathypelagiale				1,0	
Ikke-sirkulerende marine vannmasser					1,0 ²
Sirkulerende, limniske vannmasser	0,5			0,5	
Ikke-sirkulerende limniske vannmasser					1,0 ²
Snø- og issystemer					1,0 ²

- 1 I disse systemene skal én felles artsliste utarbeides for alle grupper av organismer som tilfredsstiller kravene til å bli lagt til grunn for typeinndeling på natursystem-nivået.
- 2 I disse systemene skal én felles artsliste utarbeides for alle relevante artsgrupper, inkludert mikroorganismer.

gruppe [og som derfor inngår i en hovedkompleksvariabelgruppe for en type (hovedtype eller hovedtypegruppe)], og at denne variasjonen ikke forklares av andre variabler. Målsettingen er å definere så generelle lokale komplekse hovedmiljøvariabler som mulig, slik at disse skal kunne gjenbrukes til inndeling i flest mulig natursystem-hovedtyper, om mulig med samme trinndeling.

Fordi typeinndelingen på natursystem-nivået adresserer lokal variasjon, er det helt sentrale begrepet for typeinndelingen av natursystemer **lokal kompleks hovedmiljøvariabel (hLKM)** definert som 'lokal kompleks miljøvariabel som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel' (se kapittel A1d for drøfting av begrepet hovedkompleksvariabel). Det er hensiktsmessig å skille mellom to kategorier av lokale komplekse hovedmiljøvariabler, **lokal kompleks hovedmiljøfaktor (LKMf)**, 'lokal kompleks miljøfaktor som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel' og lokal kompleks hovedmiljøgradient (LKMg), 'lokal kompleks miljøgradient som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel'.

LKM skal defineres (i) for å beskrive forskjeller mellom hovedtypegrupper; (ii) for å beskrive forskjeller mellom hovedtyper; (iii) for å beskrive forskjeller innen hovedtyper mellom grunntyper; og (iv) for å beskrive variasjon innen grunntyper (mellom utforminger). Prinsipper for å definere LKM og kriterier for å trinnde LKM er knyttet opp mot operasjonelle definisjoner av vesentlig forskjell i artssammensetning og betydelig forskjell i artssammensetning. Disse begrepene blir definert på grunnlag av kvantitative mål på forskjeller i artssammensetning, som beskrevet i kapittel B2. Basert på definisjonene av disse begrepene blir kriterier for standardisert trinndeling (standardtrinn) av LKM fastsatt.

2. Typeinndelingen på natursystem-nivået er i prinsippet basert på kriterier knyttet til lokale komplekse øko-variabler (øko-faktorer og økokliner), som består av en standardisert LKM og den systemspesifikke tilhørende variasjonen i artssammensetning (typisk en artssammensetningsgradient). Den lokale miljøvariasjonen er viktig for naturtypeinndelingen på natursystem-nivået i den grad den gir opphav til variasjon i artssammensetning som er observerbar ved et gitt tidspunkt. Trinndeling av LKM skal derfor skje på grunnlag av variasjon i artssammensetning. Mange miljøvariabler er ikke i seg sjøl målbare, og i særdeleshet gjelder dette komplekse miljøvariabler, som er abstraksjoner. Derfor vil i praksis variasjon i artssammensetningen, sammen med observerbare miljøegenskaper når relevante slike finnes, brukes som indikator på plassering langs LKM i NiN versjon 2. **Lokal kompleks miljøvariasjon** er definert som 'variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(-200) år]'. Denne definisjonen gir klare føringer for hva som skal oppfattes som lokal miljøvariasjon og dermed legges til grunn for typeinndeling på natursystemnivået, hva som skal oppfattes som regional variasjon, og hva som skal oppfattes som tilstandsvariasjon. Overgangs- og grensetilfeller finnes. Noen av disse blir drøftet i kapitlene B2–B4, disse og andre er behandlet i dokumentasjonen for typeinndelingen på natursystem-nivået (se NiN[2] artikkkel 3). Det er ikke sikkert at skillet mellom lokal og regional miljøvariasjon kan opprettholdes ved typeinndeling av variasjon i frie vannmasser, eller om dette skillet i et hele tatt gir mening i disse økosystemene. Hvis det ikke er tilfellet, vil i praksis også variasjon på regional skala inngå i karakteriserende naturegenskap for frie vannmasser, som et særtilfelle.
3. Artenes respons på viktige komplekse miljøvariabler bestemmes av de økologiske strukturerende prosessene; de umiddelbare økologiske årsakene til variasjon i artssammensetning. Tolkningen av naturtypedefinisjonen, som presiserer 'at geologiske (inkludert geomorfologiske) og økologiske prosesser er viktige for inndelingen i naturtyper i NiN i den grad de forårsaker miljøvariasjon som resulterer i forskjeller i artssammensetning' innebærer at forskjeller og likheter i økologiske strukturerende prosesser skal tillegges stor vekt når naturvariasjon på natursystem-nivået skal systematiseres. Merk at begrepet 'økologisk strukturerende prosess' viser til prosessene som direkte former artenes respons på viktige komplekse miljøvariabler, de umiddelbare økologiske årsakene til variasjonen i artssammensetning, og ikke til andre geologiske og økologiske prosesser (se Fig. A1–2). Dette skal være et viktig premiss for utformingen av det spesifikke teoretiske grunnlaget for typeinndeling på natursystem-nivået.

B1d Generelle prinsipper for typeinndeling

I kapittel A2d drøftes ulike alternativer for grad av standardisering av elementene i beskrivelsessystemet (spesifikke spørsmål som knytter seg til utformingen av beskrivelsessystemet på natursystemnivået i NiN, blir drøftet i NiN[2] artikkkel 3). Disse generelle betraktingene og prinsippene er lagt til grunn for utformingen av en eksplisitt kriteriebasert hierarkisk delende prosedyre for typeinndeling på natursystem-nivået i NiN versjon 2. Typeinndelingsprosedyra er basert på følgende kunnskapsgrunnlag:

1. Teoretisk grunnlag og systemarkitektur for NiN (kapitler A1 og A2)
2. Definisjon og utfyllende karakteristikk av natursystem-nivået (dette kapitlet)
3. En metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler (kapittel B2, oppsummert i vedlegg 5; grunnlagsmaterialet for denne metoden er samlet i vedleggene 2–4)
4. En systematisk oversikt over viktige økologiske strukturerende prosesser som grunnlag for å definere lokale komplekse miljøvariabler (kapittel B3).

I kapittel B4 trekkes konklusjoner om prinsipper for typeinndeling på natursystem-nivået på dette grunnlaget, og Vedlegg 6 inneholder den hierarkisk delende (divisive) prosedyren for typeinndeling på natursystem-nivået. Det praktiske resultatet av bruken av denne prosedyren er redegjort for i NiN[2] artikkkel 3.

B2 Metode for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler

B2a Innledning

En forutsetning for å kunne bygge natursystem-inndelingen i NiN versjon 2 på klare, teoretisk velfunderte og etterprøvbare inndelingsprinsipper, er at det finnes en metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler. Naturtypedefinisjonen i NiN gir et opplagt svar på hvordan dette må gjøres: Fordi miljøvariasjon og økologiske prosesser er viktige for inndelingen i naturtyper i den grad de resulterer i forskjeller i artssammensetning (artssammensetningsulikhet), bør den økologiske avstanden mellom natursystemene, det vil si hvor forskjellige systemene egentlig er, uttrykkes gjennom beregning av graden av forskjell i artssammensetning mellom natursystemer. Denne oppgaven forutsetter imidlertid at variasjon i artssammensetning kan tallfestes, det vil si:

1. at det er definert en måleenhet for **økologisk avstand** (ØA ; 'grad av forskjell i artssammensetning som uttrykk for forskjeller i miljøforhold og økologiske prosesser') basert på beregning av **artssammensetningsulikhet** (AU ; 'grad av forskjell i artssammensetning mellom to observasjonsenheter, målt på en skala fra 0 (fullstendig likhet) til 1 (ingen likhet) ved bruk av en ulikhetsindeks');
2. at det finnes en standardisert metode for å beregne økologisk avstand mellom referansepunkter langs viktige lokale komplekse miljøvariabler (LKM); og
3. at det finnes et datamateriale som er tilrettelagt for bruk av denne metoden.

Prinsippet om bruk av AU som mål på ØA kan konseptualiseres i en figur (Fig. B2–1) som tar utgangspunkt i gradientanalyseperspektivet på naturvariasjon (se kapittel A1f). Operasjonalisering av konseptet forutsetter en metode for å tallfeste AU , og en 'formel' eller metode som kan brukes til å 'oversette' enhver AU -verdi til en avstand langs den komplekse miljøvariablen, som uttrykkes i standard måleenheter (økologiske avstandsenheter; ØAE). Standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler innebærer at alle trinn langs komplekse miljøvariabler omfatter om lag like stor økologisk avstand. Fordi det er hensiktsmessig å definere 1 ØAE som den normale (standardiserte) variasjonsbredden innenfor ett trinn langs en lokal kompleks miljøvariabel, og dermed innenfor en grunntype i NiN

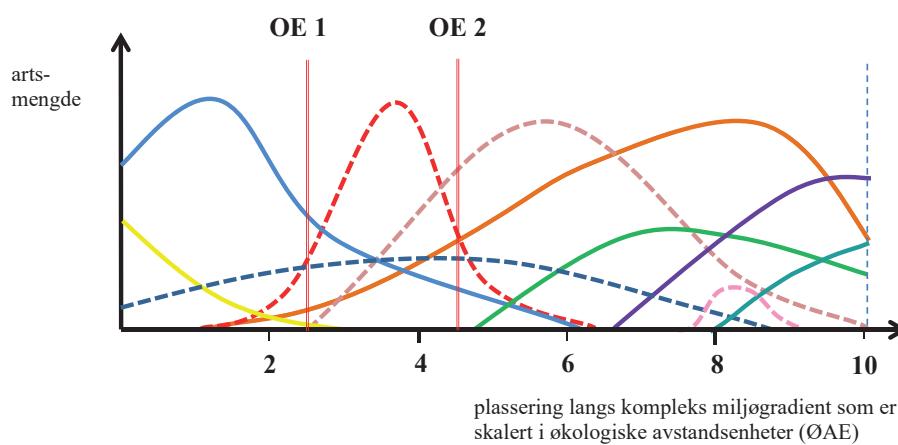


Fig. B2–1. Prinsippet med å definere økologisk avstand på grunnlag av artsulikhet. Figuren viser ett enkelt økologisk rom med bare én dimensjon (én kompleks miljøgradient) og ti arters mengdefordeling i dette rommet. Skalaen på y-aksen er en vilkårlig, relativ skala for artsmengde. Den komplekse miljøgradienten (x-aksen) er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE) som er foreslått brukt i NiN versjon 2 (se teksten), det vil si at 1 ØAE tilsvarer den normale variasjonsbredden innenfor ett trinn eller en klasse langs en lokal kompleks miljøvariabel (og dermed innenfor en grunntype på natursystem-nivået) i NiN versjon 1. To observasjonsenheter (OE1 og OE2), som er skilt av en avstand på 2 ØAE , er vist som loddrette linjer. Når hvert trinn langs gradienten skal ha en gjennomsnittsbredde omkring 1 ØAE , vil OE1 og OE2 tilhøre grunntyper langs den aktuelle komplekse miljøgradienten som er skilt av én mellomliggende grunntype. Med en gradientlengde på litt over 10 ØAU , skal denne gradienten deles i 10 standardtrinn.

versjon 2, blir denne definisjonen lagt til grunn for typeinndelingen i NiN versjon 2 (se kapittel B2f). Fordi definisjonen av den økologiske avstandsenheten vil bli førende for trinndeling av alle komplekse miljøvariabler, og dermed for hele natursysteminndelingen i NiN versjon 2, er valget av ØAE-definisjon et avgjørende viktig valg.

Dette kapitlet starter med en kort oppsummering av det teoretiske grunnlaget for metoden for tallfestning av økologisk avstand i NiN versjon 2 (kapittel B2b), som bygger på en gjennomgang av teori (utdypet i Vedlegg 2) og resultatene av analyser på simulerte (Vedlegg 3) og reelle (Vedlegg 4) datasett. Kapitlet fortsetter med beskrivelse av krav til de datasettene metoden skal anvendes på (B2c), og drøfting av ulike sider med metodikk for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler (kapitlene B2d–B2i).

B2b Teoretisk grunnlag for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler: krav til data og metoder for tallfestning av økologisk avstand mellom naturtypeenheter

På grunnlag av gjennomgangen i Vedlegg 2 av relasjoner mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand, og vurderingen av mål på økologisk avstand som er i bruk, ble tre hovedkonklusjoner trukket:

1. PD-indekset (**proporsjonal dissimilaritet**, *proportional dissimilarity*) er den blant artssammensetnings-ulikhets-indeksene (AU-indeksene) som er best egnet for beregning av økologisk avstand (ØA). Alle videre undersøkelser om bruk av AU-indekser til tallfestning av ØA bør derfor baseres på PD eller indekser avledet fra PD. I sin enkleste form, beregnet for par av artsmengdeobservasjoner i artslister fra observasjonsenheter j og k, er PD gitt av formelen

$$PD(j, k) = \frac{\sum_{i=1}^m |x_{i,j} - x_{i,k}|}{\sum_{i=1}^m x_{i,j} + \sum_{i=1}^m x_{i,k}}, \quad (1)$$

der $x_{i,j}$ er mengden av art i artsliste j , $x_{i,k}$ er mengden av art i artsliste k og m er det totale antallet arter som finnes i minst en av artslistene. Verdien 0 er minste og 1 er største verdi PD-indekset kan anta. Verdien 0 indikerer at artssammensetningen i de to artslistene er helt lik (de samme artene forekommer i samme mengde i begge de sammenliknede observasjonsenheterne) og verdien 1 angir at listen ikke har noen arter felles. Eksempler på beregning av PD finnes i Vedlegg 2, kapitlet 'Mål på artssammensetningsulikhet'.

2. AU-indeksverdier (f.eks. PD-verdier) beregnet på grunnlag av konkrete observasjonsdata (f.eks. plantearters smårutefrekvens i vegetasjonsruter) kan ikke brukes til å tallfeste ØA fordi usikkerheten ved estimering av **ulikheten mellom replikater** (UMR; definert som 'forventet verdi for en ulikhetsindeks mellom to observasjonsenheter med eksakt samme plassering langs en viktig kompleks miljøvariabel') og omfanget av ikke-linearitet mellom AU-indeksene og ØA for små økologiske avstander er stor og umulig å estimere på grunnlag av data. Beregning av ØA på grunnlag av PD eller indekser avledet fra PD må derfor baseres på generaliserte artslistedata. Med **generaliserte artslistedata**, menes 'systematisk sammenstilte artslisteler for et utvalg abstrakte naturtypefigurer innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet, med standardisert mengdeangivelse', i motsetning til **konkrete observasjonsdata**, det vil si 'artsdata samlet inn ved observasjoner, vanligvis gjort i felt, av arters mengde (eventuelt forekomst/fravær) på romlig distinckte (*spatially explicit*) observasjonssteder'
3. Såvel PD og andre AU-indekser som ordinasjonsakser skalert i enheter som uttrykker grad av endring i artssammensetning (S.D.-enheten i DCA-ordinasjon og H.C.-enheten i GNMDS-ordinasjon) påvirkes sterkt av valget av veifunksjon for mengdedata, det vil si av balansen mellom kvantitative

og kvalitativ informasjon i datasettet. En metodikk for tallfesting av ØA på grunnlag av artslistedata til bruk i en standardisert naturtypeinndeling forutsetter derfor en fullstandardisert metodikk for å angi artsmengder og stiller også en rekke andre krav til standardisering av dataene i generaliserte artslister. Dette gjelder uavhengig av hvilken metode for tallfesting av ØA som blir valgt.

B2c Standardisert metodikk for å angi artsmengder i generaliserte artslister

Metoden for standardisert trinndeling av LKM forutsetter at det finnes data som er tilrettelagt (standardisert) på en slik måte at estimatene for økologisk avstand er mest mulig sammenliknbare på tvers av artsgrupper og natursystemer. Artslistedata som oppfyller kravene som settes til slike data i NiN versjon 2, blir betegnet generalisert artslistedatasett, det vil si ‘sett av **generaliserte artslistedata** der artenes mengder er angitt på en standard mengdeskala’. Tre hovedområder for standardisering peker seg ut: (1) avgrensning av det økologiske rommet artslistedatasett skal representer, (2) utviegelse av ’abstrakte naturtyper’ som hver representeres av ei artsliste, og (3) standardisering av artsmengdeangivelser. Et nøkkelbegrep for generaliserte artslistedata er sammenliknbarhet; mellom generaliserte artslistedatasett og mellom artslister innen samme datasett. Alle generaliserte artslistedatasett skal representer én og samme naturtypeinndeling som er basert på ett og samme sett av prinsipper og kriterier. Artslister som skal inngå i et generalisert artslistedatasett må derfor være sammenliknbare på en rekke ulike måter. Spesifikasjonen for generaliserte artslistedata må:

1. være så generell at den kan brukes for alle natursystemer og alle artsgrupper;
2. gi informasjon om variasjon i artssammensetning på en romlig skala som er relevant for natursystemnivået;
3. gi så detaljert informasjon om artenes mengdefordeling langs komplekse miljøvariabler at grunnlaget for beregning av økologisk avstand ved bruk av artssammensetningsdata og for estimering av artsresponsfunksjoner blir best mulig; og
4. den må kunne brukes også for artsgrupper og/eller natursystemer der kunnskapsgrunnlaget er svakt.

Kravene til generaliserte artslistedata kan oppsummeres i 11 punkter:

1. Avgrensning av variasjon i lokalt økologisk rom. Et generalisert artslistedatasett skal omfatte to eller flere artslister som representerer en avgrenset økologisk variasjonsbredde. Med dette menes at listene fra ett og samme generaliserte artslistedatasett skal omfatte en avgrenset variasjon i det **økologiske rommet** (det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedkompleks-miljøvariablene som akser; se kapittel A1f for beskrivelse av konseptuelle modeller for naturvariasjon). Den ’variasjonen i det økologiske rommet som fanges opp av et spesifikt generalisert artslistedatasett’ blir betegnet **adressert miljøvariasjonsbredde**.

Det fullstendige økologiske rommet omfatter akser for alle kategorier av miljøvariabler. Begrepet **lokalt økologisk rom** blir benyttet om ‘underrom av det økologiske rommet med lokale komplekse miljøvariabler som akser’. Dersom det lokale økologiske rommet består av to LKM, kan den adresserte miljøvariasjonsbredden visualiseres som et rektangel i dette underrommet; dersom det økologiske rommet består av tre LKM utgjør variasjonsbredden et prisme, og dersom det består av fire eller flere (n) LKM kan den adresserte miljøvariasjonsbredden konseptualiseres som et hyper-volum, det vil si et område i et n -dimensionalt rom som omfatter ett avgrenset intervall langs hver akse. Kravet til avgrenset variasjon i det lokale økologiske rommet innebærer at den adresserte variasjonsbredden må beskrives presist for hvert generalisert artslistedatasett.

Et generalisert artslistedatasett kan f.eks. omfatte hele variasjonsbredden innenfor en kandidat til en natursystem-hovedtype, variasjonsbredden innenfor to eller flere hovedtypekandidater, eller variasjonsbredden langs en eller flere spesifikke LKM (enten denne variasjonen fordeler seg på flere natursystem-hovedtyper eller fanges opp som variasjon innenfor en hovedtype).

2. Avgrensning av variasjon relatert til andre kilder til variasjon enn LKM. Fordi generaliserte artslistedata skal brukes til å tallfeste variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler, må hvert enkelt sett av slike artslistedata omfatte begrenset, og vel avgrenset, variasjonsbreddet i forhold til alle andre kilder til variasjon. I praksis innebærer dette at ett generalisert artslistedatasett skal omfatte begrenset, vel avgrenset, og vel dokumentert variasjon med hensyn til:
 - a. regionale miljøvariabler; variasjonsbredden skal normalt ikke overskride to bioklimatiske soner og to bioklimatiske seksjoner;
 - b. geografisk område; den adresserte variasjonsbredden langs regionale miljøvariabler skal knyttes til en avgrenset geografisk region, f.eks. Sør-Østlandet, Innlandet, Sørlandet, Sør-Vestlandet, Nord-Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms eller Øst-Finnmark;
 - c. tilstandsvariasjon; variasjonsbredden skal begrenses til samme trinn langs alle viktige tilstandsvariabler og, dersom ikke spesielle grunner taler for noe annet (f.eks. at det er grader i menneskepåvirkning eller suksesjon som adresseres i artslistedatasettet), representer tilstandstrinnet som er minst mulig påvirket av menneskebetinget forstyrrelse;
 - d. andre kilder til variasjon som ikke eksplisitt varierer langs de LKM som adresseres gjennom artslistedatasettet.

Sammenliknbarhet med hensyn til lokal miljøvariasjon. Enkeltartslistene som inngår i et generalisert artslistedatasett skal bestå av to eller flere artslistene som er sammenliknbare med hensyn til lokal miljøvariasjon. To artslistene er sammenliknbare med hensyn til lokal miljøvariasjon dersom de representerer to eller flere kategorier av natur med samme plassering i det økologiske rommet, det vil si som representerer samme intervall langs viktige lokale komplekse miljøvariabler, så nært som langs den (eller de) adresserte LKM. Et typisk generalisert artslistedatasett inneholder derfor artslistene for to eller flere ulike intervaller langs én og samme LKM (den adresserte LKM), og representerer i tillegg det samme intervallet langs hver og en av de andre LKM som er viktig for å beskrive variasjonen innenfor den adresserte miljøvariasjonsbredden. Artslistene skal derfor, ideelt sett, representer rektangulære 'bokser' i det lokale økologiske rommet.

Et eksempel på et datasett som oppfyller kravet til sammenliknbare artslistene, er fem artslistene fra fastmarksskogsmark som (1) representerer trinnene 2–6 på skalaen for kalkinnhold (KA) slik trinnene langs denne 'økoklinen' er definert i NiN versjon 1 [kalkfattig, moderat kalkfattig, intermediær, kalkrik og svært kalkrik (kalkmark)] og (2) representerer det samme intervallet langs hver av de tre andre 'økoklinene' som er brukt til grunntypeinndeling av fastmarksskogsmark: uttørkingsfare (UF), vannmetning (VA) og tungmetallinnhold (TU). Dette artslistedatasettet består altså av generaliserte artslistene for fastmarksskogsmark grunntyper 1–5 i NiN versjon 1 – blåbærskog, småbregneskog, svak lågurtskog, lågurtskog og lågurt-kalkskog. Alle disse fem grunntypene kjennetegnes ved å omfatte intervallene UF trinn 1 (frisk mark), VA trinn 1 (veldrenert mark) og tungmetallinnhold klasse Y1 (normal berggrunn). Det er da underforstått at kravene til avgrenset variasjon relatert til andre kilder til variasjon enn LKM (punkt 2) også er oppfylt, f.eks. ved at artslistene representerer variasjon innenfor boreonemoral og sørboreal bioklimatisk sone, svakt oseanisk bioklimatisk seksjon og overgangsseksjonen, på Sør-Østlandet.

Et generalisert artslistedatasett kan adressere én LKM (som i eksemplet ovenfor) eller det kan adressere to eller flere LKM samtidig. Et generalisert artslistedatasett kan f.eks. inneholde artslistene for alle de 26 grunntypene innenfor fastmarksskogsmark i NiN versjon 1, og adressere fire LKM. Generaliserte artslistedatasett som adresserer flere LKM inneholder kan splittes opp på ulike måter i delsett av sammenliknbare artslistene; i typiske tilfeller minst ett delsett for hvert trinn langs hver LKM (hvor variasjon langs alle andre LKM holdes konstant innenfor hvert delsett).

4. Avgrensing av abstrakte naturtyper som hver er representeret med ei artsliste i datasettet. Konkrete observasjonsdata, for eksempel ruteanalyser av vegetasjon, gir ikke grunnlag for å estimere økologisk avstand basert på artssammensetningsulikhet slik at estimatene blir presise nok til å kunne brukes til beregning av økologisk avstand. Dette skyldes at ulikheten mellom replikerte observa-

sjonsenheter (observasjonsenheter med eksakt samme plassering langs en viktig LKM, plasseringen langs alle andre viktige LKM og andre viktige kilder til variasjon holdt konstant) ikke lar seg presist estimere, til det er den tilfeldige variasjonen i artssammensetning mellom konkrete observasjonsenheter altfor stor og uforutsigbar (R. Økland 1986). Et generalisert artslistedatasett skal derfor bestå av artslister som hver for seg gir et bilde av artssammensetningen innenfor en naturtype, det vil si av variasjonen innenfor en **naturtypes miljøvariasjonsbredde** (og innenfor den spesifiserte variasjonsbredden langs andre kilder til variasjon); definert som 'kombinasjonen av intervaller langs alle de viktige miljøvariablene som definerer naturtypen'. 'Generalisering av artssammensetningen' betyr at ei artsliste skal beskrive variasjonen i artssammensetning innenfor en naturtype på grunnlag av et tenkt datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsenheter (AOE) som til sammen utgjør et datamateriale som er representativt for naturtypens miljøvariasjonsbredde.

De ideelle naturtypene å utarbeide artslister for i NiN-sammenheng, er NiN-grunntyper. Ett langsiktig hovedmål for arbeidet med NiN er å utarbeide generaliserte artslister for flest mulig NiN-grunntyper. Men i innledende faser av arbeidet med en ny naturtypeinndeling må generaliserte artslistedata sammenstilles for å teste hypoteser om naturtypeinndeling, som ledd i en iterasjonsprosess fram mot en endelig, standardisert, trinn- og klassedeling av LKM, og en stabil naturtypeinndeling (som det så kan utarbeides korrigerte eller nye generaliserte artslister for). En test av en naturtypeinndelingshypotese gir de klareste resultatene når hypotesen er presist formulert. Et basiskrav til utvelgelse og avgrensning av de naturtypene det skal lages artslister for, er derfor at hver artsliste representerer et velavgrenset intervall langs hver av de adresserte LKM, og at dette intervallet er beskrevet så presist som mulig.

En slik hypotese vil typisk være et framlegg til trinn- eller klassedeling av en eller flere LKM, som er kandidat(er) til å legges til grunn for typeinndeling i NiN versjon 2. Trinn- og klassegrenser skal beskrives mest mulig presist, gjerne på grunnlag av grenseverdier for viktige enkeltmiljøvariabler som inngår i en LKM [f.eks. pH som representant for kalkinnhold (KA), andel av vekstsesongen bunnen eller marka er tørrlagt som representant for tørrleggingsvarighet (TV), etc.]. Gode, lett tilgjengelige, konkrete observasjonsdata er det beste utgangspunktet for generaliserte artslistedata. For å nyttiggjøre seg konkrete observasjonsdata best mulig, vil det ofte være hensiktsmessig å sette opp en første hypotese om naturtypeinndeling som tar utgangspunkt i hvordan de tilgjengelige, konkrete observasjonsdataene som finnes tilgjengelig, er samlet inn. Det finnes for eksempel et stort, sammenstilt datamateriale om artssammensetning for ulike artsgrupper som er basert på trinndelingene av kalkinnhold (KA) og humusinnhold (HU) som ligger til grunn for inndelingen i vanntyper i forbindelse med implementeringen av EUs vannrammedirektiv (VRD) i Norge (se f.eks. Solheim & Schartau 2004, Anonym 2013a). Når slike, svært relevante data finnes, med observasjoner (konkrete eller abstrakte) som er fordelt på kategorier som representerer en presist definert trinndeling av en adressert LKM, bør denne brukes som utgangspunkt for å sette opp en første hypotese om naturtypeinndeling så sant det ikke finnes spesielle grunner for noe annet. Seinere kan resultatene av den økologiske avstandsberegningen som er basert på førstegenerasjons generaliserte artslistedata brukes til å korrigere hypotesen. Testing av en ny hypotese forutsetter revisjon av det generaliserte artslistedatasettet.

5. Krav til representativitet av tenkte datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsenheter. Hver artsliste skal beskrive variasjonen i artssammensetning innenfor en naturtypes miljøvariasjonsbredde på grunnlag av et tenkt datasett bestående av et uendelig antall abstrakte observasjonsenheter (AOE) som til sammen er representativt for naturtypen. Et slikt tenkt sett skal bestå av AOE som er fordelt tilfeldig innenfor naturtypens miljøvariasjonsbredde, innenfor det geografiske området artslistedatasettet skal dekke. Settet av AOE skal dermed være arealrepresentativt for naturtypen og det skal beskrive en **typisk utforming** av naturtypen, det vil si 'en representativ del av intervallet som en naturtype utspenner langs alle trinn og/eller klasser langs alle typens hovedkompleksvariabler for den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmang-

fold-nivået'. Forutsetningen om at artslistene representerer en typisk utforming av en naturtype er nødvendig og viktig fordi det i analyser som plasserer artslister i forhold til hverandre som punkter i et konseptuelt geometrisk rom (definert av ordinasjonsakser el.l.) kan legges til grunn at artlista representerer midtpunktet i variasjonsbredden innenfor den typen artlista representerer.

Kravet til representativitet kan illustreres med at hver av de fem artslistene for blåbærskog, småbregneskog, svak lågurtskog, lågurtskog og lågurt-kalkskog som er analysert i Vedlegg 4 skal gi et representativt bilde av variasjonen i artssammensetning innenfor henholdsvis blåbærskog (veldrenert, kalkfattig, frisk skogsmark på normal berggrunn), småbregneskog (veldrenert, moderat kalkfattig, frisk skogsmark på normal berggrunn) etc. I dette tilfellet skal altså hver artliste gi et representativt bilde av variasjonen innenfor den hyperkuben i det økologiske rommet som avgrenses som et intervall langs hver av 4 viktige LKM, og plasseringen av artslistene som punkter i dette rommet angir midtpunktet i hver hyperkube.

Formuleringene 'representativ for naturtypens miljøvariasjonsbredde' og 'typisk utforming' må presiseres ytterligere før det er mulig å gjøre beregninger av økologisk avstand på grunnlag av generaliserte artslister (se kapittel B2g).

- 6 Krav til standardisering av artsmengdeangivelse. Generaliserte artslistedata forutsetter standardisering av artsmengdeangivelser på tvers av artslister og artslistedatasett (punkt 3 i gjennomgangen av det teoretiske grunnlaget for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler i kapittel B2b; se også Vedlegg 2). En metode for standardisert lengdeangivelse må tilfredsstille følgende krav:
 - a. Den må være så generell at den kan brukes for alle natursystemer og alle artsgrupper.
 - b. Den må gi informasjon om variasjon i artssammensetning på en romlig skala som er relevant for natursystem-nivået.
 - c. Informasjonen om artenes mengdefordeling langs komplekse miljøvariabler må være tilstrekkelig detaljert til at estimerer for økologisk avstand og modellerte artsresponsfunksjoner blir presise nok.
 - d. Den må kunne brukes også for artsgrupper og/eller natursystemer der kunnskapsgrunnlaget er svakt.

Artslistene i generaliserte artslistedatasett skal altså inneholde angivelser av artenes 'grad av tilstedeværelse' i naturtypen. Tallfesting av 'graden av tilstedeværelse' forutsetter et utvalg av (abstrakte eller konkrete) observasjonsenheter med en definert, standardisert, utstrekning, i rom og tid (se videre punkt 7). Graden av tilstedeværelse i en enkelt observasjonsenhet betegnes **artsmengde**, definert som 'et samlebegrep for kvalitativ (forekomst eller fravær) eller kvantitativ tilstedeværelse av en art innenfor en observasjonsenhet'. Graden av tilstedeværelse i ei artliste betegnes **aggregert artsmengde**, definert som er et 'samlebegrep for artsmengde, aggregert for et utvalg av observasjonsenheter' (Halvorsen 2012).

Et mye brukt mål på artsmengde for planter er **dekning**, 'vertikalprojeksjonen av levende biomasse, uttrykt som andel av arealet av en observasjonsenhet' (Wilson 2011). Dekning er oftest brukt som et enkelt, lett observerbart uttrykk for biomasse, som er mye mer tidkrevende å registrere. For dyr, planteplankton og til dels også sopp, er imidlertid ikke dekning et egnet mål på artsmengde. For disse gruppene må man i stedet bruke **biomasseandel** som artsmengdemål, det vil si 'andelen av den totale biomassen av arter innenfor en nærmere spesifisert artsgruppe som utgjøres av en enkelt art (eller en mindre artsgruppe)'. Et annet, mye brukt mengdemål er **smårutefrekvens**, det vil si 'andelen av småruter som en observasjonsenhet er delt inn i, hvor en art forekommer'. Mye brukte mål på aggregert artsmengde er **forekomstfrekvens** i et utvalg observasjonsenheter, det vil si 'andelen observasjonsenheter i et utvalg (datasett) hvor en art forekommer', og **middeldekning**; 'middelverdien for en arts dekning i et underutvalg av observasjonsenheter som inneholder alle observasjonsenheter der arten forekommer'. Fordi begrepet frekvens benyttes i så mange ulike sammenhenger, viderefører vi

den gamle vegetasjonsøkologiske tradisjonen med å bruke begrepet **konstans** for ‘forekomstfrekvens i et utvalg observasjonenheter’ (f.eks. Nordhagen 1943: 45). Begrepet **konstansprosent** defineres da som ‘konstans, uttrykt i prosent’.

Mange hensyn må tas ved valg av artsmengdemål og mål på aggregert artsmengde. Dersom artsmengdeangivelsene bare skal brukes til å beskrive en naturtype, er valget av artsmengdemål mindre viktig. Men dersom artslister med mengdeangivelser skal brukes til å tallfeste graden av ulikhet i artssammensetning, er valget av artsmengdeskala avgjørende for utfallet (R. Økland 1990). Dette kan blyses med et enkelt eksempel. Ved angivelse av plantearters mengde på en prosentvis dekningsgradsskala med laveste mulige verdi 1 og høyeste mulige verdi 100 (%), gis 100 ganger så stor vekt til arters mengde som til arters forekomst ved beregninger av ulikhet, fordi en art som finnes i største mengde, 100, har en mengdeverdi som er 100 ganger så stor som en art som forekommer i minste mengde, 1. Det finnes en betydelig litteratur om vektlegging av mengde kontra forekomst ved sammenlikning av artslister (se R. Økland 1986). Mange biologiske prosesser kjennetegnes ved en sammenheng mellom biologisk respons og miljøfaktor som, i hvert fall i deler av artenes responsområde, er logaritmisk (jf. Preston 1962), det vil si at en dobling av påvirkningen gir samme effektøkning (økning i artsmengde) målt på en lineær mengdeskala uansett om påvirkningen er stor eller liten. Dette er et sterkt argument for å bruke en logaritmisk artsmengdeskala ved beregning av ulikhet i artssammensetning. Et eksempel på en logaritmisk skala er Hult-Sernander-Du Rietz' dekningsgradsskala for planterarter, som er mye brukt ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser (Du Rietz 1921): 1: $< 1/16$, 2: $1/16 - 1/8$, 3: $1/8 - 1/4$, 4: $1/4 - 1/2$, og 5: $> 1/2$. Denne skalaen innebærer at en absolutt forskjell i mengde vektlegges sterkere for små enn for store mengder (forskjellen på 10 prosentpoeng mellom 5 % og 15 % dekning utgjør en forskjell på 3–1=2 dekningsgrader, mens forskjellen mellom 75 % og 85 % dekning ikke gir utslag på skalaen).

Boks 7 i NiN[1] artikkkel 1 inneholder et framlegg til standardisert metodikk for angivelse av aggregerte artsmengder innenfor konkrete naturtypepolygoner, basert på observasjoner i et stort antall konkrete observasjonenheter. Denne metodikken bruker en femdelt skala for konstans (forekomstfrekvens i et utvalg observasjonenheter) der 0 angir fravær og tallverdier 1–4 angir graden av tilstedeværelse i enkeltobservasjonsenheter. Nivåene på denne skalaen følger klassiske definisjoner i den vegetasjonsøkologiske litteraturen: Begrepet konstant art brukes om en art som forekommer i minst 80 % av observasjonenheter i et utvalg (= konstanskasse V; Raunkiær 1918, Dahl 1957; se kapittel B2j). Ulike definisjoner av en konstant art har imidlertid vært brukt. I sitt klassiske arbeid om plantesosiologiens teoretiske grunnlag definerte Du Rietz (1921) en konstant som en art med konstans $> 90\%$. Et annet klassisk begrep innenfor den Fennoskandiske plantesosiologiske tradisjonen (for eksempel Nordhagen 1943) er dominant; Nordhagen (1943) definert en dominant som en art med dekning $\geq 12,5\%$. I NiN 1 ble en dominant definert som en ‘art med større dekning eller større biomasseandel i en observasjonenhets enn 15 %, eller som har større middeldekning eller midlere biomasseandel enn 15 % i et utvalg av observasjonenheter’. I NiN 1 ble imidlertid begrepet dominans innført som betegnelse for en kilde til variasjon (**dominans** = ‘naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis i øverste vegetasjonssjikt; variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgradienter og som ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold’) ved bruk av en tottrinnsskala for angivelse av en art eller artsgruppens relative andel av den totale dekningen i øvre sjikt. Dette vel innarbeidete begrepet blir videreført i NiN versjon 2 som del av artssammensetning som kilde til variasjon (se kapittel A1c), men med en noe mer generell definisjon: ‘naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis men ikke nødvendigvis begrenset til øverste vegetasjonssjikt (inkluderer variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgradienter og som ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold)’. For

å unngå begrepsforvirring, må derfor et annet begrep enn dominant benyttes for å angi at en art er kvantitativt viktig i en naturtype. Fremstad (1997) bruker begrepet 'mengdeart' om en art som 'er kvantitativt viktig, enten ved å være (mer eller mindre) dominant eller ved å ha høy frekvens og høy dekning'. I NiN trekker vi et klart skille mellom angivelser av mengde innen enkeltobservasjonsenheter (f.eks. smårutefrekvens eller dekning) og angivelser av mengde i et utvalg som består av mange observasjonsenheter (f.eks. frekvens). For å angi at en art har høy mengde i en enkelt observasjonshet eller gjennomgående høy mengde innen et utvalg enkeltobservasjonsenheter (som representerer en naturtype), brukes i NiN versjon 2 begrepet **mengdeart**, definert som 'art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/8 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter'. For plantearter på mark og bunn tilsvarer derfor mengdeartsbegrepet Nordhagens (1943) definisjon av dominant.

I NiN versjon 1 ble begrepet kjerneart introdusert for konstante arter med høy dekning, men dette er et uheldig begrepsvalg fordi kjerneartsbegrepet også er knyttet til CURS-modellen for arters responsmønstre langs miljøvariabler (se NiN[2] artikkel 1: A1). I NiN versjon 2 blir begrepet konstant mengdeart benyttet for en art som tilfredsstiller begge kriteriene. Begrepene mengdeart og konstant inngår i begrepsapparatet for diagnostiske arter, som er behandlet i kapittel B2j.

Erfaringer med denne metodikken, som blant annet ble brukt til å sammenstille tabeller over artsinventar i NiN versjon 1-typene kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23), tilsier at artsmengde-skalaen med 4 trinn for tilstedeværelse er for grov til å fange opp variasjonen i artsmengde på en måte som tilfredsstiller kravene til presisjon i estimatene for økologisk avstand. Særlig problematisk er det at skalaens nederste trinn (konstans < 25 %) er så vidt at det ikke skiller mellom tilfeller hvor en art forekommer helt tilfeldig i en naturtype, på grensen av sitt toleranseområde, og tilfeller der arten forekommer relativt regelmessig. For å gi gode data for beregning av økologisk avstand, må skalaen skille mellom disse tilfellene. Etter grundig vurdering foreslås 4-trinnsskalaen i NiN versjon 1 erstattet med en standard 7-trinnsskala for angivelse av artsmengder i generaliserte artslistedata (Tabell B2-1). Denne skalaen, som har innslagspunkter for konstans på 1/32, 1/8, 3/8 og 4/5 og som inkluderer dominans ved at en arts mengdeverdi økes med 1 trinn for arter i de to øverste konstansklassene som i tillegg tilfredsstiller definisjonen av mengdeart, anses detaljert nok til å fylle formålet, samtidig som den ikke er mer detaljert enn at usikkerheten ved angivelse av artsmengde for systemer der kunnskapen om artssammensetningen er god, ikke blir større enn ± 1 trinn. Denne skalaen legger, i likhet med 4-trinnsskalaen som ble benyttet i NiN versjon 1, hovedvekten på konstans (forekomstfrekvens i utvalget av observasjonsenheter), men tar også hensyn til om artene er mengdearter.

TABELL B2-1. De to skalaene for angivelse av artsmengde i generaliserte artslister som benyttes ved standardisert trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler i NiN versjon 2. Artsmengder angis som en kombinasjon av konstans (forekomst-frekvens i et utvalg observasjonsenheter) og middel-dekning/midlere biomasseandel i et stort utvalg tenkte observasjonsenheter med standard utstrekning (100 m²-flater i natursystem-typer for mark/bunn; 1 000 000 m³-volumer i frie vannmasser og 10 000 m²-flater i snø- og issystemer), på en trinndelt skala. Angivelse på M7-trinnsskalaen resulterer i standard generaliserte artslistedata, angivelse på M3-trinnsskalaen resulterer i forenklete generaliserte artslistedata. I forbindelse med generaliserte artslistedata brukes begrepet mengdeart (M) om 'arter med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel i et utvalg av tenkte observasjonsenheter som er større enn 1/8' (begrepet er bare aktuelt for i 2-dimensjonale observasjonsenheter).

M7-skala	M3-skala	Konstans
0	0	0
1	0	< 1/32 (0,03125)
2	1	1/32 – 1/8 (-0,125)
3	1	1/8 – 3/8 (-0,375)
4	1	3/8 – 4/5 (-0,8)
5	2	3/8 – 4/5 (-0,8) og M; eller > 4/5
6	2	> 4/5 og M

Det nederste trinnet for forekomst på sekstrinnsskalen skal oppfattes slik at en art, for å oppnå mengdeverdien 1, må ha **fitness** (= 'gjennomsnittlig antall avkom i neste generasjon produsert pr. individ') innenfor naturtypen som er større enn 1, det vil si at arten, innenfor naturtypen, må være i stand til å opprettholde populasjoner som er levedyktige over lang tid. Litt upresist betegnes dette ofte som 'positiv fitness' fordi fitness < 1 er betingelsen for at populasjonsvekstraten skal være positiv. De fleste arter vil, f.eks. som resultat av tilfeldig spredning fulgt av kortvarig gunstige miljøbetingelser (en varm sommer, gunstige fuktighetsforhold etc.), tidvis forekomme tilfeldig langt utenfor sitt egentlige toleranseområde (dette betegnes 'masseeffekten'; Shmida & Ellner 1984) for så å bli borte igjen fra disse stedene i løpet av kort tid (få år). Forekomstene av flere sørlige, varmekjære strandplanter på Listastrendene (Farsund, Vest-Agder) i 2001 er et godt eksempel på slike tilfeldige opptrædener. Pedersen (2009) beskriver hvordan de fleste av disse forekomstene forsvant igjen i løpet av de påfølgende årene. Slike tilfeldige forekomster med 'negativ fitness' (fitness < 1) skal ikke utløse registreringer av verdien 1 på den standardiserte artsmengdeskalaen. For at verdien 1 skal angis for en art, må det forventes at arten er regelmessig til stede innenfor naturtypen, enten fordi den har 'positiv fitness' der, eller fordi naturtypen svært regelmessig tilføres spredningsenheter av arten (f.eks. driftvoller).

Artsmengder skal, dersom det ikke er gode grunner for noe annet, angis på 6-trinnskalaen som er definert til bruk i NiN-sammenheng (Tabell B2-1). For en god del natursystemer og/eller artsgrupper er imidlertid ikke kunnskapen om arters tilknytning til naturtyper tilstrekkelig til å unngå at forsøk på å angi artsmengder på en 7-trinnskala vil være en meningsløs øvelse som ikke vil gi pålitelige resultater. Derfor er det, som et alternativ til standardskalaen, til bruk i slike tilfeller, utarbeidet en forenklet 3-trinns artsmengdeskala til bruk i tilfeller hvor kunnskapsgrunnlaget er svakt. Denne skalaen innebærer følgende modifikasjon av 7-trinnskalaen:

- a. Grensa mellom angivelse av forekomst og angivelse av fravær trekkes mellom trinn 1 og trinn 2 på 7-trinnskalaen (se Tabell B2-1), det vil si ved antatt forekomst i $> 1/32$ av utvalget av standard observasjonsenheter innenfor en naturtype.
- b. Grensa mellom trinn 1 og trinn 2 på den forenklete totrinnskalaen settes mellom trinn 4 og 5 på sekstrinnsskalaen, det vil si at en art for å nå trinn to enten må forekomme i $> 4/5$ av utvalget av standard observasjonsenheter, eller i $> 3/8$ av observasjonsenheterne og dominere i dette utvalget (dvs. ha en dekning eller biomasseandel $> 1/8$ (Tabell B2-1).

Betegnelsen **forenklet generalisert artslistedatasett** brukes om 'sett av generaliserte artslistedata der artenes mengder er angitt på en forenklet tretrinnskala'.

7. Krav til standardisering av observasjonsenheteres utstrekning. Metodikken for standardisert beskrivelse av naturtype-enheter for mark/bunn på natursystemnivået i NiN versjon 1 (NiN[1] artikkel 1: Boks 7) skulle legge observasjonsenheter på 100 m² til grunn for estimering av aggregert artsmengde i generaliserte artslisteler. I NiN versjon 2 skal imidlertid natursystem-nivået også omfatte andre dominerende økosystemkomponenter, og observasjonsenheteres utstrekning i rom og tid er derfor tilpasset dette kravet. Følgende standard observasjonsenheter skal legges til grunn for beregning av aggregert artsmengde i generaliserte artsmengdedata:

- a. For dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater, det vil si for mark- og bunn-systemer, skal, når medianarealet for kartlagte polygoner av naturtypen er større enn 100 m², ruter á 100 m² fordelt utover hele variasjonsbredden til den aktuelle naturtypen som spesifisert i punkt 6, benyttes som standard observasjonsenhett.
- b. For dominerende økosystemkomponent knyttet til substrater, det vil si for mark- og bunn-systemer, skal, når medianarealet for kartlagte polygoner av naturtypen er mindre enn 100 m² (f.eks. kilder og myrtuer), enkeltpolygoner av den aktuelle naturtypen (og innenfor større polygoner, ruter á 100 m²) benyttes som standard observasjonsenhett.
- c. For naturtyper som typisk forekommer som mosaikker der det samlede medianarealet av mosaikkbitene innenfor hver mosaikkfigur er større enn 100 m² (f.eks. grunntypene av åpen myr), skal 'samleruter' (puslespill av mosaikkfigurer) som inneholder 100 m² av den aktuelle naturtypen legges til grunn for vurderingene.

- d. For dominerende økosystemkomponent knyttet til frie vannmasser i innsjøer og i havet, skal standard observasjonsenheter med volum $100 \times 100 \times 100$ m ($= 1\,000\,000$ m³) eller, for mindre vannforekomster (f.eks. høljegjøler, dammer og mindre tjern) hele vannforekomsten, benyttes som standard observasjonsenhets. Fordi artssammensetningen i frie vannmasser fluktuerer mye mer i rommet og gjennom året (og mellom år) enn artssammensetningen som er knyttet til substrater, må også variasjon over tid tas i betrakning. Når en art med minst 90 % sannsynlighet antas å forekomme i observasjonsenheten i løpet av ett år, regnes den som til stede.
- e. For dominerende økosystemkomponent knyttet til frie vannmasser i elv skal en standard observasjonsenhets ha en utstrekning på 100 m langs elveløpet.
- f. For varige snø- og issystemer, som med hensyn til romlig utstrekning står i en mellomstilling mellom mark/bunn og frie vannmasser, benyttes standard observasjonsenheter med et areal på 1 ha (100×100 m), plassert på snø- eller isoverflata.
8. Krav til artsutvalget. For å være sammenliknbare, må alle artslistene inneholde standardiserte arts-mengdeangivelser for samme artsutvalg, det vil si at alle arter fra en gitt artsgruppe som er vurdert for ei artsliste, også må vurderes for alle de andre artslistene som inngår i det samme generaliserte artslistedatasettet. I praksis betyr det at arter som det foreligger forekomstinformasjon om for en eller flere naturtyper, men ikke for alle naturtypene i et generalisert artslistedatasett, må vurderes med hensyn til arts mengde i de naturtypene det ikke finnes data for, eller utelates fra alle artslistene. Dersom manglende kunnskap utløser angivelse av fravær, vil estimatene av økologisk avstand få systematiske feil (de vil gjennomgående bli for høye dersom arter med lav toleranse mangler og naturtypene vil framstå som mer forskjellige enn de i virkeligheten er). Artsgrupper som inngår i ett og samme generaliserte artslistedatasett skal ha samme vekt ved beregningen av artssammensetningsulikhet og økologisk avstand (se Tabell B1–2). Beregning av et totalmål for artssammensetningsulikhet på tvers av artsgrupper med ulik vekt gjøres etter beregning av artssammensetningsulikheter for artsgrupper med samme vekt, det vil si på grunnlag av separate beregninger for hver av de enkelte generaliserte artslistedatasettene.
9. Krav til fullstendighet og toleranserepresentativitet. Hvert artslistedatasett skal inneholde en mest fullstendig liste over arter innenfor de artsgruppene artslista omfatter, det vil si en mest mulig fullstendig fortegnelse over hver naturtype sitt **artstilfang** (= *artspool*). Artstilfanget er definert som 'alle arter som potensielt kan vokse på et gitt sted' (Eriksson 1993). Typiske generaliserte artslistene som er satt opp etter kriteriene som er gitt i dette kapitlet er altså generaliserte regionale artstilfang-lister fordi de normalt dekker en (bioklimatisk) region. Dersom kunnskapen om artene innenfor ei artsgruppe og/eller deres fordeling på naturtyper er mangelfull, kan det likevel forsvares at bare et begrenset utvalg av arter innenfor denne eller disse artsgruppene brukes til beregning av artssammensetningsulikhet og økologisk avstand. I slike tilfeller skal det gjøres en vurdering av hvor representativ artslista er for naturtypen. To variabler brukes til å angi representativitet; fullstendighetsindeksen A som angir andel av det totale artstilfanget som antas være fanget opp i artslista, og toleranserepresentativitetindeksen R som angir forholdstallet mellom den gjennomsnittlige toleransen (intervallbredden en art forekommer innenfor langs hver av de adresserte LKM) for arter i artslistedatasettet i forhold til toleransen for alle arter i hele artsgruppa. R skal angis på en skala der $R = 1$ angir optimal toleranserepresentativitet (samme toleranse i utvalget og i settet av alle arter), $R = 2$ angir at artsutvalget anses å ha dobbelt så stor toleranse som gjennomsnittet for arter i artsgruppa, og $R = 0,5$ angir at artsutvalget anses å ha halvparten så stor toleranse som gjennomsnittet for arter i artsgruppa. Den normale situasjonen vil være $R = 1$ eller $R = 1,0–1,2$ når data for sjeldne satellittarter mangler. Angivelse av toleranserepresentativitet vil bli brukt til å korrigere estimer for artssammensetningsulikhet: $AU_{korrigert} = AY_{beregnet} \cdot R^{-1}$.
10. Vurdering av kunnskapsstatus. Kunnskapsgrunnlaget for det generaliserte artslistedatasettet skal vurderes på en skala fra 0 til 5 som definert i Tabell A2–3.
11. Dokumentasjon av datagrunnlaget. Hvert generalisert artslistedatasett skal følges av referanser til, eller kortfattet beskrivelse av, datagrunnlaget som artslista bygger på, inkludert fullstendig referanse til publikasjoner og/eller kortfattet beskrivelse av konkrete observasjonsdata (dersom slike finnes).

B2d Metodikk for beregning av økologisk avstand på grunnlag av artssammensetnings-ulikhet: avklaring av utfordringer og spørsmål gjennom analyse av simulerte og reelle datasett

På grunnlag av gjennomgangen av det teoretiske grunnlaget for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler, ble fem utfordringer og uavklarte spørsmål identifisert (Vedlegg 2):

1. Eventuell bruk av PD eller indeksverdier avledet fra PD til tallfestning av ØA forutsetter:
 - a. at det er mulig å fastsette en grenseverdi PD_{c} slik at $PD < PD_{\text{c}}$ innebærer linearitet mellom PD og ØA; og
 - b. at linearitetsrelasjonen mellom PD og ØA ikke påvirkes nevneverdig av normalt forekommende variasjon i egenskaper som varierer mellom datasett, som f.eks. (i) total artsrikdom, (ii) gjennomsnittlig artstetthet (antall arter pr. observasjonsenheter), og (iii) **gradientlengden**, det vil si 'estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøvariabel' (= *compositional turnover*); og egenskaper som varierer innen datasett, som f.eks. (iv) forekomst av systematisk variasjon i artsrikdom langs en 'underliggende' kompleks miljøgradient.
2. Det finnes en metode for å korrigere AU-mål (inkludert PD) for ikke-linearitet mellom PD og ØA for $PD > PD_{\text{c}}$. Denne metoden, som kalles *step across* (Swan 1970, Williamson 1978, De'ath 1999), innebærer at upålitelige ulikhetsverdier erstattes med antatt pålitelige verdier ved bruk av en metode som er forklart i detalj i Vedlegg 2. Ulikheter beregnet ved *step across-metoden* refereres ofte til som **geodetisk avstand** (Bouttier et al. 2003), det vil si 'den korteste avstanden mellom to punkter i et nettverk, målt langs stier som forbinder punktene'. 'Punktene' det refereres til her, er observasjonsenheter og stiene er pålitelige ulikhetsverdier. Dersom PD oppfyller betingelsene i punkt (1), åpnes altså en mulighet for bruk av *step across*-metoden til å korrigere PD-verdier mellom generaliserte artslister for ikke-linearitet i den øvre, ikke-lineære delen av PD-skalaen. I så fall vil PDgeo, det vil si PD med *step across*, kunne brukes til å transformere (konvertere og raffinere) PD til et hensiktsmessig mål på ØA.
3. Det er flere prinsipielle utfordringer knyttet til bruk av ordinasjonsmetodikk som en indirekte metode for å tallfeste ØA. En forutsetning for at en ordinasjonsbasert metode skal være aktuell som alternativ til AU-indeksbaserte metoder, er at følgende betingelse er oppfylt: en indirekte metode for tallfestning av ØA ved bruk av ordinasjonsmetoder resulterer i bedre estimatorer for ØA enn metoder basert på PD (eller PDgeo) med hensyn til linearitet mellom avstand langs ordinasjonsakse og 'underliggende' økologisk avstand. Dersom denne betingelsen er oppfylt, vil også ordinasjonsbaserte metoder kunne være aktuelle for tallfestning av ØA (gitt at tilleggskrav oppfylles). Dersom både metoder basert på AU-indeks og metoder basert på ordinasjon tilfredsstiller betingelsen gitt ovenfor, kan ordinasjonsbaserte metoder være aktuelle som støttemetoder til en AU-indeksbasert metode, blant annet som kontroll eller visualisering av relasjoner. Dessuten åpnes da for mer direkte bruk av ordinasjonsresultater ved trinndeling av hovedkompleksgradiente.
4. Bruk av ordinasjon i ethvert av de henseendene som er nevnt i punkt (3) forutsetter imidlertid at følgende tilleggsbetingelser er oppfylt:
 - a. at ordinasjonsmetoden ikke er sårbar for artifikter; og
 - b. at ordinasjonsmetoden er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslister
 - c. at ordinasjonsaksjer er skalert i enheter (S.D.-enheten i DCA, H.C.-enheten i GNMDS eller GNMDSgeo) med konsistent relasjon til PD (eller PDgeo) som mål på ØA, på tvers av datasett-egenskaper nevnt i punkt (1b).
5. Intet mål på ØA som er basert på artssammensetning vil i seg sjøl kunne håndtere ekstreme artsutynningssituasjoner med gradientendepunkter helt eller nesten helt uten arter. Ethvert mål på ØA forutsetter derfor at det er mulig å finne spesiell løsninger for håndtering av artsutynningssituasjoner. En **artsutynningssituasjon** vil si 'at det mot en gradient-ende finnes et artsutynningsintervall'. Begrepet **artsutynningsintervall** innebærer i sin tur 'at det langs en kompleks miljøgradient finnes et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen nye arter opptrer, mens arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense'. Disse begrepene er illustrert i Fig. B2-2.

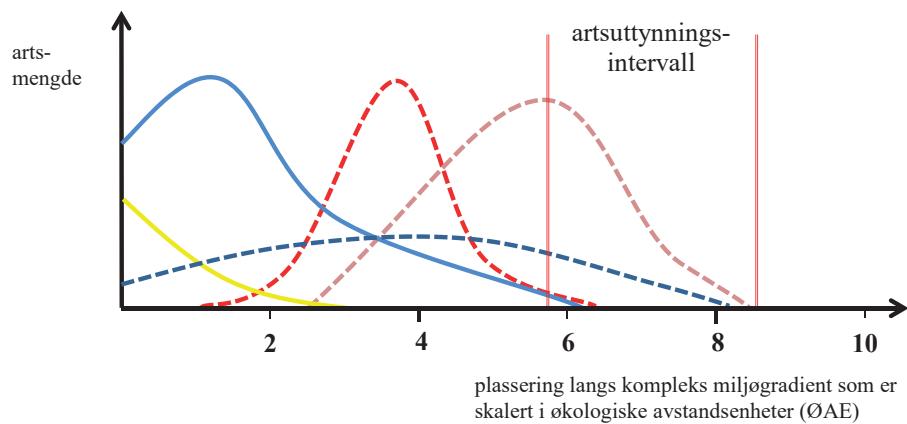


Fig. B2-2. Illustrasjon av en artsuttynningssituasjon, det vil si at det mot en gradient-ende finnes et artsuttynningsintervall; det vil si et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen arter øker i mengde, men gradvis når sin toleransegrense. Skalaen på y-aksen er en vilkårlig, relativ skala for artsmengde. Den komplekse miljøgradienten (x-aksen) er skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE) som er foreslått brukt i NiN versjon 2 (se Fig. B2-1 og teksten). Standard lengde av et artsuttynningsintervall settes til 2.4 ØAE fra optimum for den mest tolerante arten til gradientendepunktet (der ingen arter lenger forekommer stabilt).

I tillegg finnes en særskilt utfordring som er relatert til artsuttynningssituasjonen:

6. **Fåartssamfunn**, det vil si ‘samfunn med svært lav artstetthet’, som representerer en situasjon som likner artsuttynningssituasjoner ved at artssammensetningen skiftes ut svært raskt uten at det nødvendigvis finner sted en tilsvarende endring i miljøforholdene. Den ekstreme situasjonen er samfunn av enkeltarter som avløser hverandre langs en kompleks miljøgradient, f.eks. i ytre del av en sanddynemark der strandarve (*Honckenya peploides*) kan være enerådende i ytre fordynner og de indre fordynene domineres av en eller et fåtall sandbindende grasarter som strandrug (*Leymus arenarius*) og strandkveke (*Elytrigia juncea*).

Alle utfordringer og spørsmål nevnt ovenfor, så nær som (4b) og (6), er adressert i Vedlegg 3 gjennom analyse av seks realistiske, simulerte datasett konstruert slik at de fanger opp variasjonen i datasettegenskaper nevnt i punktene (1b) og (5) over. Utfordring (4b) er adressert i Vedlegg 4 gjennom analyse av fire sett av generaliserte artslister, ett sett med karplanteartslister for hver av de 8 trinnene LKM hevdintensitet (HI) ble foreslått delt opp i tidlige framlegg til inndeling i natursystem-typer i NiN versjon 2, og tre sett for hver av de tre lokale komplekse hovedgradientene i fastmarksskogsmark i NiN versjon 1; kalkinnhold (KA) med 5 trinn, uttørkingsfare (UF) med 3 trinn og vannmetning (VM) med 2 trinn. Disse analysene ga følgende svar:

1. Betingelsene for bruk av PD til tallfesting av økologisk avstand, ØA (utfordring 1), er oppfylt i hvert fall for datasett med variasjon i **artstetthet** (dvs. ‘antall arter pr. observasjonsenhet’) mindre enn ca. 2,5× (det vil si at den mest artsrike observasjonsenheten ikke har mer enn 2,5 ganger så mange arter som den mest artsfattige), og er uavhengig av gradientlengde og total artsrikdom i datasettet. Når datasettet tilfredsstiller disse betingelsene, er PD tilnærmet lineær som funksjon av ØA for PD-verdier < ca. 0,50. PD50, den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i PD mellom observasjonsenheter på 0,5 blir derfor brukt i NiN versjon 2 som en referanseomleenhet for økologisk avstand basert på artssammensetning.
2. Analyser av simulerte datasett (Vedlegg 3) viser at PDgeo (PD med *step across*, basert på grenseverdiene $\epsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige ulikhetsverdier, transformerer PD til et hensiktsmessig mål på ØA for alle økologiske avstander (utfordring 2). Analyser av reelle datasett (Vedlegg 4) viser at bruk av PD med *step across* (PDgeo) som mål på ØA også fungerer godt for reelle artslistedata, uansett datasettstørrelse (antall artslister), artsantall pr. artsliste og antall trinn langs den undersøkte LKM. PDgeo blir derfor brukt som mål på artssammensetningsulikhetsverdier ved standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler i NiN versjon 2.

3. Analyser av simulerte datasett (Vedlegg 3) viser at GNMDS-ordinasjon med *step across* gjengir plasseringer langs en 'underliggende' kompleksgradient med om lag samme presisjon som PDgeo (utfordring 3). GNMDS med step across kan derfor brukes som en støttemetode ved trinndeling av kompleksgradienter, f.eks. til kontroll eller for visualisering av relasjoner. Analyser av reelle datasett (Vedlegg 4) viser imidlertid at ordinansomsetninger ikke gir pålitelige resultater av datasett med få observasjonsenheter. Ordinansomsetningsmetodikk er derfor uegnet som hovedmetode for analyse av generaliserte artslistedatasett (utfordring 4b).
4. I analyser av simulerte datasett med 41 observasjonsenheter ble 1 H.C.-enhet langs GNMDS-geo-akse 1 funnet å tilsvare 1 PD50-enhet med en nøyaktighet på ca. $\pm 3\%$ (utfordring 4c), mens det ikke ble funnet noen konsistent sammenheng mellom H.C.-enheten i ordinær GMNDS (1 PD50 $\approx 0,8\text{--}1,0$ H.C.) eller S.D. enheten i DCA og PD50 (1 PD50 $\approx 1,2\text{--}1,5$ S.D.). Fordi ordinansomsetninger ikke gir pålitelige resultater når antallet observasjonsenheter i datamaterialet er lavt, er ordinasjon uegnet som metode for beregning av økologisk avstand ved analyse av generaliserte artslistedata (utfordring 4b; se punkt 3 over). Dette til tross for at verken DCA eller GNMDS synes å være sårbar for artifakter så lange datasettene har realistiske egenskaper (utfordring 4a), artsuttynningsituasjoner unntatt (se punkt 3 over).
5. Analysene bekrefter forutsigelsen som ble gjort på grunnlag av teoretiske vurderinger, at intet mål på ØA som er basert på artssammensetning i seg sjøl kan håndtere ekstreme artsuttynningsituasjoner, der gradientdepunktene helt eller nesten helt mangler arter. Drøfting av analyseresultatene basert på simulerte data (Vedlegg 3) viser imidlertid at artsuttynningsintervallet, fra posisjonen langs gradienten hvor arten med optimum plassert nærmest gradientdepunktet for artsuttynningsintervallet har sitt optimum, til posisjonen der ingen arter lenger er stabilt til stede, i reelle situasjoner kan antas å ha en utstrekning på mellom 1 og 1,5 PD50-enheter (når disse enhetene defineres på grunnlag av variasjon langs gradienten utenfor artsuttynningsintervallet). Som en pragmatisk løsning legges i NiN versjon 2 til grunn at artsuttynningsintervaller omfatter ca. 1,2 PD50-enheter fra intervallets begynnelse (optimum for mest tolerante art) til ingen arter lenger forekommer stabilt. Midtpunktet i dette intervallet anses å ligge der artstettheten er om lag ca. 1/3 av artstettheten ved artsuttynningsintervallets begynnelse.

Utfordring (6) krever en pragmatisk løsning (se kapittel B2g).

Til tross for at metoden for angivelse av artssammensetningsulikhet tolererer variasjon i artsantall mellom observasjonsenheterne (punkt 1), er det en underforstått betingelse for pålitelige ØA-estimater at datamaterialet har høy kvalitet. De viktigste kvalitetskravene er sammenliknbarhet og fullstendighet. Kravet til sammenliknbarhet innebærer at artsmengde for enhver art som inngår i datasettet er vurdert for alle observasjonsenheter. Kravet til fullstendighet innebærer i prinsippet at alle arter fra alle relevante artsgrupper (se Tabell B1–1,2) er med i datasettet. Kunnskapsmangler gjør imidlertid at dette kravet ofte vil være umulig å oppfylle i praksis, og det er derfor åpnet for bruk av forenklete generaliserte artslistedata som en løsning dersom ikke standard generaliserte artslistedata er mulig å sammenstille. Ved bruk av slike data er det viktig å merke seg at utelatelse av arter med snevrere toleranse overfor den aktuelle komplekse miljøvariabelen enn gjennomsnittet fører til underestimering av gradientlengder (observasjonsenheterne framstår som mer like i artssammensetning enn de i virkeligheten er).

Generaliserte artslistedatasett vil kunne variere med hensyn til graden av 'generalisering', kanskje først og fremst fordi det beste utgangspunktet for å sette sammen slike datasett er virkelige data, som alltid har datasettspesifikke egenskaper. Hovedårsaken til redusert 'generalisering' er nok at høyere eller lavere artsmengder i enkeltartslistene enn en generell artsresponskurveform (se kapittel A1e) skulle tilsi 'henger igjen' i det generaliserte artslistedatasettet som en arv fra datagrunnlaget. Andre medvirkende årsaker kan være kunnskapsmangler samt subjektive oppfatninger/preferanser hos den eller de som

setter sammen artslistene, gjerne ubevisste, som bidrar til at artslistene ikke gjenspeiler generelle egenskaper ved naturtypekandidatene i det aktuelle området. En klar indikasjon på at et datasett inneholder datasettspesifikk (og ikke bare generalisert) informasjon er når økologiske avstandsestimater mellom nabo-naturtypekandidater langs en LKM ikke summerer seg til den estimerte økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene. Denne situasjonen, som blir referert til som ikke-additivitet av økologiske avstander, indikerer at ulikheten mellom replikater ($UMR > 0$) (se videre vedlegg V2e). I slike tilfeller må økologiske avstandsestimater korrigeres for ikke-additivitet før de brukes til å estimere gradientlengder og klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler (se kapittel B2g punkt 2).

B2e Prosedyre for å slutte fra analyse av generaliserte artslistedatasett til hovedtype-tilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler: et overblikk

Analyse av generaliserte artslistedatasett resulterer ikke direkte i en hovedtype-tilpasset klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler som kan benyttes til grunntypeinndeling av hovedtypene. Vegen til en hovedtype-tilpasset klasse- og trinndeling som gjenbruker et standardisert begrepsapparat går gjennom en trinnvis prosedyre (Fig. B2–3). Men før en slik trinnvis prosedyre kan operasjonalisi-

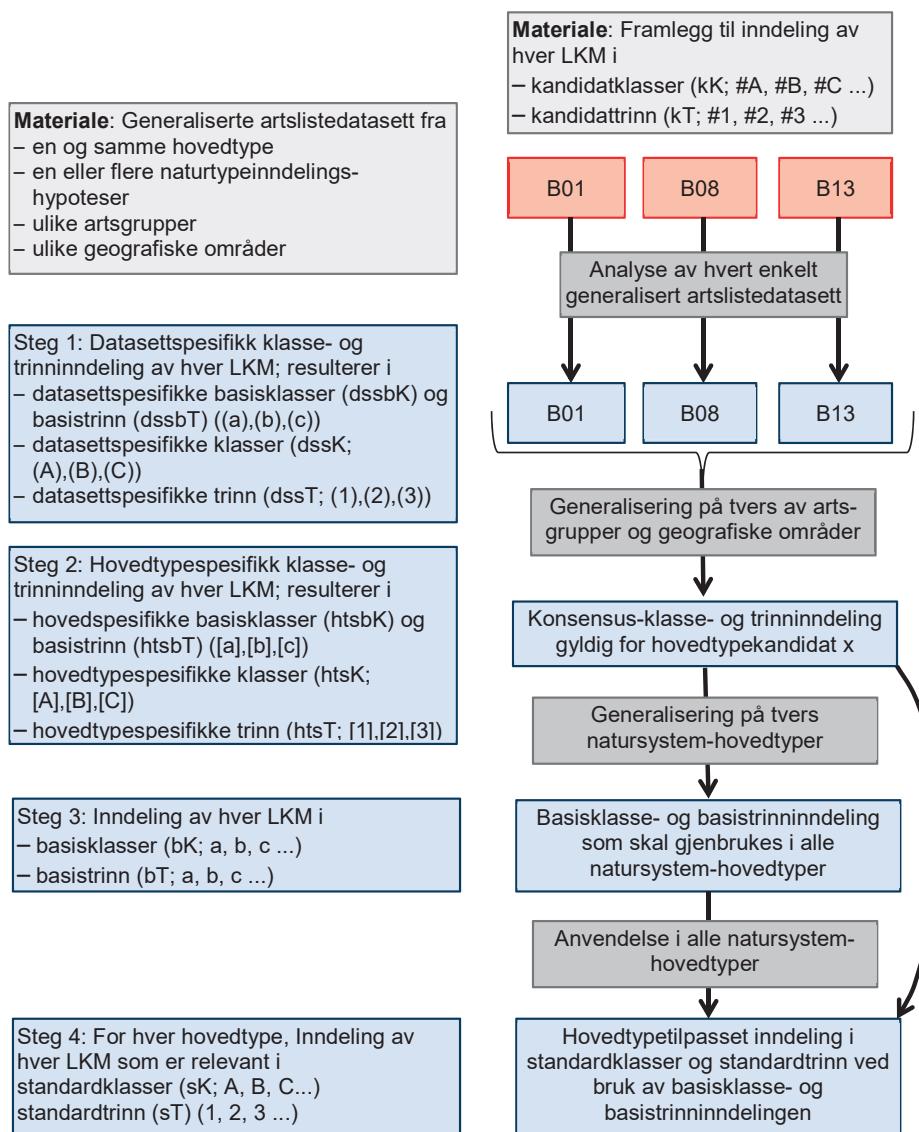


Fig. B2–3. Skjematiske oversikt over fire-stegsprosedyren fra analyse av generaliserte artslistedata til hovedtype-tilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler. Forkortelser av, og notasjon for, viktige begreper er også vist.

seres, er det imidlertid behov for noen begrepsavklaringer og presiseringer. I NiN versjon 2 brukes uttrykksmåten ‘klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler’. Dette er en presis beskrivelse av kjernen i klasse- og trinndelingsprosessen (steg 3 nedenfor), fordi det skal være én og bare én inndeling av hver lokale komplekse miljøvariabel (LKM) i basisklasser eller basistrinn. Basis_klasse- og basistrinninndelingen er dermed en generalisert egenskap ved hver LKM som sådan, som ligger fast på tvers av hovedtyper (og hovedtypegrupper). På vegen fram mot basisklasse- og trinninndelingen, er det imidlertid variasjon i artssammensetning langs lokale komplekse miljøvariabler som er grunnlaget for klasse- og trinndeling, og også i det siste steget (steg 4 nedenfor), der basisklasse- og basistrinninndelingen brukes til en hovedtypetilpasset inndeling i standardklasser og standardtrinn, er det egenskaper ved miljøvariablene og artssammensetningen sammen som bestemmer inndelingskriteriene. Variasjonen i artssammensetning langs én og samme komplekse miljøvariabel er imidlertid ikke en egenskap ved den komplekse miljøvariablene, men en egenskap ved det spesifikke økosystemet (eller de spesifikke økosystemene) den aktuelle miljøvariablene ‘forklarer’ variasjon i (eller mellom). I disse tilfellene er det derfor ikke komplekse miljøvariabler eller artssammensetningsvariabler som blir trinndelt, men øko-variabler (øko-faktorer og økokliner). Også i NiN versjon 1 var intensjonen å standardisere inndelingen av økokliner på tvers av hovedtyper, men fordi variasjonen i artssammensetning langs én og samme komplekse miljøvariabel varierer mellom systemer, f.eks. som resultat av variasjon i artsrikdom, variasjon i forekomst av arter med vid økologisk amplitude og høy mengde (C-arter) kontra arter med snevrere amplitude (S- og U-arter), variasjon i betydningen av miljøstress og forstyrrelse, etc. (se kapittel A1f for forklaring av begreper knyttet til CURS-modellen), lot ikke dette seg fullt ut gjennomføre. For sjøl om den samme komplekse miljøvariablene blir brukt til typeinndeling av to eller flere ulike systemer (hovedtyper), er jo ikke økoklinen den samme! Det er derfor ikke mulig å klasse- eller trinnde komplekse miljøvariabler på én standardisert måte, som vil ha gyldighet for alle natursystemer der variablene er viktig for å forklare variasjonen. Dette er bakgrunnen for et viktig, generelt prinsipp som er lagt til grunn for klasse- og trinndeling av øko-variabler i NiN 2:

Komplekse øko-variabler er natursystem-spesifikke og skal klasse- eller trinndeles på en måte som er tilpasset variasjonen i artssammensetning innenfor hver natursystem-(hoved)type der variablene skal brukes til grunntypeinndeling eller beskrivelse av variasjon.

Samtidig er det sterkt ønskelig at antallet trinndelinger av hver viktige øko-variabel holdes så lavt som mulig og et minstekrav dersom total begrepsforvirring skal unngås, er at begrepene for alternative trinndelinger av en og samme øko-variabel blir standardisert slik at ett begrepsapparat for klasser og trinn langs hver komplekse miljøvariabel blir gjenbrukt i alle hovedtyper (der denne LKM skal brukes til inndeling). Kravene til et standardisert begrepsapparat for klasser og trinn langs hver LKM og en type-spesifikk klasse- og trinninndeling av øko-variabler kan synes som en uforenlig motsetning. Dette målet er imidlertid ikke uoppnåelig, fordi det er mulig å definere sett av kriterier og prinsipper for vegen fra analyseresultater (av generaliserte artslistedata) via et standardisert begrepsapparat for klasser og trinn langs hver LKM (basisklasser og basistrinn, se kapittel B2f) tilbake hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger som grunnlag for å definere grunntyper. Denne vegen omfatter følgende fire steg (Fig. B2-3):

1. Generalisering fra konkrete analyseresultater til datasettspesifikke inndelinger i basisklasser, basistrinn, klasser og trinn. Med **datasettspesifikk trinninndeling** menes ‘framlegg til inndeling i standardtrinn som på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasset (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)’, og med **datasettspesifikt trinn** menes ‘trinn i datasettspesifikk trinninndeling’. Definisjoner av begreper for øvrige datasettspesifikke inndelinger er skåret over samme lest (se Vedlegg 1).

2. Generalisering av datasettspesifikke inndelinger til hovedtypespesifikke inndelinger i basisklasser, basistrinn, klasser og trinn. Med hovedtypespesifikk trinninndeling menes 'framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardtrinn, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basistrinninndeling og derfor har begrenset gyldighet', og med **hovedtypespesifikt trinn** menes 'trinn i hovedtypespesifikk trinninndeling'. Definisjoner av begreper for øvrige datasettspesifikke inndelinger er skåret over samme lest (se Vedlegg 1).
3. Generalisering av hovedtypespesifikke inndelinger for hver LKM til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn som skal ha gyldighet over hele spekteret av naturvariasjon der den aktuelle lokale komplekse miljøvariabelen er aktuell for bruk til inndeling i naturtyper. Basisklasser og basistrinn skal være grunnenhetene (byggesteinene) i naturtypeinndelingen på grunntypenivå, og utgangspunkt for navnsetting av intervaller langs LKM. Presise definisjoner av begrepene basisklasse og basistrinn forutsetter en definisjon av en økologisk avstandsenhet og blir drøftet nedenfor.
4. Aggregering av basisklasser og basistrinn til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger av LKM. Med **hovedtypetilpasset klasseinndeling** menes 'inndeling av en kompleks miljøfaktor i standardklasser' og med **hovedtypetilpasset** trinninndeling menes 'inndeling av en kompleks miljøgradient i standardtrinn'. Begrepene standardklasse (= hovedtypetilpasset klasse) og standardtrinn (= hovedtypetilpasset trinn) er nøkkelsbegreper for typeinndelingen på natursystem-nivået i NiN. Presise definisjoner av disse begrepene blir drøftet nedenfor.

Sjøl om datasettspesifikke, hovedtypespesifikke og hovedtypetilpassete klasse- og trinndelinger egentlig er klasse- og trinndelinger av økokliner, vil vi for enkelhets skyld bruke begrepene 'klasse- og trinndelte LKM' også om disse.

For mange natursystemer vil eksplisitt kunnskap fra analyse av generaliserte artslistedatasett (steg 1) mangle når neste versjon av naturtypeinndelingssystemet skal settes opp. Det er derfor nødvendig med retningslinjer for hvordan tentativ basisklasse- og basistrinninndeling (steg 3) skal gjøres når databasert kunnskap mangler, samt for hvordan disse tentitative basisklasse- og basistrinninndelingene skal brukes til tentativ hovedtypetilpasset trinndeling (steg 4).

Hvert av de fire stegene på denne vegen blir drøftet i detalj i kapitlene B2f–B2i med siktemål å komme fram til en mest mulig entydig kriteriebasert prosedyre for hvert enkelt steg. Disse prosedyrene skal bygge på definisjonene av standardenheter (standardklasser og standardtrinn) langs komplekse miljøvariabler, som i sin tur bygger på definisjonen av en enhet for økologisk avstand (den økologiske avstandsenheten, ØAE).

B2f Definisjoner av økologisk avstandsenhet (ØAE) og standard klasse- og trinnbredde

Estimering av økologisk avstand på grunnlag av ulikheter i artssammensetning mellom (konkrete) generaliserte artslister (som er basert på generalisert informasjon), som er startpunktet på vegen fram til hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler (jf. kapittel B2e), forutsetter en operasjonell definisjon av en enhet for økologisk avstand. Definisjonen av den økologiske avstandsenheten (ØAE) som blir brukt i NiN versjon 2 tar utgangspunkt i resultatene av analysene av simulerte og reelle datasett i Vedlegg 3 og 4. Konklusjonene kan kort oppsummeres i to punkter:

1. PDgeo mellom standard generaliserte artslistedata (standardisert mengdeangivelse på 7-trinns-skalaen i Tabell B2–1) bør brukes til å beregne økologisk avstand.
2. En økologisk avstandsenhet (ØAE) bør defineres som den variasjonsbredden langs en kompleks miljøvariabel som svarer til bredden av ett gjennomsnittlig standardtrinn og som i sin tur svarer til utstrekningen av en typisk grunntype langs miljøvariabelen.

Definisjonen av 1 ØAE i NiN versjon 2 er knyttet til begrepene vesentlig forskjell i artssammensetning og betydelig forskjell i artssammensetning. Fordi variasjonen i artssammensetning langs de fleste LKM er gradvis, og fordi forskjellen i artssammensetning mellom klasser langs naturlig trindelte LKM vil variere fra LKM til LKM, er det neppe mulig å bruke teoretiske argumenter for å understøtte valget av en spesifikk verdi som definerer vesentlig forskjell i artssammensetning. I stedet bør dette og andre begreper som skal nytties ved typeinndelingen i NiN defineres slik at de endelige typeenhetene blir hensiktsmessige med hensyn til variasjonsbredde og antall – altså ved en pragmatisk tilnærming. Dette sikrer også at typeenhetenes utstrekning tilsvarer hensiktsmessige typer i eksisterende typeinndelinger (inkludert NiN versjon 1, som hadde som målsetting å videreføre eksisterende typebegreper innenfor en ny teoretisk ramme).

Analysene av reelle generaliserte artslistedata for kandidater til trinn langs de fire svært viktige LKM'ene i NiN-sammenheng i Vedlegg 4 (hevdintensitet, kalkinnhold, uttørkingsfare og vannmetning) gir godt grunnlag for en pragmatisk definisjon av ØAE som harmoniserer med gjengs oppfatning av hvor stor variasjonsbredden bør være innenfor en naturtype for at typeinndelingen skal være hensiktsmessig. Den store variasjonen i ØA, målt som PD mellom 'normalutforminger' av typer som er naboer langs en LKM viser imidlertid at det er betydelig variasjon i allment aksepterte naturtypers amplitude langs underliggende komplekse miljøgradiente: bredden på trinn langs 'lokale basisøkokliner' i NiN versjon 1 varierer mellom 0,15 og 0,40 PD-enheter, med en gjennomsnittsverdi omkring 0,25 PD-enheter. For eksempel er Den gjennomsnittlige ulikheten mellom de 13 nabotrinnene langs de fire gradientene som er undersøkt i Vedlegg 4 lik $PD = 0,261$. Dette understøtter definisjonen av en økologisk avstandsenhet (1 ØAE) som 0,25 PD-enheter fordi (i) denne definisjonen er nær gjennomsnittet av trinnbreddene for viktige 'lokale basisøkokliner' i NiN versjon 1 og dermed med gjengs oppfatning av hvor stor variasjon i artssammensetning som må til for at naturtyper (vegetasjonstyper) skal anses forskjellige (jf. punkt 2 over); og (ii) 0,25 PD-enheter er et 'rundt tall', som svarer til at en fjerdedel av artssammensetningen (arters forekomst og mengde) er byttet ut. Dersom 1 ØAE defineres som 0,25 PD-enheter, indikerer de foreløpige analysene i Vedlegg 3–4 at oppdelingen av hevdintensitet i åtte referansetrinn opprettholdes, mens både kalkinnhold i frisk fastmarksskogsmark og uttørkingsfare i kalkfattig fastmarks-skogsmark bør deles i fire trinn (mot henholdsvis fem og tre i NiN versjon 1). Resultatene viser også at det knapt er grunnlag for å dele vannmetning inn i to trinn innenfor frisk fastmarksskogsmark!

Analysene av reelle datasett i Vedlegg 4 kvantifiserer to sterke tradisjoner i fennoskandisk vegetasjonsøkologi:

1. Utskifting av omtrent 1/2 av artssammensetningen er en hensiktsmessig variasjonsbredde innenfor en hovedenhet (f.eks. en 'type' i Fremstads system).
2. Utskifting av omtrent 1/4 av artssammensetningen er en hensiktsmessig variasjonsbredde innenfor typeenheter på laveste generaliseringsnivå ('utforming' i Fremstads system, grunntyper i NiN versjon 1).

Tilsvarende tradisjoner gjenfinnes i mange ulike inndelingssystemer (se kapittel A1a for kortfattet omtale av noen vegetasjonsinndelingssystemer). I NiN 2 videreføres disse tradisjonene gjennom definisjonene av begrepene økologisk avstandsenhet (1 ØAE) og standardklasser og standardtrinn langs komplekse miljøvariabler, og definisjoner av andre begreper som tar utgangspunkt i disse definisjonene. Den mest grunnleggende av disse definisjonene, som refererer seg til konkrete data, er en **økologisk avstandsenhet (ØAE)**, definert som 'den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i artssammensetningen mellom to systemer som sammenliknes, hver representert med en generalisert artsliste, på 0,25 PD-enheter, det vil si at nær en fjerdedel av artssammensetningen skiftes ut'. Denne definisjonen gjør 1 ØAE til den økologiske avstanden mellom grunntyper og 2 ØAE til minsteavstanden langs en SLKM mellom sammenliknbare grunntyper hvor én er plassert i en normal hovedtype og den andre utgjør endetrinnet i spesiell hovedtype, definert på grunnlag av den aktuelle LKM (som

da er en spesiell LKM; se kapittel B4 og Vedlegg 6). Det er hensiktsmessig å knytte flere begreper til disse viktige terskelverdiene. Begrepet **vesentlig forskjell i artssammensetning** blir derfor definert som 'en forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nær halve artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes'. Begrepet **betydelig forskjell i artssammensetning** blir definert som 'en forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes'. I tillegg blir Begrepet **observerbar forskjell i artssammensetning** definert som 'en forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær 1/8 av artssammensetningen, mellom to systemer som sammenliknes'.

Økologiske avstander beregnet mellom artslistene i generaliserte artslistedata skal (jf. kapittel B2e, punkt 1a) legges til grunn for datasettspesifikk klasse- og trinndeling, det vil si inndeling av LKM i klasser og trinn som har en standardisert bredde på grunnlag. Denne klasse- og trinndelingen skal bare ta hensyn til resultatene av analysene av akkurat dette datasettet. Definisjonene av datasettspesifikk klasse- og trinninndeling sier at disse inndelingene skal foretas ved å tilpasse bruken av de generelle begrepene standardklasse og standardtrinn til hvert enkelt spesifikt datasett. De generelle definisjonene av standardklasse og standardtrinn er:

standardklasse = 'variasjon i artssammensetning innenfor en kompleks miljøfaktor innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 1 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basisklasseinndelingen av miljøfaktoren'

standardtrinn = 'variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøgradient innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 0,75 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basistrinninndelingen av miljøgradienten'

Merk at begrepet **klasse** her brukes om 'kategori innenfor en naturlig klassedelt (faktor-type) variabel', mens begrepet **trinn** brukes om 'intervall langs en kontinuerlig (gradient-type) variabel'.

Begrepene standardklasse og standardtrinn bygger i sin tur på de generelle begrepene **basisklasse**, som er definert som 'minste klasse, med utstrekning 0,5–1,5 ØAE innenfor en kompleks miljøfaktor, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøfaktoren er størst, og som er utgangspunkt for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler', og **basistrinn**, definert som 'minste trinn (intervall), med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljø-gradienten er størst, og som er utgangspunktet for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler'. Også basisklasser og basistrinn må defineres for datasett og hovedtyper; med **datasettspesifikk basisklasseinndeling** menes 'framlegg til inndeling i basisklasser på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)' og med **datasettspesifikk trinninndeling** menes 'framlegg til inndeling i basistrinn på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)'.

Definisjonen av 1 ØAE som svarende til 0,25 PD-enheter mellom to artslistene i et generalisert artslistedatasett gjør det mulig å 'oversette' artssammensetningsulikheter på PD50-skalaen, beregnet ved bruk av geodetisk avstand, til økologiske avstandsenheter:

$$\text{Antall ØAE} = 4 \cdot (\text{antall PD-enheter}) \quad (2)$$

Analysene i Vedlegg 4 viste at sammenhengene mellom H.C.-enheter i GNMDS med *step across*, basert på en grenseverdi $\epsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige ulikhetsverdier) og direkte beregnede artsulikheter også var rimelig konsistent; altså at

$$\text{Antall ØAE} = 2 \cdot (\text{antall H.C.-enheter i GNMDS med } step \text{ across}) \quad (3)$$

Sjøl om det ikke ble funnet konsistente sammenhenger mellom PD-enheter (basert på geodetisk avstand) og H.C.-enheten i GMNDS uten *step across* eller S.D.-enheten i DCA, antyder de omtrentlige sammenhengene som ble funnet at

$$\text{Antall ØAE} = 2,0\text{--}2,5 \cdot (\text{antall H.C.-enheter i GNMDS uten } step \text{ across}) \quad (4)$$

$$\text{Antall ØAE} = 1,25\text{--}1,65 \cdot (\text{antall S.D.-enheter i DCA}) \quad (5)$$

Definisjonen av 1 ØAE er basert på standard generaliserte artslistedata, det vil si sett av artslister med artsmengder angitt på den standard 6-trinnsskalaen. Foreløpige analyser (Vedlegg 4) indikerer at artssammensetningsulikheter beregnet ved bruk av de to artsmengdeskalaene (7-trinnsskalaen og den forenklete 3-trinnsskalaen) er sammenliknbare, men ikke like. I tråd med resultatene i Vedlegg 4 settes 1 ØAE definert på grunnlag av forenklete generaliserte artslistedata (3-trinnsskalaen) lik 0,27 PD-enheter. Denne definisjonen bør imidlertid seinere testes ut på et større datamateriale. Definisjonen av 1 ØAE som svarende til 0,27 PD-enheter mellom to artslister i et forenklet generalisert artslistedatasett gjør at artssammensetningsulikheter på PD50-skalaen, beregnet ved bruk av geodetisk avstand, 'oversettes' til økologiske avstandsenheter ved formelen:

$$\text{Antall ØAE} = 3,7 \cdot (\text{antall PD-enheter}) \quad (6)$$

B2g Typisk utforming, tyngdepunkt og beregning av gradientlengde

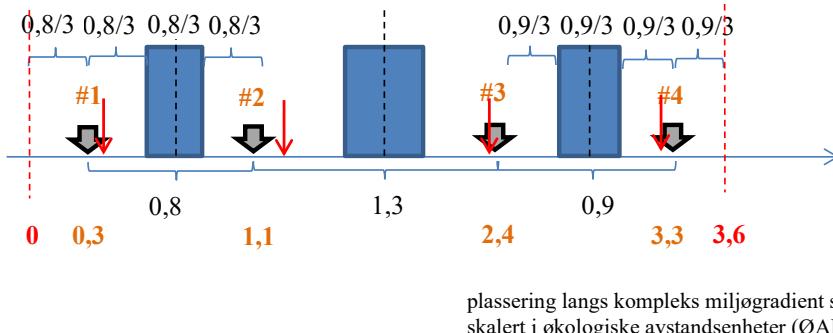
Definisjonen av en økologisk avstandsenhet og definisjonene av betydelig og vesentlig forskjell i artssammensetning åpner for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler slik at hver klasse eller hvert trinn har den utstrekningen (dvs. omfatter så stor variasjon i artssammensetning), som definisjonene av standardklasse og standardtrinn krever. I dette kapitlet drøftes datasettspesifikk klasse- og trinndeling, det vil si inndeling av (lokale) komplekse miljøvariabler (egentlig økokliner; se kapittel B2e) på grunnlag av resultatene av analyser av generaliserte artslistedata. Dette er steg 1 på vegen fra analyse av generaliserte artslistedatasett til hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler (jf. kapittel B2e).

Et generalisert artslistedatasett representerer egentlig en **naturtypeinndelings-hypotese**, det vil si et 'utvalg av naturtypekandidater innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet'. I hvert artslistedatasett representerer hver artsliste en **naturtypekandidat**, det vil si en **karakteristisk klasse- eller trinnkombinasjon**, definert som 'kombinasjon av kandidatklasser og/eller -trinn langs lokale komplekse miljøvariabler som er brukt i et framlegg til inndeling av enheter på natursystem-nivået (en eller flere natursystem-hovedtyper eller en del av en hovedtype)'. Med **kandidatkasse** og **kandidattrinn** menes henholdsvis 'kandidat til klasse innenfor en kompleks miljøfaktor, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning innenfor den aktuelle miljøfaktoren innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese' og 'kandidat til trinn langs en kompleks miljøgradient, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning langs den aktuelle miljøgradienten innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese'. Når generaliserte artslistedatasett blir analysert som ledd i arbeidet med NiN versjon 2, antas at implisitt at kravet om at de generaliserte artslistedataene representerer en typisk utforming av hver naturtypekandidat, er oppfylt (kapittel B2c, punkt 5). Formuleringen

‘representerer en typisk utforming’ kan ved første øyekast synes triviell; begrepet ‘typisk utforming’ er definert som et representativt intervall langs den aktuelle LKM. Den intuitive tolkningen er da at den typiske utformingen av naturtypekandidaten #k har en utstrekning på

$$\frac{x_{k-1}}{2} + \frac{x_k}{2} = 0.5 \cdot (x_{k-1} + x_k), \quad (7)$$

der x_{k-1} og x_k er den økologiske avstanden mellom naturtypekandidatene #(k-1) og #k, og mellom #k og #(k+1). Det er også naturlig å tenke seg at den typiske utformingen er sentralt plassert i dette intervallet (omkring midtpunktet), men Fig. B2–4 viser at dette bare vil være tilfellet når x_{k-1} og x_k er like store. I tillegg til begrepet ‘typisk utforming’, som ideelt sett er et intervall langs en LKMg eller omfanget av en klasse langs en LKMf, men som kan representeres av et punkt i dette intervallet, er det behov for begrepet **tyngdepunkt**, som defineres som ‘midtpunkt i et intervall langs en kompleks miljøvariabel som utspennes av en naturtype eller en naturtypekandidat’; se Fig. B2–4). Tyngdepunktet er altså (dersom ikke annen informasjon gir grunnlag for en annen tolkning) midtpunktet i hele intervallet som den karakteristiske klasse- eller trinnkombinasjonen som artslista representerer utspenner.



plassering langs kompleks miljøgradient som er skalert i økologiske avstandenheter (ØAE)

Fig. B2–4. Eksempel som illustrerer beregning av gradientlengde på grunnlag av estimerte økologiske avstander. Typiske utforminger av de fire naturtypekandidatene (#1, #2, #3 og #4, markert med oransje numre), som hver er representert med ei generalisert artsliste, plasserte seg langs den aktuelle komplekse miljøgradienten der pilene som peker ned mot tallinja viser. Parvise økologiske avstander ble beregnet ved bruk av PDgeo. Grenser mellom nabo-typekandidater, trukket midt mellom plasseringen av de typiske utformingene, er vist med tynne, brutte vertikale streker. Overgangsintervallet mellom nabo-naturtypekandidater, som har en utstrekning på $1/3$ av den økologiske avstanden mellom naturtypekandidatene – $1/6$ på hver side av grensa – defineres ikke å inngå i den ‘typiske utformingen’ av naturtypekandidaten (det vil si ikke å være ‘representativ for naturtypens miljøvariasjonsbredde’). Den typiske utformingen av endetrinnsnaturtypekandidatene plasseres midt i et intervall som ikke inneholder overgangsintervallet. Gradient-endepunktene plasserer seg dermed $0,8/3 \approx 0,3$ ØAE utenfor den typiske utformingen av #1 og $0,9/3 = 0,3$ ØAE utenfor den typiske utformingen av #4, og gradientlengden blir $3,6$ ØAE. Plassering av gradientendepunkter og naturtypekandidatenes typiske utforminger langs en gradient etter re-skalering til endepunkter 0 og 3,6 er vist med røde og oransje tall. Naturtypekandidatenes tyngdepunkt er angitt med røde piler.

Når #k er et gradientendetrinn, eller representerer ei klasse som sammenliknes med en eller flere andre klasser, vil den typiske utformingen (artslista), plassert som et punkt langs en gradient, og tyngdepunktet, ikke falle sammen. Det følgende resonnementet forklarer dette: Når ei artsliste for et endetrinn (#1 eller #n), f.eks. det ekstremrike trinnet langs kalkinnhold (KA) (‘svært kalkrik’ eller ‘ekstremrik’), settes opp, er det en selvfølge at denne artslista inkluderer alle arter som kan tenkes å forekomme innenfor denne naturtypekandidaten og som mangler på det mindre ekstreme nabotrinnet (‘middels kalkrik’). Hele variasjonsbredden innenfor endetrinnsnaturtypekandidaten, ut til gradientendepunktet, må derfor anses inkludert i den ‘typiske utformingen’ som lista representerer. I den motsatte enden av intervallet naturtypekandidaten utspenner, der den grenser til den mindre ekstreme naboen, finner en gradvis overgang sted (langs en LKMf mer eller mindre trinnvis), og det vil derfor finnes et ± smalt intervall langs gradienten som verken er typisk for trinn #n eller trinn #(n-1) (eller #1 og #2 i motsatt ende av en gradient). Dette intervallet defineres som et **overgangsintervall**,

det vil si et ‘intervall langs en kompleks miljøvariabel som ikke er representativt for noen av de to tilstøtende naturtypene eller naturtypekandidatene’. Definisjonen av overgangsintervallet ekskluderer det fra den representative variasjonsbredden innenfor de to tilstøtende typene, og dermed også fra den typiske utformingen. Endetrinnsnaturtypekandidatene har bare overgangsintervall på én side. Derav følger at tyngdepunktet og den typiske utformingen aldri faller i samme punkt langs den aktuelle LKM. Dette er illustrert i Fig. B2–4. Bredden på overgangsintervallet vil nok i praksis variere litt fra datasett til datasett, avhengig av hvor ivrig opphavspersonen(e) har vært etter å inkludere ‘slengere’ av arter som bare helt sporadisk finnes i en naturtype, men som egentlig ikke hører hjemme der. Slike arter skal i prinsippet ikke inkluderes. Som en pragmatisk løsning er bredden på overgangsintervallet mellom nabo-naturtypekandidater satt lik 1/3 av den økologiske avstanden mellom de to naturtypekandidatene – 1/6 på hver side av grensa mellom dem. Overgangsintervallet inngår pr. definisjon ikke i den ‘typiske utformingen’ av noen av naturtypekandidatene og endetrinnsnaturtypekandidatenes tyngdepunkt antas derfor å plassere seg midt i et intervall som ikke inneholder overgangsintervallet (Fig. B2–4).

Beregningen av økologiske avstander langs lokale komplekse miljøvariabler ved hjelp av generaliserte artslistedatasett gir oss informasjon om naturtypekandidaters innbyrdes plassering, mens det er omfangset av variasjon langs hele den aktuelle LKM, det vil si gradientlengden (‘estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøgradient’; den største økologiske avstanden mellom noe par av klasser brukes som et tilsvarende mål på variasjon innenfor en LKMf). På bakgrunn av relasjonen mellom typisk utforming og tyngdepunkt for naturtypekandidater, skal gradientlengden til en LKM estimeres etter følgende prosedyre (se Fig. B2–4):

1. Beregn økologiske avstander mellom alle par av sammenliknbare naturtypekandidater, det vil si naturtypekandidater som representerer klasser innfor én LKMf eller trinn langs én LKMg, og hvor plasseringen langs alle andre LKM holdes konstant. Kandidattrinnene angis #1, #2 etc. og kandidatklassene angis #A, #B etc.
2. Bruk **additivitetskriteriet**, det vil si ‘at den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater er lik summen av de økologiske avstandene mellom naturtypekandidater for nabotrikk eller naboklasser’, til å sjekke at det generaliserte artslistedatasettet tilfredsstiller kravene om linearitet mellom artssammensetningsulikhet (målt som PD eller PDgeo) og økologisk avstand, fra økologisk avstand = 0.
 - a. Dersom de additivitetskriteriet er oppfylt, gå videre til punkt 3.
 - b. Dersom additivitetskravet ikke er oppfylt, er det sannsynlig at datasettet ikke tilfredsstiller kravene til et fullstendig generalisert artslistedatasett. Ikke-additivitet kan imidlertid også skyldes reell ikke-lineær variasjon i artssammensetning langs en underliggende LKMg, det vil si at den aktuelle LKMg ikke er én enkel kompleks miljøvariabel, men inneholder trinn som med unike økologiske egenskaper som plasserer det litt ‘på siden’ av den aktuelle LKMg i et økologisk rom. LKMg hevdintensitet (HI) er et eksempel på et slikt tilfelle (NiN[2] artikkkel 2 v0.0, kap. B7). Trinnet HI*4 ‘ekstensiv hevd’ langs denne LKMg har egenskaper som gjør at en ekstra dimensjon (dog med svært kort gradientlengde) er nødvendig for korrekt plassering i forhold til nabonaturtypekandidatene langs gradienten. Dersom det etter vurdering konkluderes at ikke-additiviteten sannsynligvis skyldes mangelfull generalisering, må de økologiske avstandestimatene korrigeres. Vi antar da at alle estimater for ØA er u ØAE for høye på grunn av ikke-linearitet mellom PD og ØA for lave ØA. Dersom antallet naturtypekandidater er n, den utregnede ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater (basert på PD) betegnes xe og den utregnede ØA mellom nabo-naturtypekandidater k og $(k + 1)$ betegnes xk (summen av ØA mellom nabo-naturtypekandidater kan betegnes xs) bidrar ikke-linearitet med u enheter til hvert enkelt økologisk avstandsestimat, også til den beregnede økologiske avstanden mellom endetrinnene. Dermed kan den korrigerte ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater, $xe,korr$, uttrykkes på to måter:

$$x_{e,korr} = \sum_{k=1}^{n-1} x_e - (n-1) \cdot u \quad (8)$$

$$x_{e,korr} = x_{e,korr} - u \quad (9)$$

Setter vi de to høyresidene lik hverandre og løser med hensyn på u finner vi

$$u = \frac{\sum_{k=1}^{n-1} x_k - x_e}{n-2} \quad (10)$$

og det korrigerte estimatet for den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene blir da

$$x_{e,korr} = \frac{(n-1)x_e - \sum_{k=1}^{n-1} x_k}{n-2}. \quad (11)$$

Parameteren u betegnes **ikke-linearitetsparameteren**, som er et ‘mål på graden av ikke-linearitet mellom beregnet økologisk avstand mellom nabonaturtype-kandidater og endepunktsnaturtypekandidater langs en kompleks miljøvariabel’. Jo høyere verdi for u , desto større ikke-linearitet.

Følgende eksempel illustrerer dette: Langs en LKMg med $n = 4$ trinn er ØA mellom de tre parene av nabonaturtypekandidater henholdsvis 1,5, 1,4 og 2,2 (sum 5,1) ØAE, mens den beregnede ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater bare er 3,9 ØAE. I dette tilfellet er $u = 0,60$ og den korrigerte ØA mellom endetrinnsnaturtypekandidater 3,3 ØAE. Som en tommelfingerregel er brukt at graden av ikke-linearitet er akseptabel når $u < 0,1$ dersom det ikke finnes grunner for annen vurdering. Når $u > 0,1$ bør gradientlengdeestimater og relativ plassering av naturtypekandidater korrigeres og de korrigerte verdiene benyttes ved beregningene i det påfølgende trinn 3.

3. Bruk de beregnede økologiske avstandene (eventuelt etter korreksjon) til å plassere hver naturtypekandidat langs den aktuelle LKM i et egnet økologisk rom med akser skalert i ØAE. For LKMg har dette rommet (i utgangspunktet) én dimensjon og naturtypekandidatene skal derfor plasseres langs en enkel vektor som uttrykker variasjon langs gradienten. For LKMf (og flerdimensjonale lokale komplekse miljøvariabler) kan relasjonene mellom naturtypekandidatene være mer komplekse, noe som må gjenspeiles i utformingen av det økologiske rommet.
4. Vurder hvorvidt gradientlengdeestimater og relativ plassering av naturtypekandidater bør justeres i lys av datasettegenskaper (fullstendighet og toleransrepresentativitet; se kapittel B2c, punkt 9) og eventuell annen relevant kunnskap.
5. Beregning av gradientlengde.
 - a. For LKMg og ved sammenlikning av de to klassene innenfor en LKMf med bare to klasser (som behandles som en LKMg med 2 trinn) skal det ved beregning av gradientlengde i utgangspunktet legges til grunn at typisk utforming og tyngdepunkt ikke faller sammen for endetrinnsnaturtypekandidatene (se over og Fig. B2–4). Som vist i Fig. B2–4, er den generelle formelen for gradientlengden x_g lik summen av alle økologiske avstander mellom nabonaturtypekandidatene (x_e) pluss $1/3$ av hvert av intervallene x_1 og x_{n-1} , dvs:

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot x_1 + \frac{1}{3} \cdot x_{n-1} = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) \quad (12)$$

Når $n = 2$ (to trinn eller to klasser) er $x_e = x_1$ og uttrykket for x_g reduseres til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) = x_e + \frac{1}{3}(x_e + x_e) = \frac{5}{3}x_e \quad (13)$$

Når $n = 3$ (tre trinn) reduseres uttrykket for x_g til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_{n-1}) = x_e + \frac{1}{3}(x_1 + x_2) = \frac{4}{3}x_e \quad (14)$$

Når $n > 3$ og den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidatene ikke avviker fra den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom andre par av naturtypekandidater, det vil si at

$$x_1 + x_{n-1} = 2 \cdot \frac{x_e}{n-1},$$

reduseres uttrykket for x_g til

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot 2 \cdot \frac{x_e}{n-1} = \frac{3nx_e - 3x_e + 2x_e}{3(n-1)} = \frac{3nx_e - x_e}{3(n-1)} = \frac{3n-1}{3(n-1)} x_e = x_e + \frac{2}{3(n-1)} x_e \quad (15)$$

Ved sammenlikning mellom naturtypekandidater som representerer tre eller flere klasser innenfor en LKMf, brukes skjønn til å vurdere hvordan gradientlengden skal beregnes. Et spesialtilfelle er LKMf vanntilførsel (VT) der det er naturlig å sammenlikne klasse VT*2 jordvannstilførsel med klasse VT*1 jordvannstilførsel for KA*1 svært kalkfattig. Dersom naturtypekandidaten for VT*1&KA*1 er representert med ei artsliste som er del av et større artslistedatasett der også lister for KA*2 etc. ingår, er det ikke grunnlag for å anta at tyngdepunkt og typisk utforming for VT*1&KA*1 er ulike fordi lista for VT*1&KA*1 ikke er ei liste for en endetrinnsnaturtypekandidat i dette datasettet. Da blir gradientlengden

$$x_g = x_e + \frac{1}{3} \cdot x_e + \frac{1}{2} \cdot x_2 = \frac{4}{3}x_e + \frac{1}{2}x_2 \quad (16)$$

der x_e er den økologiske avstanden mellom VT*2 og VT*1&KA*1, mens x_2 er den økologiske avstanden mellom VT*1&KA*1 og VT*1&KA*2.

B2h Datasettspesifikk klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler på grunnlag av analyse av generaliserte artslistedatasett

Datasettspesifikk klasse- og trinndeling gjøres etter følgende prosedyre:

1. Del kandidatklasser og kandidattrinn som omfatter (det vil si utspenner et intervall langs en LKMg eller i et økologisk rom definert for en LKMf) som er større enn 1,0 ØAE opp i datasettspesifikke basisklasser eller basistrinn (hver basisklasse og hvert basistrinn må utsenne minst 0,5 ØAE). Hvert av kandidattrinnene #2 og #3 (med bredde henholdsvis 1,05 og 1,1 ØAE) i eksemplet i Fig. B2–5 skal deles opp i basistrinn [vist som boksene (b) og (c), og (d) og (e), i figuren].
2. Foreta en datasettspesifikk klasse- eller trinninndeling av den aktuelle LKM på grunnlag av det generelle kriteriet for antall klasser eller trinn en LKM skal deles opp i, som følger av definisjonen av standardklasse og standardtrinn (se videre nedenfor). I eksemplet er det grunnlag for deling i tre trinn, (1), (2) og (3). Datasettspesifikk klasse- og trinndeling skal skje ved sammenslåing av nabopar av datasettspesifikke basisklasser og/eller basistrinn til klasser/trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardklasser/standardtrinn (må omfatte 0,75–1,5 ØAE). I Fig. B2–5 er inndelingen i standardtrinn vist som bokser omgitt av ei tjukk linje.
3. Antallet datasettspesifikke trinn v som en LKM skal deles opp i, bestemmes som følger:
 - a. For LKMg er trinnantallet v gitt av funksjonen

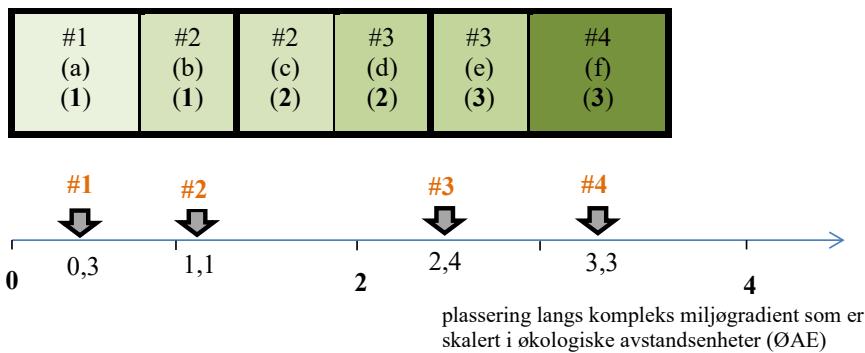


Fig. B2–5. Bruk av resultater av analyser av generaliserte artslistedata til datasettspesifikk trinndeling av en lokal kompleks miljøgradient (LKMg). Piler som peker ned mot tallinja viser de fire naturtypekandidatene estimerte plassering langs den aktuelle LKMg (naturtypekandidatene er angitt med sine plasseringer langs LKM i henhold til naturtypehypotesen som #1, #2, #3 og #4, markert med oransje numre. Grenser mellom nabo-typekandidater, trukket midt mellom deres plassering, er vist med tynne vertikale streker. Gradientendepunkter og gradientlengde er beregnet ved hjelp av metoden som er beskrevet i kapittel B2g og illustrert i Fig. B2–4.. Gradientlengdeestimatet for den aktuelle LKMg, målt i ØAE, er 3,6 ØAE. Oppdelingen av hvert av kandidattrinnene #2 og #3 (med bredde henholdsvis 1,05 og 1,1 ØAE) i to datasettspesifikke basistrinn er vist som boksene (b) og (c), og (d) og (e). Den datasettspesifikke inndelingen av denne LKM i tre trinn, (1), (2) og (3) ved sammenslåing av par av datasettspesifikke basistrinn er vist som bokser omgitt av tjukk linje.

$$v = \text{floor}(x_g)$$

(17)

der x_g er gradientlengden, uttrykt i ØA-enheter. Funksjonen floor runder et tall ned til nærmeste hele tall. Anvendt på den komplekse miljøvariabelen i eksemplet i Fig. B2–4,5, for hvilken $x_g = 3,6$, får vi $v = \text{floor}(3,6) = 3$. Merk at gradientlengden beregnes mellom miljøvariabelens ytterpunkter (se kapittel B2g). Dette kriteriet for å bestemme antall datasettspesifikke trinn gjør at avstanden mellom tyngdepunktene til naturtypekandidatene i gjennomsnitt blir > 1 ØAE og at forskjellen i artssammensetning mellom nabo-naturtypekandidater, beregnet mellom tyngdepunktene, blir betydelig. Den gjør også at ingen datasettspesifikke trinn langs en LKM som gjøres gjenstand for trinninndeling (det vil si som har en gradientlengde $> 2,0$ ØAE) utspenner mer enn 1,5 ØAE (jf. definisjonen av standardtrinn). Denne grenseverdien nærmer man seg når gradientlengden for en LKMg nærmer seg 3,0 ØAE nedenfra.

Sjøl om det er gradientlengden som bestemmer antallet trinn en LKMg skal deles inn i, gjør den funksjonelle sammenheng mellom den økologiske avstanden mellom (typiske utforminger, gitt av generaliserte artslisteler, for) endetrinnskandidater og gradientlengden som er gitt av formlene (12–15) det mulig å beregne trinnantallet v direkte ut fra den økologiske avstanden mellom artslistene for endetrinnskandidatene og/eller nabonaturtypekandidater. Når antallet naturtypekandidater, n , er $n = 2$ eller 3 innebærer kravene om gradientlengder på 2 og 3 for inndeling i $v = 2$ respektivt $v = 3$ datasettspesifikke standardtrinn følgende [jf. funksjoner (13) og (14)]:

$$(v = 2, x_g > 2,0, n = 2): x_g = \frac{5}{3}x_e \Rightarrow \frac{5}{3}x_e > 2,0 \Leftrightarrow x_e > 1,2 \quad (18)$$

$$(v = 3, x_g > 3,0, n = 2): x_g = \frac{5}{3}x_e \Rightarrow \frac{5}{3}x_e > 3,0 \Leftrightarrow x_e > 1,8 \quad (19)$$

$$(v = 2, x_g > 2,0, n = 3): x_g = \frac{4}{3}x_e \Rightarrow \frac{4}{3}x_e > 2,0 \Leftrightarrow x_e > 1,5 \quad (20)$$

$$(v = 3, x_g > 3,0, n = 3): x_g = \frac{4}{3}x_e \Rightarrow \frac{4}{3}x_e > 3,0 \Leftrightarrow x_e > 2,25 \quad (21)$$

For LKMg som er representert med flere enn 3 kandidattrinn, er det en enkel funksjonell sammenheng mellom den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater x_e , antallet kandidattrinn n og antallet når den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnskandidatene og deres nabotrinn er lik den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom alle nabotrinn langs gradienten. Da er sammenhengen mellom x_e og x_g gitt av (15) og kravet til x_e for å gi opphav til v trinn er at

$$\frac{3n-1}{3(n-1)} x_e > v \Rightarrow x_e > \frac{3(n-1)}{3n-1} x_e \quad (22)$$

Minsteverdier for økologisk avstand mellom endetrinnskandidater som utløser inndeling i et gitt antall datasettspesifikke trinn, er gitt i Tabell B2–2. Fordi usikkerheten i gradientlengdeestimatene øker med økende utstrekning av hver naturtypekandidat, bør slutninger om trinndeling av en LKMg ikke trekkes når $v \geq 2n$, det vil si at antallet kandidattrinn i naturtypehypotesen artslistedatasettet representerer, er halvparten av det indikerte antallet datasettspesifikke trinn eller mindre. I slike tilfeller bør, ideelt sett, en mer realistisk naturtypehypotese testes.

- b. En LKMf skal deles opp i det antallet klasser som definisjonen av datasettspesifikk klasse tillater.

I kapittel B2e ble betydningen av et felles begrepsapparat for variasjon langs LKM sterkt framhevet. Et felles, standardisert begrepsapparat for intervaller langs LKM er bare mulig dersom man åpner for en pragmatisk tilnærming til hvordan grenser mellom de enkelte basisklassene/basistrinnene (og dermed standardklassene/standardtrinnene) blir trukket. Fig. B2–5 illustrerer prinsippet som blir benyttet i NiN versjon 2 for å få dette til. Utgangspunktet for testing av naturtypeinndelingshypoteser ved analyse av generaliserte bør være det mest mulig fullstendige og konsistente framlegget til klasse- og trinninndeling av alle LKM som antas å være viktige i minst en natursystem-hovedtype, med tilhørende begrepsapparat (klasse- og trinnbetegnelser). Ved utarbeidelsen av NiN versjon 2.0 er Framlegg 3 til klasse- og trinninndeling av LKM og typeinndeling, gjengitt i NiNnot124 (enkeltklasser og -trinn er betegnet *1, *2, *3 etc.), benyttet som utgangspunkt. Den testete naturtypeinndelings-hypotesen skal justeres slik at den stemmer overens med analyseresultatene, ved at klassene/trinnene som omfatter mer variasjon i artssammensetning i minst én hovedtypespesifikk inndeling enn definisjonen av basisklasse/basistrinn tillater deles videre opp, mens klasser/trinn som ikke i noen hovedtypespesifikk inndeling omfatter så mye variasjon som definisjonen foreskriver, slås sammen. Situasjoner med en gradientlengde som er like over eller helt lik et heltallig antall ØAE, som ellers ville kreve oppdeling i standardtrinn veldig nær 1 ØAE og fordre redefinering av innarbeidete begreper, er unngått ved å akseptere standardtrinn med utstrekning ned til 0,75 ØAE (jf. definisjonen av standardtrinn). Følgende utfyllende kriterier skal gjelde ved datasettspesifikk klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler (jf. Fig. B2–5):

4. For å deles opp i to eller flere datasettspesifikke trinn, må en lokal kompleks miljøvariabel ha en gradientlengde som overskridet 2 ØAE. Da og bare da er det mulig å foreta en trinndeling som resulterer i en økologisk avstand mellom tyngdepunkt for hvert trinn som er minst 1 ØAE.

TABELL B2–2. Minsteverdier for økologisk avstand mellom endetrinnskandidater (x_e) langs en LKMg delt i n kandidattrinn som utløser inndeling i v datasettspesifikke trinn (se teksten i kapittel B2h for forklaring). Verdier for x_e for celler på grå bunn forutsetter at den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnskandidatene og deres nabotrinn er lik den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom alle nabotrinn langs gradienten.

* angir at datasettet ikke gir grunnlag for pålitelig beregning av x_e .

		Antall kandidattrinn n som LKMg er delt inn i						
		2	3	4	5	6	7	8
Antall datasett-spesifikke trinn v	2	1,20	1,50	1,64	1,71	*	*	*
	3	1,80	2,25	2,45	2,57	2,65	*	*
	4	*	3,00	3,27	3,43	3,53	3,60	*
	5	*	3,75	4,09	4,29	4,41	4,50	4,57
	6	*	*	4,91	5,14	5,29	5,40	5,48
	7	*	*	5,73	6,00	6,18	6,30	6,39
	8	*	*	*	*	6,86	7,06	7,20
	9	*	*	*	*	*	*	*

5. En kategori skal bare skiller ut som egen klasse innenfor en kompleks miljøfaktor dersom dens tyngdepunkt har en artssammensetning som er betydelig forskjellig fra tyngdepunktene for alle andre klasser innenfor den komplekse miljøfaktoren. Kategorier som ikke tilfredsstiller denne betingelsen skal slås sammen med kategorien som har den mest like artssammensetningen. Dette er i overensstemmelse med nedregrensa for utstrekning av en standardklasse på 1 ØAE.
6. Et fullstendig, kontinuerlig artsuttynningsintervall langs en lokal kompleks miljøgradient, det vil si et intervall langs en LKM der det finner sted en gradvis uttynning av artsinventaret, fra optimum for den arten som har størst toleranse overfor den aktuelle komplekse miljøvariabelen til ingen arter lenger kan opprettholde permanente populasjoner, anses å omfatte ca. 2,4 ØAE. I løpet av disse ca. 2,4 ØAE langs miljøvariabelen kommer ingen nye arter til, og artssammensetningen endrer seg ved gradvis bortfall av arter etter hvert som artene når sin toleransegrense overfor den aktuelle stress- eller forstyrrelsесfaktoren. Naturtyper i artsuttynningsintervallet vil kjennetegnes av negative kriterier (bortfall av arter). Ved standardisert trinndeling av en kompleks miljøvariabel som på denne måten ender i fullstendig artsuttynning (typisk på grunn av disruptivt miljøstress eller disruptiv forstyrrelse) skal følgende pragmatiske løsning benyttes dersom det ikke foreligger sterke argumenter for noe annet: ett trinn skal opprettes for natur uten permanente populasjoner; optimum for den mest tolerante arten skal plasseres sentralt i trinn 3 fra enden av artsuttynningsintervallet, og trinn 2 fra enden av artsuttynningsintervallet skal avgrenses mot trinn 3 fra enden der artssammensetningen viser svært sterkt uttynning (typisk, hvor det ikke lenger finnes en artssammensetning som er predikterbar og/eller stabil over tid). Dette harmoniserer med tradisjonell oppdeling av snøleier i grussnøleier uten stabil vegetasjon (endetrinn), ekstreme snøleier uten karplanter (mosesnøleier; trinn 2 fra enden) og seine snøleier (trinn 3 fra enden) der moseartene som dominerer i ekstreme snøleier antas å ha sitt optimum.
7. Ved diskontinuerlig artsuttynning, det vi si artsuttynning som skjer brått som følge av destabiliseringe forstyrrelse (vindpåvirkning, isskuring) eller når en grenseverdi eller et grenseområde for påvirkningsintensitet overskrides slik at resultatet blir natur uten permanent artsinventar (f.eks. eroderte områder i sanddynemark), skal ett og bare ett endetrinn for artsuttyningssituasjonen skilles ut langs den aktuelle LKM. Variasjonen langs det området langs den aktuelle LKM der variabelen har en mindre drastisk effekt på artssammensetningen, skal trinndeles i henhold til grunnreglene.
8. Fåartssamfunn skal behandles som variasjon i artsuttynningsintervaller. Der samfunn dominert av enkeltarter eller få-artgrupper avløser hverandre langs en LKM skal hvert av disse oppfattes som om de utgjorde en klasse innenfor en lokal kompleks miljøfaktor.
9. Langvarige suksesjoner (LA), som i tidlige faser preges av svært stor grad av tilfeldighet i artssammensetningen (det vil si at det i liten grad er forutsigbart på hvilket stadium i suksesjonen hver art kommer inn), omfatter en mindre økologisk avstand fra det nakne starttrinnet til etablert vegetasjon strukturert av miljøvariabler, enn beregnet for typiske artsuttynningsintervaller. Dette skyldes at artene i slike tilfeller ikke har artsspesifikke, distinkte responser på den komplekse miljøgradienten. slik at forskjellen i artssammensetning mellom fasene i suksesjonen først og fremst er forskjeller i total arts mengde, ikke systematiske forskjeller i mengde av hver enkelt art. I slike tilfeller skal ett og bare ett samletrinn for naken mark og pionér fase, og ett samletrinn for koloniserings- og etableringsfasen, skilles ut. Ytterligere sammenslåing av trinn kan være aktuelt i spesielle situasjoner som f.eks. på nakent berg der tidlige suksesjonsfaser preges av svært stor grad av stokastisitet (se kapittel B3j).

Disse kriteriene tar utgangspunkt i definisjonene av standardtrinn og standardklasse, men det er grunn til å anta at den øvre grensa på 1,5 ØAE mellom tyngdepunkt av naturtypekandidater (jf. definisjonene av standardklasse og standardtrinn) kan overskrides i enkelte, spesielle tilfeller (få-artssamfunn, artsuttyningssituasjoner, situasjoner med stor tilfeldig variasjon i artssammensetning). Dette vurderes likevel som en akseptabel pragmatisk løsning for å sikre hensiktmessig håndtering av situasjoner der artssammensetningsulikhet er et mindre relevant mål på økologisk avstand.

For at to natursystemer skal ha vesentlig forskjellig artssammensetning, må tyngdepunktene for sammenliknbare klasser eller trinn innenfor hvert av de to systemene skiller av minst 2 ØAE langs (minst) en lokal kompleks hovedmiljøgradient eller hovedmiljøfaktor. En forskjell mellom tyngdepunkter på 2 ØAE langs en kompleks miljøvariabel innebærer at de to systemene er skilt av minst ett mellomliggende standardtrinn.

B2i Generalisering fra datasettspesifikk klasse- og trinninndeling til hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av komplekse miljøvariabler

Datasettspesifikk klasse- og trinninndeling er steg 1 på vegen mot en standardisert, hovedtypetilpasset klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler (se kapittel B2e for overblikk). Steg 2 på denne vegen er hovedtypevis generalisering av resultatene av gjentatte tester av et framlegg til naturtypeinndeling (den karakteristiske klasse- eller trinnkombinasjon av antatt viktige lokale komplekse miljøvariabler). Hver slik test antas gjennomført ved analyse av et generalisert artslistedatasett, etter prinsipper beskrevet i kapittel B2h (se også Vedlegg 5). Generaliserte artslistedatasett fra samme hovedtype vil skille seg med hensyn til tre egenskaper:

1. Hvilke organismegrupper som blir adressert
2. Hvilket geografisk område som blir inkludert
3. Hvilken eller hvilke LKM som blir adressert, det vil si hvilken eller hvilke naturtypehypoteser som blir testet

Ved generalisering fra datasettspesifikke til hovedtypespesifikke klasse- og trinninndelinger (steg 2) addresseres i utgangspunktet hver LKM for seg. Dersom flere organismegrupper skal tas i betraktning ved typeinndeling av en hovedtype (vekter for organismegrupper ved typeinndeling på natursystem-nivået er gitt i Tabell B1–2), vurderes først for artslister for ulike artsgrupper innen hvert geografisk område hvorvidt de datasettspesifikke klasse- og trinninndelingene er sammenfallende. Er de ikke det, beregnes nye avstander mellom naturtypekandidatene (kandidatklassene og kandidattrinnene) langs hver LKM ved vekting av artsgruppene og en samlet gradientlengdeberegning og klasse- og trinnodeling utføres som beskrevet i kapittel B2g og B2h. Dersom data for noen artsgrupper mangler og tilgjengelig kunnskap tilslirer at de beregnede økologiske avstandene bør justeres, gjøres en slik justering (se kapittel B2g, punkt 4). Dersom det foreligger data fra ulike geografiske områder, vurderes hvorvidt klasse- og trinninndelingene for hvert område er sammenfallende. Dersom de ikke er det, skal resultaten fra det området der variasjonen i artssammensetning (gradientlengden) langs hver aktuelle LKM er størst legges til grunn for den hovedtypespesifikke inndelingen.

Steg 3, generalisering av hovedtypespesifikke inndelinger til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn som skal ha gyldighet over hele spekteret av naturvariasjon der den aktuelle lokale komplekse miljøvariablene er aktuell for bruk til inndeling i naturtyper, tar utgangspunkt i en sammenlikning av hovedtypespesifikke inndelinger for hver LKM. Slik sammenlikning er mulig i praksis fordi hver enkelt datasettspesifikk (og dermed også hovedtypespesifikk) naturinndelingshypotese tar utgangspunkt i samme framlegg til klasse- og trinndeling av LKM (for NiN versjon 2 er dette Framlegg 3 til klasse- og trinndeling av LKM og inndeling i hoved- og grunntyper, se NiNnot124e3, som i sin tur tar utgangspunkt i Framlegg 1, se NiNnot120e4). Basisklasse- og basistrinninndelingen i steg 3 bygger på et grunnleggende prinsipp som springer direkte ut av definisjonene av basisklasse og basistrinn, at et basistrinn skal omfatte det ‘minste intervallet, med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient (0,5–1,5 ØAE for basisklasser innenfor en kompleks miljøfaktor), målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst ...’.

Basisklasse- og basistrinninndelingen skal fylle to hovedformål:

1. å være minsteenheter for inndeling av komplekse miljøvariabler, som er hensiktsmessige for å settes sammen til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger og danne grunnlag for grunntypeinndeling av hovedtypene; og
2. å være grunnlag for et begrepsapparat som skal brukes til å beskrive variasjonen langs komplekse miljøvariabler på tvers av hovedtyper og hovedtypegrupper.

Hovedformålet som uttrykkes i punkt 2 følger egentlig direkte av hva typeinndelingen på natursystemnivået i NiN versjon 2 skal være – en modell for variasjon i artssammensetning som funksjon av variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler – og som bare kan oppnås dersom basisklassene og basistrinnene blir definert på grunnlag av allmenne observerbare egenskaper ved hver enkelt lokale komplekse miljøvariabel og ikke ved bruk av artssammensetningen (som er en hovedtypespesifikk egenskap).

Inndelingen av komplekse miljøvariabler i basisklasser og basistrinn skal ifølge punkt 1 gjøres på en slik måte at disse minsteenhetene kan settes sammen til hovedtypetilpassete klasse- og trinninndelinger i steg 4 i alle hovedtyper der hver miljøvariabel er aktuell for grunntypeinndeling (som hLKM eller tLKM) eller for beskrivelse av variasjon (som uLKM). Inndelingen skal, ifølge punkt 2, også være grunnlag for et begrepsapparat som skal brukes til å beskrive variasjonen langs komplekse miljøvariabler på tvers av hovedtyper og hovedtypegrupper. Med **allment observerbar egenskap** menes ‘enkeltmiljøvariabel som inngår i en kompleks miljøvariabel og som kan måles/observeres på samme eller tilsvarende måte i ulike natursystemer’. I praksis er allment observerbare egenskaper fysisk/kjemiske egenskaper som f.eks. pH i jord, saltholdigheten i det vannet jorda er i kontakt med og konsentrasjonen av oppløst organisk materiale (TOC) i vann. Disse tre fysisk/kjemiske egenskapene allment observerbare egenskaper ved henholdsvis LKMg kalkinnhold (KA), marin salinitet (SA) og humusinnhold (HU). I steg 4 brukes så kunnskapen om hvordan artssammensetningen endrer seg langs hver komplekse miljøvariabel i hver enkelt hovedtype til å kombinere basisklasser og basistrinn til hovedtypetilpassete (standard) klasser og trinn. Den hovedtypetilpassete standardinndelingen gjør det mulig å karakterisere klasser og trinn langs komplekse miljøvariabler ved bruk av diagnostiske arter (skillearter, mengdearter etc.; se kapittel B2j for definisjon av begreper som brukes for ulike kategorier av diagnostiske arter i NiN versjon 2.0) som i sin tur, sammen med eller istedenfor de kjemisk/fysisk observerbare egenskapene (som ofte er umulig å tallfeste i felt), kan brukes som praktiske kriterier ved identifisering av naturtyper, f.eks. ved naturkartlegging etter NiN.

Bruken av allment observerbare egenskaper til å karakterisere basisklasser og basistrinn er i prinsippet greit, men i praksis ofte langt mindre greit. For en del komplekse miljøvariabler lar variasjonen seg ikke karakterisere ved hjelp av allmenne egenskaper. Årsaker til dette kan være:

1. At intensiteten av den påvirkningen miljøvariablene representerer ikke lar seg beskrive ved hjelp av de samme, allment observerbare egenskapene i ulike natursystemer. Dette kan skyldes iboende egenskaper ved variablene, som at mekanismene for dens virkemåte er ulik i ulike systemer. Ett eksempel på dette er vindutsatthet (VI); betingelsene for at vinden skal føre til deflasjon i sanddynemark er helt andre enn betingelsene for at vinden skal føre til deflasjon i en rabbe på fjellet (fordi kreften som skal til for å erodere sand er mye mindre enn kreften som skal til for å erodere grovere substrater). Dessuten er det grunn til å anta at de kritiske fasene i vindens effekt på artssammensetningen er perioder eller episoder der påvirkningen er ekstrem (ekstremverdiregulering). Ekstrembegivenheter er oftest svært vanskelig både å observere (forutsetter tilstedeværelse på rett sted til rett tid) og kvantifisere.
2. Mangel på kunnskap om sammenhenger mellom allment observerbare egenskaper ved miljøvariablene og variasjon i artssammensetning i ulike natursystemer. Dette er tilfeller der det (kanskje), i prinsippet, er mulig å karakterisere klasser og trinn ved bruk av fysisk/kjemiske eller andre obser-

verbare egenskaper, men der kunnskapen som er nødvendig for å gjøre dette mangler. Eksempler er erosjonsutsatthet (ER), sedimentasjonsstørrelse (SE) og rasutsatthet (RU). Rasutsatthet (RU) beskriver utfordringene knyttet til karakterisering av trinn langs komplekse miljøvariabler. Parallellell til rasutsatthet (RU) i NiN versjon 1, 'Ras- og skredhypothet: snørashypothet (RS-A)' ble forsøksvis delt inn i fem trinn, A1 'ikke snørasutsatt', A2 'sjeldent og uforutsigbar [forekomst av snøras]', A3 'lav og forutsigbar [forekomst av snøras]', A4 'høy og forutsigbar [forekomst av snøras]' og A5 'årvis [forekomst av snøras]'. Ved inndeling av hovedtypen 'åpen ur og snørasmark (T17)' ble det gjort antakelser om sammenhenger mellom snørasfrekvens og -forutsigbarhet (jf. trinndefinisjonene) og artssammensetning (jf. beskrivelsene av vegetasjon typisk for de ulike trinnene) som i ettertid har vist seg ikke å holde stikk; steder med årvisse småras kan godt være tresatt. Effekten av gjentatte snøras på artssammensetningen er ikke bare en funksjon av rasfrekvensen, men av den totale intensiteten av snørasenes forstyrrelseseffekt (se kapittel B3b for definisjon og drøfting av begrepet forstyrrelseshensetning). Kunnskapen om sammenhenger mellom egenskaper ved snøras og artssammensetningen var altså for dårlig til at karakterisering ved hjelp av fysiske egenskaper (snørashypothet) lot seg gjøre. Det er mulig at rasutsatthet ikke lar seg karakterisere på tvers av natursystemer ved hjelp av allment observerbare egenskaper og derfor faller inn under punkt 1 over, men det er også mulig at mer kunnskap vil gjøre oss i stand til å komme fram til en slik allmenn karakterisering.

3. At 'miljøvariablene' faktisk ikke representerer variasjon i fysisk/kjemisk observerbare egenskaper men, som f.eks. langsom primær suksesjon (LA), gir uttrykk for variasjon over tid som finner sted på svært ulike (og ofte vanskelig bestembare) tidsskalaer i ulike systemer.

I disse tilfellene, hvor det (i hvert fall ikke på det nåværende tidspunkt) er praktisk mulig å bruke allmenne egenskaper til å karakterisere basisklasser og basistrinn, er bruken av egenskaper ved artssammensetningen siste utveg. De aller fleste slike tilfeller er knyttet til komplekse miljøgradienter som uttrykker en miljøstress- eller forstyrrelsespåvirkning som ved høy intensitet ender i artsutstyrning med disrupsjon som øvre endetrinn. Med **disrupsjon** menes 'situasjon der en påvirkning har så høy intensitet (kombinasjon av sterkt forstyrrelsesgrad og høy forstyrrelsesfrekvens) at etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer forhindres' (se kapittel B3c). Basistrinn langs komplekse miljøvariabler som ender i artsutstyrningssituasjoner (se kapittel B2d punkt 5) er behandlet på samme prinsipielle måte for alle komplekse miljøgradienter:

1. Ideelle artsutstyrningsintervaller som ender i disrupsjon deles i fire basistrinn; **nedre endetrinn for et artsutstyrningsintervall**, det vil si 'basistrinn med tyngdepunkt ved starten av et artsutstyrningsintervall, det vil si punktet langs en kompleks miljøgradient der arten som er mest tolerant overfor den aktuelle påvirkningen har sitt optimum og utenfor hvilket ingen nye flerårige arter som opprettholder stabile populasjoner opptrer, samtidig som arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense', ett disruptivt endetrinn som omfatter den disruptive miljøstress- eller forstyrrelsessituasjonen, og to mellomliggende trinn ('svakt preg' og 'klart preg'; grensa mellom disse trekkes der artsrikdommen er om lag 1/3 av artsrikdommen i nedre endetrinn, jf. kapittel B2d punkt 5).
2. Dersom det er grunn til å anta at **nulltrinnet**, det vil si 'referansesituasjonen for beskrivelse av variasjon langs en kompleks miljøgradient som uttrykker en påvirkning som varierer i intensitet; omfatter intervallet av intensiteter der påvirkningen ikke har observerbar effekt på artssammensetningen i noe natursystem', ikke representerer endepunktet for artsutstyrningsintervallet, men at det finnes arter med optimum et sted mellom nulltrinnet og nedre endetrinn for artsutstyrningsintervallet og tilstrekkelig stor artsutskifting mellom disse to referansetrinnene, skal et antall basistrinn legges inn mellom nulltrinnet og nedre endetrinn. Rettensoren for å bestemme antall slike mellomtrinn er at det i den hovedtypen der variasjonen i artssammensetning langs den aktuelle LKM er størst, skal være et antall mellomtrinn lik

$$v_b = \text{floor}(1,33 \cdot x_e - 1),$$

der x_e er den økologiske avstanden mellom tyngdepunktene for henholdsvis nulltrinnet og nedre endetrinn for artsuttynningsintervallet. Funksjonen floor runder et tall ned til nærmeste hele tall. Konstanten 1,33 gjør at det første mellomtrinnet settes inn når $x_e > 1,5 \text{ ØAE}$, at hvert basistrinn får en utstrekning på minst 0,75 ØAE langs gradienten, og at nye mellomtrinn settes inn hver gang x_e øker med 0,75 ØAE.

3. Samme resonnement som i punkt 2 benyttes til å beregne antall trinn langs suksesjonsgradienter.

Prinsippene i punkt 1–3 gjør endepunktet for et artsuttynningsintervall til et felles referansepunkt ved trinndeling av komplekse miljøgradienter som ikke lar seg dele inn i basistrinn ved bruk av allmenne egenskaper. De sikrer også at det er en slags allmenne egenskaper ved artssammensetningen som benyttes ved trinndelingen. På sikt er det et mål for arbeidet med NiN at så få komplekse miljøvariabler som mulig skal deles inn i basisklasser og basistrinn på grunnlag av egenskaper ved artssammensetningen.

Standardiserte betegnelser benyttes for basisklassene innenfor LKMf og basistrinnene innenfor LKMg. For alle komplekse miljøvariabler som representerer en påvirkning som varierer i intensitet (alle miljøvariabler, en del miljøfaktorer), er et nulltrinn (ingen påvirkning) definert. Dette nulltrinnet kan samtidig være et **normaltrinn**, det vil si 'trinn langs gradient som omfatter minst 3/4 av arealet der gradienten er relevant for naturbeskrivelse', i motsetning til **spesialtrinn**, 'øvrige trinn langs en gradient der ett trinn er et normaltrinn'. Begrepene **normalklasse** og **spesialklasse** defineres tilsvarende. For LKMg uten en 'naturlig nullpunkt' brukes betegnelsen nedre endetrinn. I den motsatte enden av en kompleks miljøgradient befinner det seg et øvre endetrinn, som i noen tilfeller representerer et absolutt, naturlig endepunkt for variasjon langs miljøgradienten. Det typiske eksemplet er en disruptjonssituasjon, det vil si en situasjon der miljøstress og/eller forstyrrelse forekommer med høy nok intensitet til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttete organismer. Utenfor et slikt endetrinn er det ikke økologisk relevant å definere ytterligere trinn. I andre tilfeller representerer øvre endetrinn en situasjon som ikke er ekstrem i den forstand at den har stor, negativ effekt på artstettheten, men hvor påvirkningen på artssammensetningen skifter fra en mekanisme til en annen grunnleggende forskjellig mekanisme. For at variasjonen i slike situasjoner skal bli beskrevet på en fyllestgjørende måte, må det gjøres et skifte til en annen kompleks miljøvariabel. Et eksempel på dette er saltanriking av mark i fjærebeltet (SF) som overtar for marin salinitet (SA) når variasjonen fra normalsalt mark til salpanner i fjærebeltet skal beskrives. Normalsalt mark fungerer da som overgangstrinn mellom de to komplekse miljøvariablene; som endetrinn for SA og nulltrinn for SF.

Basistrinn og basisklasser er som representerer nulltrinn er betegnet 0, naturlige endetrinn er betegnet α , endetrinn av overgangstypen er betegnet +, mens alle mellomtrinn og ikke-naturlige endetrinn er betegnet fortløpende a, b, c etc. Hver LKM har en tobokstav-kode og basisklasser/trinn blir angitt f.eks. VT•a og KA•c.

Steg 4, hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av LKM, foretas ved å aggregere basisklasser og basistrinn til enheter som gjenspeiler variasjonen i artssammensetningen innenfor hovedtypen slik den framgår av den hovedtypespesifikke klasse- og trinninndelingen (steg 2), og som også er i samsvar med definisjonene av standardklasser og standardtrinn. I praksis gjøres dette ved å 'oversette' begrepene for basisklasser og basistrinn til (standard) hovedtypetilpassete klasser og trinn som blir betegnet henholdsvis A, B, C etc. og 1, 2, 3 etc. Hovedtypetilpassete klasser/trinn blir angitt f.eks. VT•A og KA•2.

Trinn og klasser i naturtypeinndelingshypoteser (f.eks. i NiN[2] artikkel 2) angis som hovedtypetilpassete klasser og trinn, med tegnet # foran, mens datasettspesifikke og hovedtypespesifikke trinn og klasser angis med vanlige parenteser og klammeparenteser, henholdsvis f.eks. VT(A) og KA(2), og VT[A] og KA[2].

Enkelte lokale komplekse miljøvariabler, som f.eks. hevdintensitet (HI), beskriver en stor variasjonsbredde på tvers av hovedtyper. F.eks. blir HI delt i 10 basistrinn. HI deles dessuten i hovedtypetilpassete trinn på samme vis som andre LKM. For HI finnes en godt innarbeidet ‘populærtrinninndeling’ av HI i 8 trinn, der to av trinnene omfatter to basistrinn. Med begrepet **bakgrunnstrinninndeling** menes en ‘trinninndeling av komplekse miljøvariabler som forenkler basistrinninndelingen og som ikke tilfredsstiller definisjonene av datasettspesifikke, hovedtypespesifikke eller hovedtypetilpassete trinninndelinger’. Slike trinninndelinger blir forsøkt unngått, men er likevel benyttet for hevdintensitet (HI) og i enkelte andre tilfeller der det er hensiktsmessig. Trinnene i bakgrunnstrinninndelinger blir betegnet med romertall, I – VIII.

Generaliserte artslistedata, som er grunnlaget for å gjennomføre en data- og analysebasert prosedyre fram til identifisering av allmenngyldige basisklasser og basistrinn langs viktige LKM (steg 3) og, i neste omgang, hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling av disse LKM, vil i lang tid bare finnes for et begrenset utvalg kombinasjoner av naturtypekandidater, lokale komplekse miljøvariabler, artsgrupper og geografiske områder. Når relevante data mangler, kan ikke stegene 1 og 2 gjennomføres som foreskrevet ved analyse av data og evaluering av forhåndsspesifiserte kriterier. I stedet gjennomføres steg 3 som en ekspertvurdering av hvilke natursystem-hovedtyper og hvilke geografiske områder man finner størst variasjon langs hvert intervall (innen hver kandidatklasse eller -trinn) langs hver LKM. Den tentative basisklasse- og basistrinninndeling som blir resultatet av en slik ekspertvurdering nytes ved hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling i steg 4, som også om nødvendig gjennomføres som en ekspertvurdering.

B2j Begrepsapparat for diagnostiske arter

Følgende definisjoner benyttes i NiN versjon 2.0 (i artikler, kartleggingsveileder og dokumentasjon av typer og kartleggingsenheter) for å beskrive arters tilknytning til naturtyper:

- **diagnostisk art** = ‘samlebegrep som omfatter mengdeart, vanlig art, tyngdepunktart og skilleart’
- **mengdeart** = ‘art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/8 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: Begrepet ‘mengdeart’ er innarbeidet i all dokumentasjon for NiN versjon 2 (artikler, teori og praksis knyttet til generaliserte artslistedata). I forbindelse med generaliserte artslistedata presiseres ‘utvalget av enkeltobservasjonsenheter’ til å være et representativt utvalg 100 m²-ruter i det aktuelle området artslistedatasattet skal dekke (se kapittel B2c, punktene 6 og 7). Når mengdeartsbegrepet benyttes i beskrivelser av typer, kartleggingsenheter etc. (i vedlegg til kartleggingsveilederen), som skal være gyldig for den aktuelle typen i hele NiN-området (dersom ikke noe annet er sagt vil dette si hele Norge) eller andre geografiske områder, anvendes samme presisering som ved bruk i generaliserte artslisteler, men tilpasset det aktuelle geografiske området. Arter som bare finnes innenfor en begrenset del av dette området, anses som en mengdeart når den tilfredsstiller 1/8-kriteriet innenfor et representativt utvalg observasjonsenheter innenfor artens utbredelsesområde.

Som en underkategori av mengdeart, defineres:

- **dominerende mengdeart** = ‘art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/4 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: En dominerende mengdeart er altså også en mengdeart. Begrepet er nyttig når arter som i særlig grad karakteriserer typer, f.eks. fysiognomisk, skal angis (f.eks. gran som dominerende treslag i blåbærskog).

For å angis som dominerende mengdeart i NiN-dokumentasjonen, må arter ha en forekomstfrekvens på 4/5 i det totale området der naturtypen forekommer (eller det området som adresseres).

- **vanlig art** = ‘art med frekvens større enn 1/8 i et utvalg enkeltobservasjonsenheter’

Kommentar: Begrepet ‘vanlig art’ er valgt fordi det er det enkleste og mest intuitive begrepet som kan tenkes for ‘frekvent art’. For at en art skal være ‘vanlig’, må den tilfredsstille dette kravet om frekvens > 1/8 i hele naturtypens utbredelsesområde, ikke bare innenfor artens utbredelsesområde. Frekvenskravet svarer til mengdeverdi 3 eller høyere på NiN-mengdeskalaen (Tabell B2-1).

Som en underkategori av mengdeart, defineres:

- **konstant art** – ‘art med frekvens større enn 4/5 i et utvalg’ enkeltobservasjonsenheter

Kommentar: Dette er en klassisk definisjon som er brukt i vegetasjonsøkologi (se kapittel B2d, punkt 6), og som er benyttet til å definere topptrinnet på 6-trinnsskalaen for standardisert arts- mengde (se Tabell B2-1).

- **tyngdepunktart** – ‘art med høyere frekvens og dekning i en aktuell naturtype (hovedtype eller grunntype) enn i et sammenliknbart utvalg typer (f.eks. andre hovedtyper som tilhører samme hovedtypegruppe eller andre grunntyper som tilhører samme hovedtype)’

Kommentar: Begrepet ‘tyngdepunktart’ er gjenbrukt fra Fremstad (1997), men med en annen betydning enn hos Fremstad. Det er gjort fordi begrepet gir en presis karakteristikk av denne artens relasjon til en type – punktet i det økologiske rommet der arten har sitt tyngdepunkt. Begrepet ‘tyngdepunktart’ er foretrukket framfor det alternative begrepet ‘optimalart’. Merk at en tyngdepunktart normalt forekommer i andre naturtyper eller grupper av naturtyper enn der den har sitt tyngdepunkt. Det er mulig å ordne arter langs en gradient fra indifferente arter via tyngdepunktarter med økende grad av tilknytning til en naturtype eller gruppe av naturtyper, til en kjennetegnende art. Begrepet ‘trofasthet’ kan om nødvendig benyttes for å beskrive arters grad av tilknytning til en naturtype, som en oversettelse av det engelske begrepet *fidelity* (jf. Westhoff & van der Maarel 1978).

Som underkategorier av tyngdepunktart, defineres:

- **kjennetegnende tyngdepunktart** – ‘tyngdepunktart som utelukkende eller nesten utelukkende forekommer i en naturtype eller gruppe av naturtyper på et eller annet generaliseringsnivå (hovedtypegruppe, hovedtype eller grunntype)’

Kommentar: Begrepet ‘karakterart’, som er et sentralt begrep i klassisk plantesosiologi etter mellomeuropeisk tradisjon (Braun-Blanquet-skolen), blir ikke benyttet i NiN fordi det har en sterkt innarbeidet, spesifikk betydning (se f.eks. Westhoff & van der Maarel 1978, R. Økland 1990).

- **gradient-tyngdepunktart** – ‘art med høyere frekvens og dekning på et gitt trinn langs en lokal kompleks miljøgradient (LKMg) enn på ethvert annet trinn langs den samme LKMg (gitt at variasjonen langs alle andre lokale komplekse miljøvariabler holdes konstant)’

- **skilleart** = ‘art med høyere frekvens og/eller dekning i én av to eller flere naturtyper som sammenliknes’

Kommentar: Skillearter karakteriseres ved å kombinere to kriterier; (1) forekomst eller ikke-forkomst eller relativ mengde av arten har diagnostisk betydning, og (2) graden av forskjell i mengde av arten mellom naturtyper som blir sammenliknet.

Basert på første kriterium skiller mellom:

- **absolutt skilleart** = ‘art som normalt bare forekommer i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes’

- **relativ skilleart** = ‘art med høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes (men som forekommer i begge/alle); forskjellen utgjør minst ett trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av artsmengder i NiN’ (se Tabell B2-1)

Basert på andre kriterium skiller mellom:

- **svak skilleart** = 'art med litt høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes; forskjellen utgjør ett trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av artsmengder i NiN' (se Tabell B2–1)
- **sterk skilleart** = 'art med betydelig høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes; forskjellen utgjør to trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av artsmengder i NiN' (se Tabell B2–1)
- **svært sterke skilleart** = 'art med så mye høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes at forskjellen utgjør tre eller flere trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av artsmengder i NiN' (se Tabell B2–1)

Kommentar: Begrepene for de to kriteriene kombineres fritt til f.eks. svak absolutt skilleart og svært sterkt relativ skilleart.

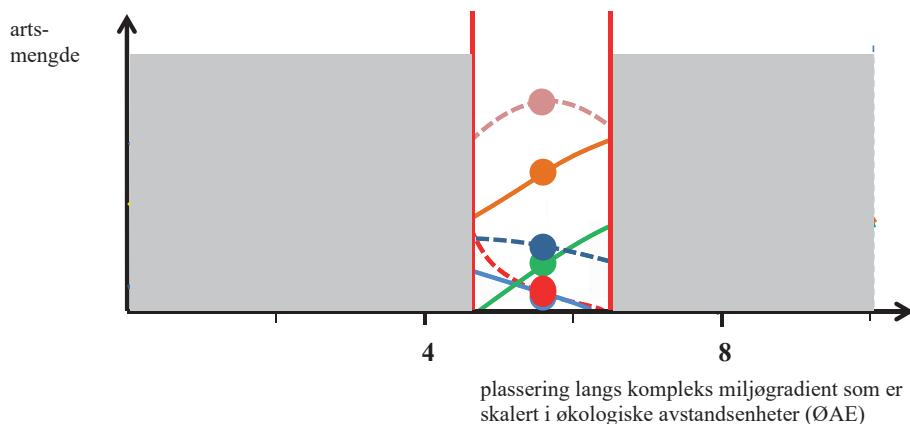
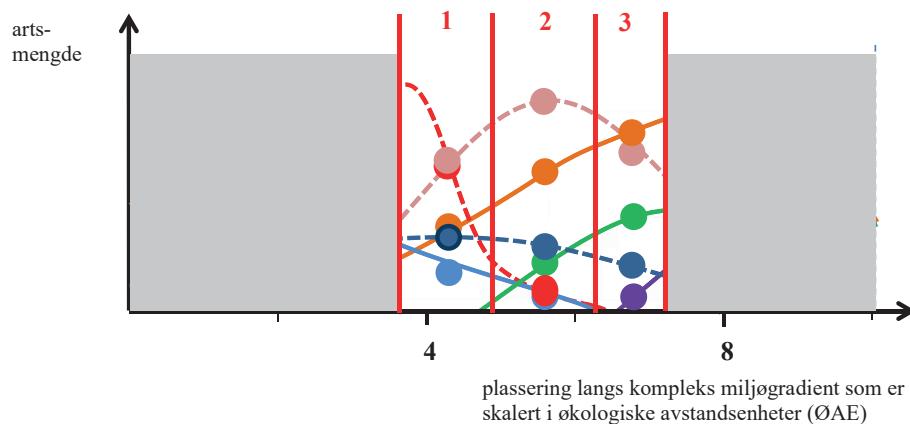


Fig. B2–6. Prinsipp for standardisert trinndeling av lokale kompleks miljøgrader uten behov for hovedtypespesifikk tilpasning. (A, øverst) Lokal kompleks miljøgradient med et omfang av variasjon i artssammensetning, f.eks. innen en hovedtype, på 3,4 ØAE og som derfor skal deles i tre standardtrinn 1–3. Standardtrinnene er skilt av røde vertikale linjer og nummerert med røde tall. Forventet mengde av hver art i typisk utforming for hvert trinn er angitt med prikk i samme farge som artenes responskurve. (B, nederst) Lokal kompleks miljøgradient med et omfang av variasjon i artssammensetning, f.eks. innen en hovedtype, på 1,8 ØAE og som derfor ikke skal trinndeltes.

B3 Økologisk kunnskapsgrunnlag for typeinndeling på natursystem-nivået

Dette kapitlet inneholder en grundig gjennomgang av økologiske strukturerende prosesser (forstyrrelser, miljøstress og interspesifikke interaksjoner) og annen basal økologisk kunnskap som danner kunnskapsgrunnlaget for typeinndeling på natursystem-nivået i NiN versjon 2. Hensikten med kapitlet er å systematisere prosessene i kategorier som legger til rette for å systematisere naturvariasjonen som prosessene gir opphav til, det vil si definere øko-variabler og trinnde disse på en standardisert måte ved hjelp av variasjon i artssammensetning. Særlig vekt er lagt på forstyrrelse, som er viktigste årsak til variasjon på natursystem-nivået, på relasjoner mellom forstyrrelse og miljøstress, og på hvordan interspesifikke interaksjoner skal trekkes inn i naturtypeinndelingen gjennom bruk av begrepet strukturerende artsgruppe. Sist i kapitlet drøftes viktige miljøvariabelkomplekser og det forklares hvorfor og hvordan de er operasjonalisert som LKM i NiN versjon 2.

B3a Oversikt over økologiske strukturerende prosesser

Følgende kategorisering av viktige økosystemprosesser ('strukturerende faktorer') vil bli lagt til grunn i NiN versjon 2 (Halvorsen 2012):

1. Begrenset (fysiologisk) toleranse overfor påvirkninger utenfra
 - a. **Miljøstress;** i NiN definert som 'situasjon der produksjonen konstant begrenses av (underskudd på) en eller flere ressurser'. Miljøstress innebærer en reduksjon i produktivitet (produksjon per tidsenhet) sammenliknet med en situasjon der alle andre miljøforhold holdes konstante og den aktuelle påvirkningen ikke er produktivitetsbegrensende. Begrepet 'produksjon' er beholdt i definisjonen (slik at den overensstemmer med Grimes definisjon (Grime 1979) fordi redusert produktivitet over tid fører til redusert produksjon (biomasse). Begrepet 'ressurs' brukes her i en vid betydning, som inkluderer temperatur og alle andre betingelser for vekst (jf. Austin 1980).
 - b. **Forstyrrelse;** i NiN definert som 'hendelse som reduserer biomassen innenfor et område ved å forårsake hel eller delvis ødeleggelse av levende organismer'. Dette er den klassiske forstyrrelsedefinisjonen til Grime (1979), uten tilleggskravet om effekt på marka/bunnen som ble anvendt i NiN versjon 1. Gjennomgangen av viktige økologiske strukturerende prosesser i forbindelse med revisjonen av NiN, samt utvidelsen av natursystem-nivået til også å omfatte frie vannmasser, tilslører at effekter på marka/bunnen ikke bør inkluderes i definisjonen av forstyrrelse, men heller behandles dette som en variabel egenskap ved forstyrrelser.
2. **Interspesifikk interaksjon** (= mellomartspåvirkning); 'ensidig eller gjensidig påvirkning mellom individer av ulike arter som resulterer i endring i forekomst og/eller mengde av en eller begge arter sammenliknet med deres fysiologiske potensial'; kan deles i fem underkategorier på grunnlag av utfallet av interaksjonen [angitt som (a, b) der a angir effekten på mengden til den ene og b angir effekten på mengden til den andre av artene. + angir et positivt utfall (mengdeøkning), 0 angir at interaksjonen er nøytral og - angir et negativt utfall]:
 - a. **konkurranse;** '(-,-) interaksjon, med negativt utfall for begge organismene'
 - b. **amensalisme;** '(0,-) interaksjon, med nøytralt utfall for den ene og negativt utfall for den andre organismen' kommensalisme (= fasilitering); '(0,+) interaksjon, med nøytralt utfall for den ene og positivt utfall for den andre organismen'
 - c. **mutualisme;** '(++,+) interaksjon, med positivt utfall for begge organismene' '(+,-) interaksjoner, som kan være av flere ulike typer, inkludert **parasittisme;** 'symbiotisk (+,-) interaksjon der den ene organismen (parasitten) er avhengig av den andre (verten) for næringstilførsel, og utfallet for verten er negativt men ikke dødelig' og **kontramensalisme,** '(+,-) interaksjon som ikke innebærer direkte avhengighet mellom organismene'; sistnevnte kan involvere **allelopati,** 'kjemisk påvirkning av en plante ved utsipp av kjemiske stoffer fra en annen plante'.

3. **Demografisk prosess** (= populasjonsprosess); 'prosess, ofte med et sterkt element av tilfeldighet, som forårsaker variasjon i en arts forekomst og/eller mengde som ikke kan forklares som respons på variasjon langs komplekse miljøvariabler eller som utfall av interaksjoner med andre organismer'
 - a. **spredning til nye levesteder**; 'transport av spredningsenheter til, og vellykket etablering på, et sted der en aktuell art tidligere ikke forekom'
 - b. **demografisk prosess innen populasjoner**; 'prosess som bestemmer enkeltindividens skjebne og som resulterer i forekomstmønstre på romlige skalaer finere vanlig utstrekning av en populasjon av den aktuelle arten'
 - c. **plassmangel**; 'tilfeldigheter i arters forekomstmønstre som resultat av begrensinger i antallet individer, av samme art eller ulike arter, som kan forekomme sammen innenfor en gitt, liten, observasjonsenhet'

Begrepet **påvirkninger utenfra (som arter har begrenset toleranse overfor)** blir benyttet som et samlebegrep for miljøvariabler som forårsaker miljøstress og/eller forstyrrelse.

B3b Kategorier av prosesser arter har begrenset toleranse overfor

Definisjonen av begrepet forstyrrelse i NiN er basert på den klassiske definisjonen til Grime (1979). Fordi forstyrrelse kanskje er den viktigste strukturerende enkeltprosessen for å forklare variasjon i artssammensetning på natursystem-nivået i norsk natur, er en grundig gjennomgang av forstyrrelsес- prosessene, og en kategorisering av disse, avgjørende viktig for en prinsipp- og kriteriebasert naturtypeinndeling på dette naturmangfold-nivået.

Definisjonen av begrepet miljøstress ('konstant begrensning av biomasseproduksjon') kan ved første øyekast synes fundamentalt forskjellig fra definisjonen av begrepet forstyrrelse ('reduksjon av biomasse ved ødeleggelse av organismer'). Begge prosessene virker imidlertid på organismene og gir opphav til variasjon i artssammensetning gjennom at artenes (fysiologiske) toleranse overfor dem er begrenset og varierende fra takson til takson. Drøftingen nedenfor vil vise at miljøstress utgjør et ytterpunkt i en kontinuerlig variasjonsbredde av prosesser arter har begrenset toleranse overfor. I forbindelse med naturtypeinndeling, er det derfor hensiktsmessig å håndtere miljøstress og forstyrrelse samlet.

Prosesser som arter har begrenset toleranse overfor (forstyrrelse og miljøstress) kan deler inn i kategorier på (minst) fem ulike måter (disse blir begrunnet og begreper forklart nedenfor):

1. På grunnlag av intensiteten av en påvirkning, definert som 'påvirkningens samlede omfang'. Begrepet **forstyrrelsесintensitet** defineres som 'forstyrrelsens omfang; først og fremst vurdert på grunnlag av tre 'dimensjoner': grad [severity], frekvens [recurrence] og romlig utstrekning [spatial extent]'. Forstyrrelser med en intensitet som er stor nok til å gi vesentlige utslag på artssammensetningen har nesten uten unntak så stor romlig utstrekning at et område preget av forstyrrelse vil kunne skiller ut som en naturlig, mer eller mindre velavgrenset arealenhet. Innenfor denne forstyrrelsесpregete arealenheten blir forstyrrelsесintensiteten bestemt av forstyrrelsens grad og frekvens. Det synes hensiktsmessig å skille mellom fire trinn langs en generell forstyrrelsесintensitetsgradient:
 - a. ubetydelig intensitet
 - b. lav intensitet
 - c. middels intensitet
 - d. høy intensitet (intens).

Tilsvarende kan **miljøstressintensitet** defineres som 'omfanget, eller graden [severity], av biomassereduksjon som følge av miljøstress'. Miljøstress har altså i realiteten bare én dimensjon, graden, mens det følger av definisjonen av miljøstress at dette er en mer eller mindre kontinuerlig påvirkning over et større område (utstrekning minst over en hel naturtypefigur) med høy frekvens.

Én og samme miljøstress- eller forstyrrelsесprosess forekommer i naturen med intensiteter som kan variere i større eller mindre grad. Et eksempel er (snø)rasutsatthet (RU), som kan variere i intensitet fra ingen (ikke utsatt for snøras) til høy intensitet (skredrenner som utsettes for mange ras per år og som er helt uten vegetasjon). Det er samme prosess som virker, men intensiteten av prosessen varierer.

2. På grunnlag av menneskers rolle, kan forstyrrelse deles i to viktige underkategorier, som igjen kan deles videre opp:
 - a. **naturlig forstyrrelse**, 'forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som følge av prosesser som ikke er resultatet av menneskets aktiviteter' og
 - b. **menneskebetinget forstyrrelse**, 'forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som resultat av menneskets aktiviteter', og som deles i:
 - i. hevd; som igjen deles i:
 1. hevd med jordbruksproduksjon som hovedformål
 2. hevd uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - ii. annen menneskebetinget forstyrrelse

Begrepet **inngrep** blir benyttet om menneskebetinget forstyrrelse som tilfreedsstiller visse krav, blant annet en viss minimumsintensitet (se definisjon og drøfting i kapittel B3d).

Fram til siste halvdel av 1800-tallet ble landet først og fremst brukt til ekstensiv jordbruksproduksjon. Planteproduksjonen i utmarka ble utnyttet både som beiteressurs og til høsting gjennom slått. Muligheten til høsting av utmarksressurser var ofte begrensende for hvor mange dyr en gård kunne føre gjennom vinteren og dermed også for tilgangen på gjødsel til innmarka og hvor stort innmarksareal som kunne dyrkes intensivt. Utmarkas betydning i denne fasen av landbrukets historie er sammenfattet i uttrykket 'äng är åkers moder' (Osvald 1964). I denne fasen var menneskers egen arbeidskraft det viktigste produksjonsmiddelet i landbruket, og små teiger var ikke vesentlig til hinder for effektiviteten. Sjøl de mest avsidesliggende delene av landet ble etter hvert påvirket av landbruksrelaterte aktiviteter (Sjörs 1954). Utnyttelsesintensiteten økte gjennom siste halvdel av 1700-tallet og første halvdel av 1800-tallet, som var en periode med sterkt befolkningsvekst. Presset på naturressursene ble etter hvert enormt. Begrepet 'tradisjonell utnyttelse' er knyttet til denne fasen i landbrukets historie, som i stor grad innebar forstyrrelsесregimer som etterlikner og forsterker det naturlige forstyrrelsесregimet (Pykälä 2000).

Omkring midten av 1800-tallet gjorde hesten og bedre redskaper sine inntog i landbruket. Dette er beskrevet som det første store hamskiftet i jordbruket (Visted & Stigum 1971, Norderhaug et al. 1999, Almås 2002, Christensen 2002). Utmarksbruken besto, men effektiv utnyttelse av mer moderne teknologi krevde større, sammenhengende arealer og resulterte i omfattende utskifting av innmark, oppløsing av gamle klyngetur og samling av flere funksjoner i større driftsbygninger. Familiebruket med våningshus, låve/fjøs og stabbur rundt ett tun ble i løpet av denne perioden den typiske norske gården. Industrialisering, utvandring til Amerika og utvikling av et kunnskapsbasert landbruk (høyere utdanning innen landbruksfag startet opp på Ås i 1859 og utviklet seg etter hvert til Norges Landbrugshøiskole, som ble etablert i 1897) løste langt på veg de store utfordringene befolkningsøkningen medførte. Utmarksbruken vedvarte imidlertid; storparten av energien som skulle foreldres til mat og gjødsel måtte fortsatt hentes fra utmarka.

Det neste store vegskillet i landbruket fant sted etter første verdenskrig, som resultat av det såkalte nitrogenkappløpet; konkurransen mellom de ulike produksjonsprosessene for kunstig framstilling av nitrogengjødsel som så dagens lys i de første årene etter 1900 (blant andre Birkeland-Eyde-prosessen som ble tatt i bruk i 1905) og som raskt ble industrielle suksesser. Etter hvert som prisene på kunstgjødsel falt og prisene på arbeidskraft økte, avtok utmarksbruken. Ved starten på annen

verdenskrig var høsting av utmarksressurser ikke lenger en minimumsfaktor for produksjon på innmarka. En vesentlig taktøkning i disse endringene fant sted etter andre verdenskrig, når traktoren raskt erstattet hesten som viktigste arbeidsredskap i landbruket. Mekaniseringen av jordbruket har fortsatt fram til i dag, og dagens jordbruk er preget av industrialisering. Et tegn på dette er at store samdriftsbygninger nå erstatter de røde låvene, som mange steder står til forfalls eller er omdisponert til annen bruk. Endringene i jordbruket omkring midten av forrige århundre er beskrevet som det andre store hamskiftet i jordbruket. I ettertid kan det komme til å vise seg at vi nå står midt oppi et tredje hamskifte, der jordbrukets betydning for matforsyningen marginaliseres som følge av økt import, både av kraftfør og av ferdige jordbruksprodukter.

Utviklingen i jordbruket gjennom de siste 100 årene har ført til en sterk polarisering av arealbruken, slik at land nå mer og mer enten brukes intensivt eller ikke brukes i det hele tatt (Robinson & Sutherland 2002, Fjellstad & Dramstad 2007, Norderhaug et al. 2010). Også skogbruket har gjennomgått en tilsvarende industrialisering og intensivering av bruken. Intensive menneskeforstyrrelseregimer, enten de er knyttet til landbruk (jord- og skogbruk) eller annen arealbruk, skiller seg fra naturlige forstyrrelser ved i stor grad å være uforutsigbare i den forstand at deres grad og frekvens ikke følger et naturlig lovmessig mønster, men er underkastet skiftende prioriteringer, konjunkturer og andre av menneskesamfunnets mekanismer. Polarisingen i bruken av land innebærer at forstyrrelseselementet natur i økende grad enten blir elementet av naturlig eller av menneskebetinget forstyrrelse. Fortsatt er imidlertid det meste av norsk natur preget av ekstensiv hevd, til dels ved at tidligere tiders ekstensive hevd preger naturen lenge etter at den har opphört (Ryberg 1968), til dels ved at ekstensive hevdregimer fortsatt opprettholdes i betydelig omfang, først og fremst gjennom utmarksbeite (f.eks. Bruteig et al. 2003, Bele & Norderhaug 2013). Til tross for at det ikke finnes noen skarp grense mellom naturlig og menneskebetinget forstyrrelse, har vi av pragmatiske grunner valgt å operere med disse to kategoriene i NiN versjon 2.

Miljøstress er hovedsakelig knyttet til naturlige påvirkninger.

3. På grunnlag av bakenforliggende (distal) geologisk eller geomorfologisk prosess (jf. grunnlaget for inndelingen i landformgrupper). Naturtypedefinisjonen i NiN innebærer at geologisk prosess bare er viktig for typeinndeling på natursystem-nivået når forskjellen i prosess forårsaker tilstrekkelig store forskjeller i artssammensetning.
4. På grunnlag av karakteristisk kombinasjon av grad og frekvens, i tre underkategorier:
 - a. regulerende miljøstress (= middelverdiredigulering)
 - b. regulerende forstyrrelse
 - c. destabilisering forstyrrelse (= ekstremverdiredigulering)
5. På grunnlag av virkemåte; direkte på artssammensetningen eller indirekte gjennom virkning på marka/bunnen, i:
 - a. direkte forstyrrelse
 - b. indirekte forstyrrelse
6. På grunnlag av om en forstyrrelsesprosess fortsatt er aktiv, i to underkategorier:
 - a. aktivt forstyrrelsesregime
 - b. historisk (= fortidig, 'fossil') forstyrrelse

Disse seks måtene å kategorisere prosesser som arter har begrenset toleranse overfor kan kombineres til mer eller mindre kompliserte kategoriseringsmatriser. Den følgende gjennomgangen har som hovedformål å ende opp i en kategoriseringsmatrise som gjenspeiler forskjeller og likheter i prosesenes betydning for artssammensetningen slik at de kan brukes direkte som teoretisk grunnlag for å bygge prinsipper og kriterier for typeinndeling på natursystem-nivået.

Halvorsen (2012) skiller mellom ytterligere to former for miljøstress, **bakgrunnsmiljøstress**, definert som 'påvirkning (miljøstress) som reduserer produktiviteten i et område uten å variere vesentlig i inten-

sitet langs en gitt, annen kompleks miljøgradient' og **gradient-avhengig miljøstress**, definert som 'gradient i intensiteten av miljøstress'. Begrepene bakgrunnsmiljøstress og gradient-avhengig miljøstress adresserer imidlertid ikke egenskaper ved gradienten som sådan, men sammenhengen der påvirkningen finner sted. Disse begrepene representerer derfor ikke kvalitatativt ulike kategorier av miljøstress på samme vis som kategoriene det er redegjort for over. Dette illustreres av følgende eksempel: Variasjon langs den regionale komplekse miljøgradienten bioklimatiske soner (BS) representerer bakgrunnsstress når den brukes til å forklare hvorfor karplanteproduktiviteten generelt er lav på alle trinn langs den lokale komplekse miljøgradienten uttørkingsfare (UF) i hovedtypen fjellhei i lavalpin bioklimatisk sone. I lavalpin bioklimatisk sone begrenses jo produksjonen mer eller mindre konstant av at temperaturene er suboptimale for plantevekst. Variasjon langs bioklimatiske soner (BS) representerer imidlertid gradient-avhengig miljøstress når vårt fokus er på variasjon langs denne gradienten, det vil si når variasjon i alle andre grader holdt konstant og vår primære interesse f.eks. er variasjonen fra boreonemoral blåbærskog via blåbærskog i de boreale sonene til lavalpin blåbær-lesidehei.

Tilsvarende begreper kan også defineres for forstyrrelser; **bakgrunnsforstyrrelse** som 'påvirkning (forstyrrelse) som reduserer biomassen i et område uten å variere vesentlig i intensitet langs en annen, gitt kompleks miljøgradient' og **gradient-avhengig forstyrrelse** som 'gradient i intensiteten av forstyrrelse'.

Blant forstyrrelser er det også mulig å skille mellom **forutsigbar forstyrrelse** (= fluktuasjon), definert som 'mer eller mindre forutsigbar (for eksempel årvis) hendelse som forårsaker hel eller delvis ødeleggelse av et område, inkludert fjerning av organismer og/eller deres livsmedier', og mer generell **uforutsigbar forstyrrelse**, definert som 'plutselig, mer eller mindre uforutsigbar hendelse som forårsaker hel eller delvis fjerning eller ødeleggelse av et område med dets organismer og/eller deres livsmedier' (R. Økland 1990a, Halvorsen 2012).

B3c Kategorier av naturlige forstyrrelser og miljøstress på grunnlag av intensitet

Mens forstyrrelser kan være naturlige eller betinget av menneskers aktiviteter, er miljøstress typisk forårsaket av naturlige prosesser. Naturlige forstyrrelser og miljøstress er, på generelt grunnlag, delt inn i fire kategorier på grunnlag av intensitet; forstyrrelse og miljøstress med ubetydelig intensitet, forstyrrelse og miljøstress med lav intensitet, forstyrrelse og miljøstress med middels intensitet og intens forstyrrelse og miljøstress. Begrepene ubetydelig, lav, middels og høy (intens) er imidlertid relative, og må operasjonaliseres på grunnlag av effekten forstyrrelsen/miljøstresset har på artssammensetningen. Omfanget av endringer i artssammensetning som er resultatet av variasjon fra ingen intens påvirkning vil imidlertid variere (målt i antall økologiske avstandsenheter) for ulike forstyrrelsese- og miljøstresspåvirkninger. I NiN versjon 2 har vi derfor valgt å definere de to kategoriene middels og høy intensitet på grunnlag av målbar effekt på artssammensetningen, mens omfanget av variasjonen i artsammensetning som er effektene av variasjon i påvirkningsintensitet langs hver enkelt forstyrrelses- eller miljøstressgradient bestemmer hvor mange kategorier det er hensiktmessig å operere med for å beskrive variasjon i nedre del av påvirkningsintensitetsskalaen (lav/ubetydelig påvirkningsintensitet). Begrepene ubetydelig og lav intensitet vil derfor ikke bli gitt presise definisjoner.

Operasjonaliseringen av begreper for forstyrrelseseintensitet gjøres i to trinn; først for naturlig forstyrrelse og miljøstress, dernest for menneskebetegnet forstyrrelse. Mens de generelle definisjonene av forstyrrelse adresser ikke en spesiell dominerende økosystemkomponent, gir begrepet forstyrrelseseintensitet (og en rekke andre begreper) knapt mening uten at de knyttes til systemer med mark/bunn som dominerende økosystemkomponent. Med **intens naturlig forstyrrelse** menes 'naturlig forstyrrelsesebegivenhet som blottlegger mark/bunn for primær suksesjon'. Intens naturlig forstyrrelse finner oftest sted i form av uforutsigbare enkelthendelser; fjellskred og leirskred er typiske eksempler. Men også forstyrrelsesebegivenheter som skjer svært hyppig (høy frekvens) kan forårsake intens natur-

lig forstyrrelse, sjøl om hver enkelt forstyrrelsесbegivenhet ikke har sterk grad. Et typisk eksempel er (snø)rasutsatthet (RU); steder som ofte utsettes for snøras med tilstrekkelig sterk grad til at marka ofte skrapes rein for snø, blir permanente skredrenner eller ustabil jordskredmark. I prinsippet er også landheving, som fører til reduksjon og etter hvert død av marine arters biomasse og blottlegging av mark i fjærebeltet for primær suksesjon, eksempler på intens naturlig forstyrrelse fordi definisjonen av dette begrepet ikke stiller krav om (u)forutsigbarhet. Blottlegging av bre- og snøavsmeltingsområder etter brettilbaketrekkning er, i henhold til denne definisjonen, et annet eksempel på en intens naturlig forstyrrelsесbegivenhet. Med **intenst miljøstress** menes 'miljøstresspåvirkning som forhindrer positiv netto produksjon'.

Såvel intens naturlig forstyrrelse som intenst miljøstress medfører blottlegging av mark/bunn. Dersom intens forstyrrelsес- og/eller miljøstresspåvirkning vedvarer over tid, forblir marka/bunnen naken. Situasjoner med vedvarende intens forstyrrelse eller miljøstress karakteriseres ved bruk av begrepene **disruptiv forstyrrelse**, det vil si 'forstyrrelse med høy nok intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsесgrad og høy forstyrrelsесfrekvens) til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttete organismer' og **disruptivt miljøstress**, 'miljøstress med høy nok intensitet til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttete organismer'. Eksempler på dette er henholdsvis rasutsatthet i et omfang som opprettholder ei permanent, helt naken flomskredrenne og ekstremtrinnet langs gradienten snødekketbetinget vekstsesongreduksjon (SS), 5 permanent snø- og isdekk, der verken karplanter eller moser kan leve.

Med **naturlig forstyrrelse med middels intensitet** menes 'forstyrrelse som gir opphav til en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjon i artssammensetning'. Gjentatte snøras som hindrer etablering av planter med flerårige overjordiske deler (f.eks. trær), er et eksempel på naturlig forstyrrelse med middels intensitet. Naturlig forstyrrelse med lav intensitet er negativt karakterisert i forhold til naturlig forstyrrelse med middels intensitet. Den parallelle definisjonen av **middels miljøstressintensitet** er 'miljøstress som gir opphav til en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjonen i artssammensetning'.

Merk at bruken av begrepet 'vesentlig forskjellig artssammensetning' i definisjonene av naturlig forstyrrelse med middels intensitet og middels miljøstressintensitet legger til rette for å måle intensiteten av forstyrrelse og miljøstress i økologiske avstandsenheter (se kapittel B2) ved å se på artssammensetningen i sammenliknbar natur med og uten forstyrrelse eller miljøstress [med **sammenliknbar natur** menes 'to kategorier natur med samme plassering i det økologiske rommet, det vil si forekommer på samme trinn langs alle relevante viktige lokale komplekse miljøvariabler bortsett fra én spesiell miljøvariabel og/eller strukturerende artsgruppe']. Kravet om vesentlig forskjell i artssammensetning innebærer at tyngdepunktene (se kapittel B2g for definisjon og drøfting av begrepet tyngdepunkt) til de sammenliknede systemene må ha en avstand på minst 2,0 økologiske avstandsenheter (ØAE) langs den aktuelle miljøvariabelen.

Kravet i definisjonen av intens naturlig forstyrrelse om blottlegging av mark/bunn for primær suksesjon er i realiteten et krav om en effekt på artssammensetningen som er stor nok til å innebære en artsuttynningsituasjon. Trinndeling av grader som omfatter artsuttynningsituasjoner blir diskutert i underkapitlet B3j. Antall trinn i nedre del av påvirkningsintensitetsskalaen – fra ubetydelig til lav intensitet – og hvordan disse blir definert, vil bli drøftet for hver variabel.

Begrepene naturlig forstyrrelsesskapt system, naturlig forstyrrelsespregt system, lite forstyrrelsespregt system og ubetydelig forstyrrelsespåvirket system brukes for å karakterisere systemer på grunnlag av omfanget av naturlig forstyrrelse.

B3d Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av forstyrrelsесintensitet

På samme måte som det for naturlige forstyrrelser skilles mellom naturlig forstyrrelse med middels omfang og omfattende naturlig forstyrrelse, skilles mellom middels omfattende inngrep og omfattende inngrep. **Middels omfattende inngrep** defineres som ”inngrep som fører til en endringsgjeld som, dersom ikke inngrepet gjentas og ingen andre forhold spiller inn eller gjennom et suksesjonsforløp kommer til å spille inn, blir innløst ved en gradvis tilpasning av artssammensetningen til de endrete miljøforholdene”. **Omfattende inngrep** defineres som ”inngrep som medfører umiddelbar og omfattende biomassereduksjon og som vanligvis blottlegger mark/bunn for primær suksesjon”. Eksempler på middels omfattende inngrep er grøfting av myr og avvirkning av skogsmark. Eksempler på omfattende inngrep er anlegg av asfaltert parkeringsplass og oppdemming av fastmark. Definisjonen av omfattende inngrep er harmonisert med definisjonen av intens naturlig forstyrrelse, og innebærer at en menneskebetinget forstyrrelsесbegivenhet må føre til en endring i artssammensetningen på mer enn 4 ØAE i forhold til ubetydelig/lite forstyrrelsесpreget mark/bunn for at forstyrrelsen skal være et omfattende inngrep.

Mens systemer betinget av middels intensiv menneskeforstyrrelse vanligvis forblir helhetlige økosystemer med komplekse økosystemfunksjoner, økosystemstruktur og økosystemtjenester, fører høy menneskeforstyrrelsесintensitet til at det oppstår systemer som ikke er helhetlige (se kapittel B1b for drøfting av begrepet ’helhetlig økosystem’). Systemer preget av lav, middels og høy menneskebetinget forstyrrelsесintensitet betegnes henholdsvis naturlig mark, semi-naturlig mark og sterkt endret mark. **Naturlig system** defineres som ’økosystem der dominerende økosystemkomponent mangler, eller bare har svakt preg av, menneskebetinget forstyrrelse, men som ikke er betinget av menneskebetinget forstyrrelse; økosystemfunksjon (hvilke økologiske strukturerende prosesser som er viktige), økosystemstruktur (inkludert hvilke basale lokale komplekse miljøvariabler som bestemmer variasjonen i artssammensetning), og økosystemtjenester er ikke vesentlig endret som resultat av menneskebetinget forstyrrelse’, **semi-naturlig system** defineres som ’økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebetinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system’ og **sterkt endret system** defineres som ’økosystem preget av høy menneskebetinget forstyrrelsесintensitet, oftest formet (skapt) av naturinngrep som har endret systemets struktur og/eller andre egenskaper så sterkt at resultatet blir økosystemer som ikke er helhetlige; næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc. mangler oftest’. Det er viktig å poengtere at det meste av det som etter definisjonen er ’naturlige systemer’ i større eller mindre grad er preget av svak eller historisk menneskebetinget forstyrrelse (se f.eks. Bele & Norderhaug 2013).

Menneskebetinget forstyrrelse kan, men behøver ikke, være initiert av **inngrep**, definert som ’målrettet menneskebetinget forstyrrelse som resulterer i en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjon i artssammensetning, og som skaper ubalanse mellom artssammensetningen og de rådende miljøforholdene (endringsgjeld)’. Denne definisjonen av inngrep er harmonisert med definisjonen av naturlig forstyrrelse med middels intensitet, og innebærer at en menneskebetinget forstyrrelsесbegivenhet må føre til en endring i artssammensetningen på minst 2,0 ØAE for at forstyrrelsen skal være et inngrep.

B3e Relasjoner mellom naturlig og menneskebetinget forstyrrelse

Den historiske bruken av land i Norge (se kapittel B2b, punkt 2 om menneskers rolle som forstyrrelsесfaktor) innebar stor grad av samvirkning mellom naturlig og menneskebetinget forstyrrelse, og store arealer er fortsatt preget av et komplekst forstyrrelsесregime som omfatter begge kategorier. Sjøl om det ofte er vanskelig eller nesten umulig, i hvert fall uten inngående kjennskap til hvert enkelt areal

sin brukshistorie, å skille effekter av naturlig og menneskebetinget forstyrrelse, har vi som en pragmatisk g konseptuell løsning valgt å beskrive den totale forstyrrelsесintensiteten et økosystem er preget av, som en resultant av to uavhengige komponenter; naturlig forstyrrelsесintensitet og menneskebetinget forstyrrelsесintensitet. Som mål på ulike forstyrrelsers intensiteter (forstyrrelsесeffekten) benyttes i NiN versjon 2 forskjell i artssammensetning, målt i økologiske avstandsenheter (ØAE). Relasjoner mellom uavhengige forstyrrelsесintensitetskomponenter kan visualiseres som akser i et diagram med firkantet utfallsrom (Fig. B3–1). Dette diagrammet, som er kalt den generelle forstyrrelsесfirkanten, viser også at én forstyrrelsесkomponent i liten grad antas å forsterke effekten av den andre forstyrrelsесkomponenten, når endring i artssammensetningen legges til grunn for vurdering av effektenes størrelse. Dette er imidlertid en forenkling av en kompleks virkelighet; de to forstyrrelsесkomponentene kan i noen grad forsterke effekten av den andre når begge har betydelig og om lag like sterk intensitet. Fig. B3–1 viser plasseringen av noen natursystemer (typebegreper fra NiN versjon 1, først og fremst hovedtyper, er brukt i figuren) langs aksene i den generelle forstyrrelsесfirkanten. Gjennom tida har det funnet sted en utvikling i bruken av land som innebærer en stadig økende grad av frikobling mellom menneskebetinget og naturlig forstyrrelse. Dagens bruk innebærer ofte at naturen enten preges av naturlig forstyrrelse eller av menneskebetinget forstyrrelse. Men det finnes mange unntak, f.eks. strandenger betinget av naturlig beting av gjess, som med hensyn til artssammensetning knapt kan skilles fra enger betinget av husdyrbeiting. Snørasenger exemplifiserer systemer som først og fremst er preget av naturlig forstyrrelse, men slike enger kan også samtidig påvirkes av menneskebetinget forstyrrelse (f.eks. beiting), normalt uten vesentlig tilleggseffekter i artssammensetningen. Også 'gammelskog', som av mange oppfattes som naturmark upåvirket av mennesker, har vist seg i stor grad å være påvirket av tidligere tiders bruk (Bele & Norderhaug 2013).

Angivelsene av trinngrenseverdier på aksene i Fig. B3–1 er basert på definisjonene av de tre trinnene langs den generelle forstyrrelsесintensitetsgradienten. En verdi på ca. 4 ØAE i Fig. B3–1 svarer til at det aller meste av artssammensetningen er byttet ut eller at de aller fleste artene er tapt, f.eks. som følge av inngrep, mens en verdi på ca. 2 ØAE svarer til at om lag halve artssammensetningen er byttet ut eller tapt.

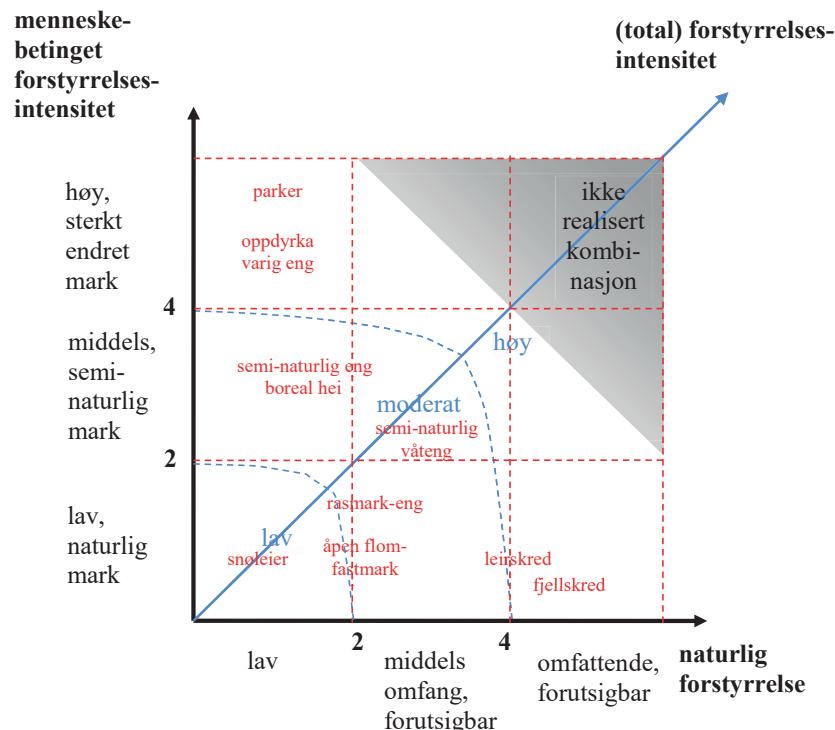


Fig. B3–1. Den generelle forstyrrelsесfirkanten. Omrentlig plassering av naturtypebegreper (se NiN[2] artikkel 3) i rødt. Begreper knyttet til variasjon i total forstyrrelsесintensitet i blått. Aksene er tentativt skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE).

Dagens intensive menneskebetingete forstyrrelsесbegivenheter er vanligvis mindre forutsigbare enn naturlige forstyrrelsесbegivenheter fordi forstyrrelsесregimet (særlig forstyrrelsесfrekvensen) bestemmes av enkeltmenneskers og menneskesamfunnets raskt skiftende prioriteringer. For eksempel påvirkes bruken av jordbruksmark både av den teknologiske utviklingen og av økonomiske rammebedingelser, som i sin tur er resultatet av skiftende politiske prioriteringer (fra stortingsvalg til stortingsvalg og fra jordbruksoppgjør til jordbruksoppgjør). Total forstyrrelsесintensitet er nok i mindre grad bestemt av forstyrrelsесfrekvensen i systemer preget av menneskebetinget forstyrrelse enn i systemer preget av naturlig forstyrrelse. Det finnes dynamiske 'systemer' med alle grader av menneskebetinget forstyrrelsесintensitet (systemer satt i anførselstegn fordi sterkt endrete systemer ikke er helhetlige økosystemer); med variasjon fra helhetlige systemer (systemer med ekstensiv hevd og avskoget skogsmark som holdes åpen gjennom gjentatt rydding) til ikke-helhetlige, sterkt endrete 'systemer'. I tillegg finnes systemer preget av enkeltstående inngrep. Grøftete myrer og tørrlagte elveleier er eksempler på slike inngrepspregete systemer, betinget av henholdsvis middels omfattende og omfattende inngrep.

B3f Relasjoner mellom forstyrrelse og miljøstress, og kategorier av miljøstress og naturlige forstyrrelser på grunnlag av karakteristisk kombinasjon av grad og frekvens

I kapittel B3b, punkt 1, blir det presisert at forstyrrelsесintensiteten, det vil si økosystemeffektene av gjentatt naturlig forstyrrelse (effektene på artssammensetningen), bestemmes av balansen mellom forstyrrelsens frekvens og grad mens miljøstressintensiteten bare bestemmes av påvirkningens grad. Denne forskjellen er grunnlaget for å forstå relasjonen mellom forstyrrelse og miljøstress.

På grunnlag av den karakteristiske balansen mellom frekvens og grad, kan forstyrrelser deles i to: regulerende og destabiliseringe forstyrrelser (Fig. B3–2). Med **regulerende forstyrrelse** menes 'forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt hyppige påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning verken forårsaker store endringer i artssammensetningen eller initierer en langvarig suksjon (med flere års varighet)'. Et typisk eksempel på regulerende forstyrrelse er en av de aller viktigste lokale komplekse miljøgradientene, erosjonsmotstand (EM) på marin sedimentbunn. Relativt ekstreme trinn langs denne lokale komplekse miljøgradienten (men ikke det mest ekstreme trinnet) kjennetegnes ved at forstyrrelse av middels grad og intermediær frekvens (fra årlig til ti- eller femtiårlig) enten regulerer artenes mengde ved direkte påvirkning eller indirekte gjennom påvirkning av marka/bunnen. Med **destabiliseringe forstyrrelse** menes 'forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt sjeldne påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning forårsaker betydelige endringer i artssammensetningen og initierer en suksjon som, dersom den fikk pågå uhindret, ville vare over lang tid (mange år)'. Hver begivenhet av middels eller intens destabiliseringe forstyrrelse forårsaker i typiske tilfeller betydelige endringer i artssammensetningen. Typiske steder preget av destabiliseringe forstyrrelse med middels grad er dominert av arter med høy toleranse overfor den aktuelle forstyrrelsесfaktoren og/eller stor regenererings- og/eller reetableringsevne. Typiske eksempler på naturlige destabiliseringe forstyrrelser er middels intensiv vannforårsaket forstyrrelse (VF) i flommarkssystemer [innenfor intervallet langs gradienten fra trinn 3 svak (med flomskogsmark) til trinn 5 sterkt (med åpen flomfastmark)], rasutsatthet (RU) i snørasmark fra trinn 3 moderat rasutsatt til trinn 4 sterkt rasutsatt (Fig. B3–3) og dynestabilisering (DS) i sanddynemark fra trinn 1 ikke stabilisert sand til trinn 5 stabil sand, konsolideringsfase. De geologiske prosessene som gir opphav til de typiske natursystemene preget av destabiliseringe naturlig forstyrrelse kan variere i intensitet fra ingen (mark som aldri utsettes for snøras) til systemer preget av så omfattende snørasbetinget forstyrrelse at ingen organismer kan leve der; en situasjon som inntreffer når snørasfrekvensen blir svært høy (f.eks. der det går store snø- og jordskred hvert år eller mange ganger pr. år) og/eller der det går enkeltras med så sterkt grad at marka utsettes for sterkt slitasje eller jord-, grus- eller steinskred utløses (Fig. B3–3). Et annet eksempel på destabiliseringe forstyrrelse er uttørkingsfare (UF). Mekanismen som forårsaker variasjon i artssammensetning i fastmarksskogsmark langs denne komplekse

miljøgradienten er at arter som prefererer frisk mark i perioder mellom ekstremtørkeepisoder etablerer sink-populasjoner på mer tørkeutsatt mark og at disse elimineres når neste ekstremtørkeepisode inntrer (Erkamo 1958, Økland & Eilertsen 1993).

Forstyrrelser kan deles inn i direkte og indirekte regulerende forstyrrelse på grunnlag av virkemekanisme. Med **direkte forstyrrelse** menes 'forstyrrelsesprosess som direkte (i seg sjøl) påvirker artssammensetningen gjennom fjerning av biomasse'; med **indirekte forstyrrelse** menes 'forstyrrelsesprosess som påvirker artssammensetningen indirekte gjennom påvirkning av livsmediet'. Denne inndelingen går på tvers av inndelingen i regulerende og destabilisering forstyrrelser; også destabilisering forstyrrelser kan i prinsippet deles inn i direkte og indirekte. Destabilisering forstyrrelser kan imidlertid også virke samtidig både direkte på artene og indirekte gjennom virkning på marka/bunnen. Typisk for (indirekte) destabilisering forstyrrelse er at marka/bunnen åpnes for rekolonisering når intensiteten er høy. Uttørkingsfare (UF) er et eksempel på direkte destabilisering forstyrrelse; ekstremtørkeepisodene virker direkte på artssammensetningen. Dersom antakelsen om at sedimentbunnssubstratets egenskaper er resultatet av hyppige, gjentatte episoder av strøm- og eller bølgepåvirkning som fjerner materiale som måtte ha samlet seg opp i perioder med lavere erosjonsmotstand (kritisk skjærstyrke) er riktig, eksemplifiserer erosjonsmotstand (EM) indirekte regulerende forstyrrelse. Det er imidlertid sannsynlig at gradienten i artssammensetning relatert til erosjonsmotstand (EM) mange steder er resultatet av direkte regulerende forstyrrelse i form av sjeldnere, kraftigere strøm- eller bølgepåvirkningsepisoder. Hyppig forekomst av et tynt lag av 'flokkulerende' sedimenter over marin sand- og grusbunn (van Son et al. 2014) indikerer at det forekommer sedimentering i korte perioder med lav erosjonsutsatthet mellom direkte regulerende forstyrrelsesepisoder. Særlig for destabilisering forstyrrelse er det knapt mulig å trekke noen skarp grense mellom direkte og indirekte regulerende forstyrrelse.

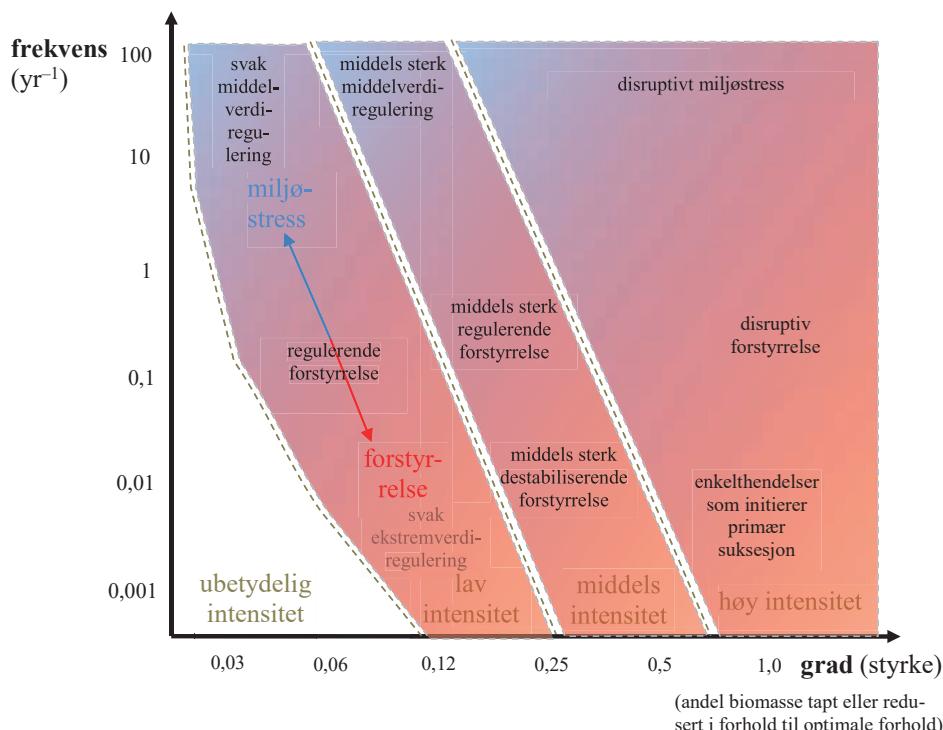


Fig. B3-2. Sammenheng mellom grad (styrke) av påvirkninger utenfra som artene har begrenset toleranse overfor, disse påvirkningenes frekvens og den samlede intensiteten av slike påvirkninger. Graden (styrken) av påvirkninger utenfra er angitt som andelen av den totale biomassen som går tapt i en forstyrrelsesebegivenhet eller reduksjonen i produktivitet som skyldes miljøstress i forhold til produktiviteten under optimale forhold, når alle andre miljøforhold enn den aktuelle påvirkningen holdes konstante. Brutto linjer skiller mellom fire nivåer av total påvirkningsintensitet: ubetydelig, lav, moderat og høy intensitet. Gradienten i dominante prosess fra forstyrrelse (ekstremverdiregulering) til miljøstress (middelverdi-regulering) er angitt som en gradient fra rød til blå bakgrunnsfarge. Begreper som beskriver ulike intensiteter av forstyrrelse og miljøstress er også vist i figuren.

Regulerende og destabiliseringe forstyrrelse skiller seg med hensyn til forstyrrelsenes grad og frekvens som vist i Fig. B3–2. Men mens destabiliseringe forstyrrelse utgjør et endepunkt langs en gradient i forstyrrelsесfrekvens og -grad), er det samme ikke tilfellet for reguleringe forstyrrelse, som representerer forstyrrelser som opptrer med middels frekvens. Denne gradienten kan imidlertid følges videre mot forstyrrelser med nesten konstant påvirkning på systemet. Endepunktene langs denne gradienten kan karakteriseres ved de to begrepene:

- **ekstremverdiregulering** (= typisk destabiliseringe forstyrrelse): 'økologisk strukturerende prosess som preger artssammensetningen gjennom sjeldne, men gjentatte forstyrrelsesepisoder'
- **middeleverdiregulering** (= typisk miljøstress): 'økologisk strukturerende prosess som preger artssammensetningen gjennom å gi opphav til mer eller mindre konstant, produksjonsbegrensende miljøforhold'

Innholdet i definisjonen av middeleverdiregulering er identisk med innholdet i definisjonen av miljøstress. Miljøstress er altså ytterpunktet i en kontinuerlig variasjon i frekvensen av forstyrrelser i vid forstand (se Fig. B3–2)! Denne viktige observasjonen er konsistent med at frekvens ikke er en viktig bestemende faktor for miljøstressintensiteten: miljøstress er en prosess som innebærer (mer eller mindre) kontinuerlig påvirkning utenfra, og kan alternativt oppfattes som kontinuerlig fjerning av potensiell biomasse (ekstremt høyfrekvent forstyrrelse)! I det mest ekstreme tilfellet, det vil si situasjoner

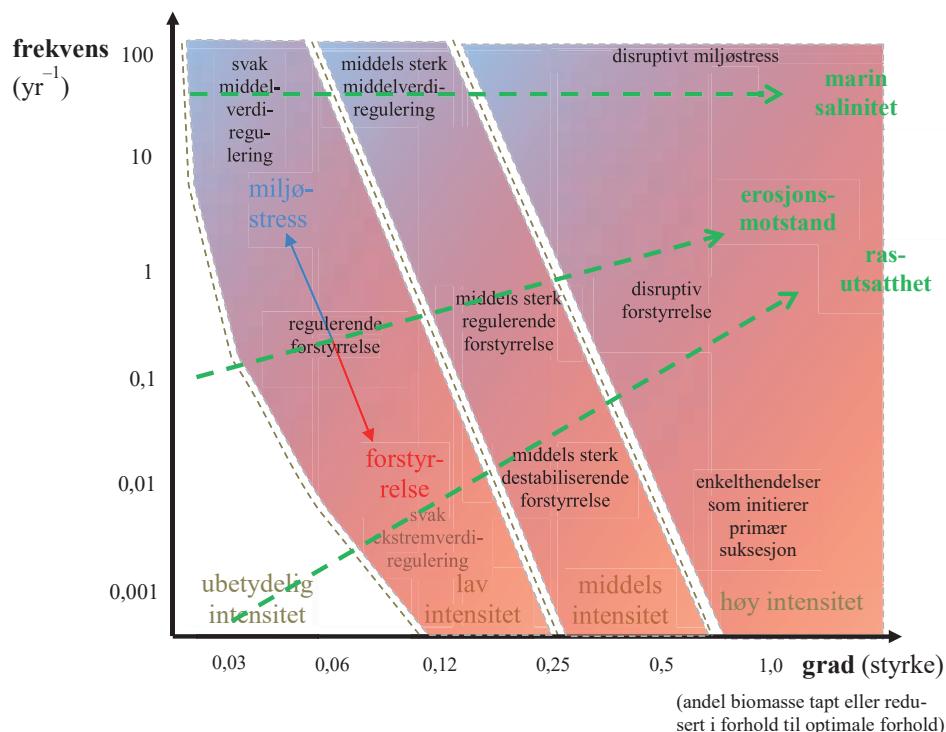


Fig. B3–3. Plassering av tre utvalgte lokale komplekse miljøgradienter i forhold til grad (styrke) av hver enkelt påvirkning utenfra som artene har begrenset toleranse overfor, påvirkningenes frekvens og den samlede intensiteten av slike påvirkninger. Graden (styrken) av påvirkninger utenfra er angitt som andelen av biomassen tapt i en forstyrrelsesbegivenhet eller reduksjonen i produktivitet som skyldes miljøstress i forhold til produktiviteten under optimale forhold, når alle andre miljøforhold enn den aktuelle påvirkningen holdes konstante. Brutto linjer skiller mellom fire nivåer av total påvirkningsintensitet: ubetydelig, lav, moderat og høy intensitet. Gradienten i dominererende prosess fra forstyrrelse (ekstremverdiregulering) til miljøstress (middeleverdiregulering) er angitt som en gradient fra rød til blå bakgrunnsfarge. Begreper som beskriver ulike intensiteter av forstyrrelse og miljøstress er også vist i figuren (jf. Fig. B3–2). Pilene for alle gradientene peker i retning økende intensitet av påvirkninger. Marin salinitet (SA) representerer gradient-avhengig miljøstress, hvor påvirkningens intensitet er relatert til saltholdigheten. Erosjonsmotstand (EM) er en gradient i intensiteten av reguleringe forstyrrelse, slik at påvirkning med lav og middels intensitet bare gir seg utslag i redusert mengde gjennom tap av biomasse (forstyrrelse) for et begrenset antall arter mens de øvrige artene opplever påvirkningen som en kilde til redusert produksjon (miljøstress). Rasutsatthet (RU) er en typisk destabiliseringe forstyrrelsesgradient som, når intensiteten øker, ender i disruptiv forstyrrelse.

med kontinuerlig forstyrrelse, blir altså intensiteten bestemt av graden alene (Fig. B3–3) – det ligger i miljøstressdefinisjonen at det skjer en kontinuerlig (høyfrekvent) påvirkning utenfra. To typiske eksempler på middelverdiregulering (miljøstress) er marin salinitet (SA) og vannmetning (VM), som er komplekse miljøgradienter som artene i relevante natursystemer konstant må forholde seg til, det vil si som virker konstant produksjonsbegrensende på deler av artssammensetningen og som artene har ulike toleranser overfor. Et typisk eksempel på ekstremverdiregulering er uttørkingsfare (UF). Erosjonsmotstand (EM) synes å plassere seg et sted mellom ekstremverdi- og middelverdiregulering (se drøfting ovenfor), og eksemplifiserer altså regulerende forstyrrelse. Et interessant poeng er at en og samme miljøegenskap, markas vanninnhold, kan gi opphav til to uavhengige økokliner, betinget henholdsvis av middelverdiregulering og ekstremverdiregulering!

Det er lett å forestille seg at jo oftere en forstyrrelse forekommer, desto mindre alvorlig må hver enkelt forstyrrelsesebegivenhet være for at samfunn av levende organismer skal kunne opprettholdes. Det kan være fysiske grunner til en slik motsatt sammenheng (negativ korrelasjon) mellom naturlige forstyrrelsers frekvens og grad; at påvirkningsfaktoren som forårsaker forstyrrelsen har et begrenset potensial, f.eks. en begrenset potensiell energi, og at denne enten kan utløse én stor forstyrrelsesebegivenhet eller porsjoneres ut som flere, mindre forstyrrelser. Fjell- og leirskred er typiske eksempler på dette. Men dette gjelder ikke som en generell regel. Omfattende forstyrrelser som forekommer med høy frekvens (f.eks. årvisse, store snø- og jordskred) forekommer på steder der geologiske prosesser (nedbør, vind) konstant eller regelmessig 'fyller opp' lageret av potensiell energi i form av ustabile snøskavler og jordmasser (Fig. B3–2,3). Innenfor natur med persistente populasjoner av fastsittende organismer er det imidlertid en negativ korrelasjon mellom naturlige forstyrrelsers frekvens og deres grad fordi steder med svært høy forstyrrelseseintensitet ikke gir grunnlag for samfunn av levende organismer. Innenfor natur med varige (persistente) samfunn er den totale forstyrrelseseintensiteten positivt korrelert med hvor forutsigbar forstyrrelsen er. Naturlige forstyrrelser som forekommer med høy frekvens (f.eks. årvisse snørashendelser) er gjerne forutsigbare, mens omfattende naturlige forstyrrelser (f.eks. fjellskred) oftest er engangshendelser i et økologisk tidsperspektiv av mange hundreår eller tusenår. Jo høyere frekvens, desto mer forutsigbar er en forstyrrelse og desto mindre omfattende effekt vil normalt hver enkelt forstyrrelsesebegivenhet ha.

Forstyrrelsesefrekvensen kan variere over tid, som følge av endringer i de bakenforliggende geologiske/geomorfologiske prosessene. Intense destabiliseringe forstyrrelsesebegivenheter som forekommer som en engangshendelse kan derfor prege naturen i lang tid som en **historisk forstyrrelse** (= fortidig forstyrrelse, 'fossil' forstyrrelse), det vil si 'tidligere omfattende forstyrrelse som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser'. Motsatsen er natur preget av **aktiv forstyrrelse**, det vil si 'forstyrrelse med forventet frekvens større enn null og en forventet karakteristisk variasjonsbredde i forstyrrelsесgrad'. Sporene på artssammensetningen og den økologiske funksjonen som settes av historiske forstyrrelser forsvinner vanligvis etter hvert, og har, når et system har nådd ettersuksesjonstilstanden, vanligvis ikke lenger direkte betydning for dagens artssammensetning og økologiske funksjon. Med **ettersuksesjonstilstand** menes 'økosystemtilstand etter suksesjon, det vil når artssammensetningen indikerer tilhørighet til samme standardtrinn langs en suksesjonsgradient som et sammenliknbart system på naturlig mark, endringstakten ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere 'retning' enn i dette systemet, og prosessene som karakteriserer et system på naturlig mark er gjenopprettet'. Historiske forstyrrelser er viktige som bakenforliggende årsaker til observerbar sammensetning og struktur i økosystemer. Noen historiske forstyrrelsesebegivenheter vært så omfattende at et nytt system har oppstått (f.eks. ved vulkanutbrudd). Noen ganger 'fryses' suksesjoner mer eller mindre fullstendig i et tidlig suksesjons-trinn på grunn av bakgrunnsmiljøstress eller bakgrunnsforstyrrelse. Eksempler er nakne bergflater som oppstår etter fjellskred og grovblokket ur som oppstår etter massiv frostspregning, og som i områder med lave temperaturer, sterkt helning, vannsprøyting el.l. ikke koloniseres eller der utviklingen stanser når

en mosedominert vegetasjon er etablert. Dette fenomenet beskrives som **frosset suksesjon**, det vil si 'suksesjon som stopper opp på et tidlig stadium på grunn av virkningen av miljøstress eller forstyrrelse av en annen type enn den som la systemet åpent for suksesjon, og som ikke forventes å nå et seinere suksesjonsstadium i løpet av (500–)1000 år'.

B3g Kategorier av menneskebetinget forstyrrelse på grunnlag av hevd

Menneskebetinget forstyrrelse kan deles i to kategorier: hevd og annen menneskebetinget forstyrrelse. Begrunnelsen for å skille mellom hevd og annen menneskebetinget forstyrrelse er at hevd innebærer et vesentlig annerledes forstyrrelseregime enn annen menneskebetinget forstyrrelse, som gir seg utslag i forskjeller i artssammensetning og økosystemprosesser (se nedenfor). **Hevd** defineres som ' regelmessig menneskebetinget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning; bestemte hevdbetinete naturtyper forutsetter bestemte hevdregimer', mens **annen menneskebetinget forstyrrelse** omfatter 'menneskebetinget forstyrrelse som ikke faller inn under definisjonen av hevd'. Begrepet forstyrrelseshensetning kan brukes om intensiteten av hevd og om intensiteten av annen menneskebetinget forstyrrelse, på samme måte som begrepet kan brukes om total forstyrrelse om naturlige og menneskebetingete forstyrrelser. **Hevdintensitet** defineres som 'hevdens omfang, vurdert på grunnlag av grad [severity] og frekvens [recurrence]'. En parallel definisjon kan formuleres for intensiteten av annen menneskebetinget forstyrrelse.

Denne definisjonen av hevd omfatter også andre menneskebetingete aktiviteter enn de som har som formål å fremme produksjon, f.eks. vil slått og sprøyting av vegkanter, plenslått etc., være hevd etter definisjonen. Fordi systemer tilrettelagt for **jordbruksproduksjon**, det vil si 'produksjon av mat, dyrefor, pryd- og nytteplanter og enkelte råvarer og tjenester for energi-, industri- eller andre formål', skiller seg vesentlig fra andre hevdpregete systemer, blant annet med hensyn til artssammensetningen, brukes et eget begrep, jordbruksmark, om 'mark preget av hevd med sikte på jordbruksproduksjon'. Jordbruksmark har en artssammensetning som bærer sterkt preg av at den er innrettet mot (plante) produksjon og høsting, typisk dominert av jordbruksvekster og ugras med trekk som gjør dem godt tilpasset det aktuelle forstyrrelseregimet. Merk at det skiller mellom jordbruksproduksjon og landbruksproduksjon; **landbruk** er et 'samlebegrep for jordbruk og skogbruk'.

Når hevd er dominerende kategori av menneskebetinget forstyrrelse, kan begrepene semi-naturlig hevdpreget mark og sterkt endret hevdpreget mark brukes til å presisere hevdens rolle. Innenfor hver av disse kategoriene skiller mellom **semi-naturlig jordbruksmark**, definert som 'jordbruksmark preget av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av semi-naturlig mark', og **oppdyrka mark** (=jordbruksmark preget av intensiv hevd), definert som 'jordbruksmark som preges av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av sterkt endret mark', på hevdpreget mark med jordbruksproduksjon som hovedformål, og fra hevdpreget mark uten jordbruksproduksjon som hovedformål. Det er fortsatt uavklart om det finnes systemer som kan karakteriseres som semi-naturlig mark uten jordbruksproduksjon. Arealer preget av svært intensiv utnyttelse til skogbruksformål, med markberedning, gjødsling, sprøyting og/eller og innplanting av fremmede treslag, kan kanskje ses på som semi-naturlig og/eller sterkt endret hevdpreget mark uten jordbruksproduksjon. Effektene på artssammensetningen er imidlertid langt mindre enn effektene av tilsvarende hevdintensitet på jordbruksmark fordi systemet, til tross for forstyrrelsene, opprettholdes som et skogsmarkssystem. Begrepene uten eller med svake spor av hevd, **ekstensiv hevd** [definert som 'hevd med en intensitet som resulterer i semi-naturlig mark'] og **intensiv hevd** [definert som 'hevd med en intensitet som resulterer i sterkt endret mark'] er parallelle begreper til lav, middels og høy menneskeinnflytelse.

På samme måte som total forstyrrelsесintensitet kan brytes ned til naturlig og menneskebetingete forstyrrelsесintensitet, kan total menneskebetinget forstyrrelsесintensitet brytes ned til to uavhengige komponenter; hevdintensitet og intensiteten av annen menneskebetinget forstyrrelse. Relasjoner mellom disse mer eller mindre uavhengige forstyrrelsесintensitetskomponentene kan visualiseres som akser i et diagram med firkantet utfallsrom, på samme måte som Fig. B3–1. Dette diagrammet, som er vist i Fig. B3–4, er kalt menneskeforstyrrelsесfirkanten. Liksom for naturlig og menneskebetinget forstyrrelsесintensitet (Fig. B3–1), er det grunn til å anta at det i liten grad forekommer effektforsterking, det vil si at én forstyrrelsесkomponent forsterker effekten av den andre forstyrrelsесkomponenten på omfanget av endringer i artssammensetning.

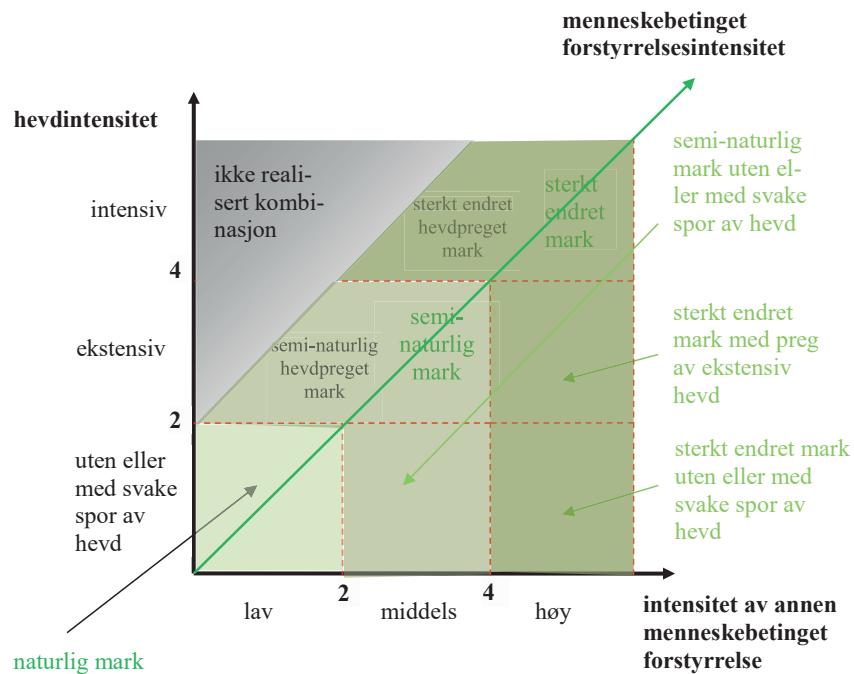


Fig. B3–4. Menneskeforstyrrelsесfirkanten. Begreper knyttet til variasjon i (total) menneskebetinget forstyrrelsесintensitet i grønt. Økende intensitet på den grønne bakgrunnsfargen angir økende (total) menneskebetinget forstyrrelsесintensitet. Figuren viser relasjoner mellom begrepene naturlig mark, semi-naturlig mark og sterkt endret mark og den lokale komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI). Aksene er tentativt skalert i økologiske avstandsenheter (ØAE).

B3h Den lokale komplekse miljøgradienten hevdintensitet

Av definisjonen av hevd framgår hvilke typer påvirkninger (hevdformer) som inngår i hevdbegrepet. På grunnlag av definisjonene av ekstensiv og intensiv hevd, som kobler hevdintensitet til generell forstyrrelsесintensitet, ble det under arbeidet med NiN versjon 2.0 gjort en første inndeling av den lokale komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI) i åtte trinn, som skulle være direkte relatert til de seks trinnene langs den lokale basiskoklinen HI i NiN versjon 1.0 (Tabell B3–1). Denne trinndelingen ble i løpet av arbeidet med NiN versjon 2.0 så godt innarbeidet at den etter hvert fikk status som en referanse for inndelingen av HI i basistrinn og hovedtypetilpassete trinn. Den er imidlertid ikke en standardtrinninndeling i henhold til definisjonen i kapittel B2 fordi en standardinndeling gjøres separat for hver hovedtype (hovedtypetilpasset trinninndeling). For å unngå begrepsforvirring, blir derfor åttetrinnsinndelingen av HI vist til som en bakgrunnstrinninndeling av HI, og bakgrunnstrinnene blir betegnet I–VIII (se kapittel B2i).

TABELL B3–1. Bakgrunnstrinninndeling av hevdintensitet (HI) benyttet i NiN versjon 2 og disses relasjon til inndelingen i 11 basistrinn i NiN[2] artikkel 3.
Merk at det ikke er full overensstemmelse mellom trinnene langs NiN 1.0-økoklinen grunnleggende hevdintensitet (HI) og bakgrunnstrinninndelingen (se NiN[2] artikkel 3, omtalen av LKM hevdintensitet (HI), og NiN[2] artikkel 4, Tabell B1–1).

'Samletrinn'	Grunnleggende hevdintensitet (HI) i NiN versjon 1.0: trinn	Bakgrunnstrinninndeling	Basistrinn-inndeling
intensiv hevd	6 svært intensiv grunnleggende hevd	VIII svært intensiv hevdpreg (fulldyrket mark)	j
	5 intensiv grunnleggende hevd	VII temmelig intensiv hevdpreg (ryddet, pløyd, tilrettelagt for maskinell høsting)	hi
	4 moderat intensiv grunnleggende hevd	VI lite intensiv hevdpreg (regelmessig gjødslet, jordbruksvekster innsådd, sprøytet og/eller med spor etter ploying)	fg
ekstensiv hevd	3 langvarig ekstensiv grunnleggende hevd	V ekstensivt hevdpreg med svakt preg av gjødsling	e
		IV typisk ekstensivt hevdpreg (regelmessig beite og/eller slått og brenning)	cd
		III svært ekstensivt hevdpreg (relativt regelmessig rydding, typisk også beite, slått og/eller brenning)	b
svak eller ingen hevd	2 svært ekstensiv grunnleggende hevd	II tydelig beitepreg (men ikke hevdbetinget)	a
	1 ingen påviselig hevd	I uten hevdpreg	0

Når intensiteten av ulike hevdregimer, karakterisert ved ulike hevdformer, kan måles i økologiske avstandsenheter (som uttrykker omfanget av endringen i artssammensetning hevdregimet gir opphav til), er det mulig å tilordne enkle og mer komplekse hevdregimer til bakgrunnstrinn langs den komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI) (merk at så vel ekstensiv som intensiv hevd oftest forutsetter et forutgående inngrep, f.eks. fjerning av trær eller rydding av markoverflata). Grovplasseringen av enkle hevdregimer (bestående av én enkelt hevdform) langs HI-bakgrunnstrinn er vist i Tabell B3–2, mens plasseringen av hevdregimer som kombinerer to hevdformer er vist i Fig. B3–5.

Hevdregimer som kombinerer tre (eller flere) hevdformer medfører normalt ingen endring i hevdintensitet i forhold til kombinasjonen av de to hevdformene som har størst betydning for den samlede hevdintensiteten. For eksempel har kombinasjonen (beiting + brenning + slått) i lynghei ingen ekstra effekt på artssammensetningen i tillegg til beiting + brenning, som imidlertid kan være tilstrekkelig til at utfallet blir en semi-naturlig eng (HI-trinn ≥ 4). Kombinasjonen beiting + slått (inkludert fjerning av produksjonen) + gjødsling kan øke næringsuttaket så mye at HI reduseres med -1 enhet i forhold til kombinasjonen beiting + gjødsling. Tabell B3–2 og Fig. B3–5 gjør det mulig å typeinnde semi-naturlig mark og sterkt endret hevdpreget mark på grunnlag av de samme prinsippene som legges til grunn for inndeling av øvrig natur, samt å koble typer av semi-naturlig og sterkt endret hevdpreget mark til hevdform.

Det meste, men ikke all, hevdpreget mark faller inn under definisjonen av jordbruksmark. Fordi jordbruksmark ofte karakteriseres av en annen artssammensetning (både av innsådde og andre arter), har et annet forstyrrelsесregime og har en del andre egenskaper som skiller den fra øvrig hevdpreget mark (f.eks. vegkanter som slås eller sprøytes), og fordi jordbruksmark typisk inngår i en annen landskapsmessig sammenheng, er det hensiktsmessig å dele hevdpreget mark i jordbruksmark og **annen hevdpreget mark (enn jordbruksmark)**.

TABELL B3–2. Fordeling av hevdregimer bestående av én enkelt hevdform på bakgrunnstrinn langs den komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI); se Tabell B3–1 for beskrivelse av bakgrunnstrinnene og relasjon til basis/trinninndelingen av HI. For hevdformer som ikke kan utgjøre et hevdregime alene, er hevdintensiteten angitt som potensiell effektendring (+ angir høyere og – angir lavere trinn) når hevdformen kombineres med andre hevdformer.

Hevdform	HI-bakgrunns-trinn (min–max)	Kommentar (tall angir bakgrunnstrinn)
beiting	I–VIII	<p>II beiting med beitetrykk som er lavt, men likevel høyt nok til å gi utslag på artssammensetningen (beiteskog; tresjikt uskjøttet eller skjøttet med sikte på skogproduksjon)</p> <p>III beiting med beitetrykk høyt nok til å opprettholde et stort innslag av arter som er typisk for semi-naturlig mark (hagemarksskog; tresjikt uskjøttet eller skjøttet med sikte på produksjon i feltsjiktet)</p> <p>IV–V høyt beitetrykk, f.eks. helsesongbeite</p> <p>VIII maksimumsverdi for overbeitet, fullstendig nedtrakket og dyregjødslet mark (paddocker, områder nær saltsteiner, sauehellere, etc., der vegetasjon mangler)</p>
brenning	II–V	<p>II sjeldent, men regelmessig avsving av marksjiktet i et tresatt areal (skjøtsel med sikte på høsting av feltsjiksprodusjonen)</p> <p>III regelmessig brenning av lynchheier (normal brannfrekvens tilpasset lyngens regenerasjonssyklus, brenning på bløt mark, slik at ikke humuslaget brenner opp); hyppig bråtebrenning/avsving (2–3-årsintervaller) som fremmer gras- og urter</p> <p>V maksverdi for svedjebruk (brenning av feltsjikt om sommeren, i den hensikt å svi av øvre del av humuslaget)</p>
slått	II–V	<p>Effekten av slått avhenger av markas vannmetning (VM) og avtar fra fastmark via fuktmark til våtmark, og innenfor våtmarkssystemer med avstand til grunnvannsspeilet [den lokale komplekse miljøgradienten tørrleggingsvarighet (TV)) fra tue til mykmattenivå.</p> <p>II effekt av sporadisk slått i utmark</p> <p>III effekt av regelmessig slått i utmark på fastmark (utslårter; lauvenger), med en intensitet som opprettholder et stort innslag av skogsarter i feltsjiktet</p> <p>IV effekt av årlig sein slått med fjerning av høy på markrydda innmark</p> <p>IV+ forsterket effekt av regelmessig tidlig slått</p> <p>V effekt av slått uten fjerning av gras, som medfører grøntgjødsling</p> <p>V hyppig plenklipping på god jord, med grasfjerning</p> <p>V+ forsterket endring av artssammensetning (økt hevdintensitet) intensitet som følge av grøntgjødsling når graset ikke fjernes</p>
jord/ bearbeiding	(V–)VI–VIII	<p>Første gangs jordbearbeiding (pløying) innebærer ikke hevd etter definisjonen (som forutsetter regelmessig, altså gjentakelse) av inngrepet.</p> <p>[VI Ikke regelmessig, grunn pløying (små potetåkre som ble dyrket ett eller noen få år og deretter flyttet, fulgt av et ekstensivt hevdregime med beiting og/eller slått) innebærer et moderat–omfattende inngrep, hvis effekt er avhengig av flere omstendigheter (utstrekning av jordlappen, vannmetning av marka, hevdregime, etc.); kan kanskje i noen tilfeller være kompatibelt med trinn V; regelmessig, gjentatt pløying innebærer minst trinn VII]</p> <p>[V 'pløying' med ard]</p> <p>VII overflateharving/grunnpløying</p> <p>VIII dyppløying (åkermark)</p>
sprøyting	(V–)VI–VIII	<p>Effekten av sprøyting avhenger av sprøytefrekvens, sprøytemiddel og konsentrasjonen av sprøytemiddelet.</p> <p>V punktsprøyting, pensling av busker, stubber etc.</p> <p>VI–VIII avhengig av frekvens, sprøytemiddel og konsentrasjon</p>
gjødsling	(V–)VI–VIII	<p>Effekten av gjødsling avhenger av en rekke lokale (vannmetning) og regionale miljøvariabler (nedbør) samt, ikke minst, av hvor ofte det gjødsles, hvor mye gjødsel som blir tilført, type gjødsel og gjødselens kjemiske sammensetning, og hvordan gjødslingen blir utført. Gjødsling som enkeltvariabel adresserer gjødsling som tillegg til gjødslingseffekten av beiting uten tilleggsføring.</p> <p>V svært lett manuell selektiv gjødsling over kort tid uten vesentlige utslag på artssammensetningen</p> <p>VI manuell selektiv gjødsling, lav dose (fastgjødsel), som vedvarer over noen tid (en del år) og som ikke er tilstrekkelig til å slå ut nitrogenfølsomme arter som er typisk for semi-naturlig mark; mange ulike forhold synes å bestemme effekten av svak gjødsling, med en betydelig tilfeldig faktor</p> <p>VI–VII(–VIII) gjødsling med fast gjødsel i et omfang som fører til innslag av nitrofile arter på bekostning av nitrogenfølsomme arter; artssammen/setningen gir uttrykk for gjødslingsintensiteten</p> <p>VII–VIII gjødsling med bløtgjødsel, gylle etc.; effekten avhenger av mengde, konsentrasjon etc.</p>

rydding	max +1	Regelmessig rydding (fjerning av vedvekster) inngår bare i hevdbegrepet når ryddingen finner sted i kombinasjon med andre hevdformer. +1 rydding kan gi grunnlag for +1 trinn på HI-skalaen ved å fremme lyselskende arter og disfavorisere skogsarter
høsting av tresjiktet	max. +1	+1 styving kan gi grunnlag for +1 i tilfeller der markas egenskaper påvirkes gjennom en gjødslingseffekt når ytre del av trærnes rotssystem dør og tresjiktet åpnes
tråkk (av menneske)	max +1	Tråkk av dyr som ledd i beiting inngår i hevdformen beiting +1 regelmessig tråkk (av mennesker), inkludert kjøring, kan bidra til en forsterket hevdeffekt (f.eks. ved å fremme visse artsgrupper) og gi grunnlag for +1 trinn på HI-skalaen, men tråkk alene skaper ikke en semi-naturlig eng 0 påvirkningen fra tråkk er vanligvis lokal; effekten avhengig av lokale miljøforhold, tråkkintensiteten etc.
såing/utplanting	avhengig av hva som blir sådd	Avhengig av hva som blir sådd; -1 – +1: stedegne arter typisk for semi-naturlig mark VI–VIII froblandinger, monokultur, som innebærer en forsterkning av forskjell i artssammensetning i forhold til opprinnelig natur og ØA-verdier > 1
vanning	max. +1	avhengig av lokale og regionale forhold

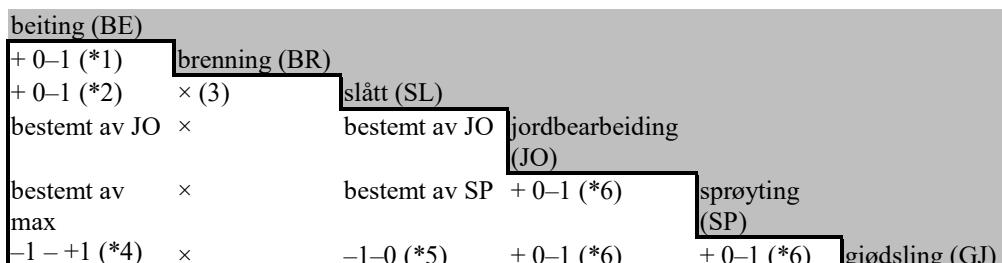


Fig. B3-5. Fordeling av hevdregimer bestående av en kombinasjon av to hevdformer på trinn langs den komplekse miljøgradienten hevdintensitet (HI), definert i henhold til Tabell B3-1. For hevdformer som ikke kan utgjøre et hevdregime alene, er hevdintensiteten angitt som potensiell effektendring (+ angir høyere og - angir lavere trinn) når hevdformen kombineres med andre hevdformer. (*n) er henvisninger til kommentarer.

Kommentarer:

(*)1) Lavt/moderat beitetrykk i kombinasjon med brenning som utføres i henhold til tradisjonelt brennings/regime i kystlynghei forandrer ikke hevdintensiteten (BR3 + BE2 → BE3). Lyngheier kan gå over til semi-naturlig eng ved frekvent brenning og beiting (BR3 + BE3 → HI4), men i slike tilfeller er det usikkert om det er brenningen eller beitingen som er utslagsgivende. Jo høyere intensitet av begge faktorer, desto sterkere kan den kombinerte effekten bli (bare realistiske kombinerte regimer er hensyntatt i denne figuren).

(*)2) Hevdformen som forekommer med lavest intensitet av de to kan øke HI i forhold til intensiteten på faktoren med størst intensitet med inntil +1 trinn. Tradisjonelt forekom slått nesten ikke uten (høst)beite. Høstbeite bidrar til økt artsrikdom ved bl.a. å fremme høstspiring av arter gjennom tråkk, men dette endrer ikke HI-trinnet. Vårbeiting kan føre til større hevdintensitet hvis beitetrykket er høyt nok og beitingen varer langt nok utover forsommeren.

(*)3) Ikke vanlig, men har forekommert.

(*)4) Beiting i kombinasjon med gjødsling kan redusere effekten av gjødslingen litt ved omfordeling av gjødselen (-1 trinn), ha minimal modifiserende effekt (0), eller i spesielle tilfeller forsterke gjødslingseffekten, f.eks. på liggeplasser og nær saltsteiner (+1 trinn). Ulike dyr omfordeler gjødselen på ulike måter.

(*)5) Slått i kombinasjon med fjerning av gras kan medføre fjerning av næring og en reduksjon av HI med inntil -1 trinn.

(*)6) Kombinasjoner av sprøyting og gjødsling kan medføre inntil +1 trinn i forhold til hevdformen som forekommer med lavest intensitet.

B3i Begrepsapparat for suksesjoner og sammenhenger mellom forstyrrelse og suksjon

Med **suksjon** menes 'mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning, eventuelt også miljøforhold, over tid som følge av **endringsgjeld** betinget av forstyrrelse'. Viktige begreper for å forstå suksesjoner er endringsgjeld som defineres som 'forventet framtidig endring i artssammensetning (summen av utdøingsgjeld og immigrasjonskredit) som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold', **utdøingsgjeld** [extinction debt; et begrep som først ble brukt av Tilman et al. (1994), men som adresserer et fenomen som har vært kjent lenge], det vil si 'forventet framtidig lokal utdøing av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold (motstykke til immigrasjonskredit; endringsgjeld er summen av immigrasjonskredit og utdøingsgjeld)' og **immigrasjonskredit** [*immigration credit*; et begrep først brukt av Jackson & Sax (2010)], det vil si 'forventet framtidig tilførsel av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold (motstykke til utdøingsgjeld; endringsgjeld er summen av immigrasjonskredit og utdøingsgjeld)'.

I den økologiske litteraturen skiller gjerne mellom **primær suksjon**, definert som 'suksjon på uorganiske (minerogene) livsmedier', og **sekundær suksjon**, definert som 'suksjon på mer eller mindre organiske livsmedier'. Suksesjoner er vanligvis, men ikke alltid, forårsaket av forstyrrelse. Andre forhold som kan forårsake suksesjoner er endringer i bakgrunnsverdiene for basale miljøegenskaper, f.eks. gradvise klimaendringer eller forsuring. En suksjon varer til endringsgjelden er 'betalt' eller en ny forstyrrelsesebegivenhet inntreffer.

Forstyrrelser, naturlige så vel som menneskebetingete, forårsaker suksesjoner hvis og bare hvis forstyrrelseselektronen er så lav at 'tilbakebetalingen' av endringsgjelden kommer i gang før neste forstyrrelsesebegivenhet inntreffer. Systemer preget av aktiv destabilisering forstyrrelse, kjennetegnet ved (relativt) høy forstyrrelseselektron (Fig. B3–2), er derfor mer eller mindre kontinuerlig i en dynamisk tidlig- eller mellomsuksesjonsfase og framviser derfor i liten grad eller ikke i det hele tatt grad variasjon langs en suksjonsgradient. Eksempler på slike systemer er åpen ur og snørasmark (T17), nakent sandskred og sandskred-eng [i NiN versjon 1 grunntyper 2 og 5 i hovedtypen åpen skredmark (T18) og sanddynemark (T13)].

På naturmark finner vi pågående suksesjoner først og fremst i systemer preget av disruptiv og regulerende forstyrrelse (systemer med ekstremverdiregulering). Suksesjoner etter disruptiv forstyrrelse, f.eks. leirskred og fjellskred, er oftest primære suksesjoner. Disruptive forstyrrelsesebegivenheter kan også resultere i sekundære suksesjoner, f.eks. etter jordras [åpen skredmark (T18), grunntyper 3 nakent jordskred, 6 jordskred-eng og 7 jordskred-fukteng].

På grunnlag av sammenhenger mellom kategorier av forstyrrelseseintensitet og type av suksjonsforløp, kan suksjonsforløp kategoriseres som følger:

1. Suksjon, oftest primær, etter naturlig disruptiv forstyrrelse, opphør av intensiv hevd i sterkt endret mark eller annet omfattende inngrep.
 - a. **langsom suksjon**, definert som 'primær suksjon som forventes ikke å nå ettersuksjonsstilstanden i løpet av (100–)200 år'
 - b. **rask suksjon**, definert som 'sekundær eller primær suksjon som forventes å nå ettersuksjonsstilstanden i løpet av 100(–200) år eller kortere tid'
2. Suksjon, oftest sekundær, etter naturlig ekstremverdiregulerende forstyrrelse, opphør av ekstensiv hevd i semi-naturlig mark og/eller enkeltstående middels omfattende inngrep. Suksesjoner av denne typen vil nesten uten unntak være raske suksesjoner.

Det finnes ingen skarp grense mellom rask og langsom suksjon, som for så mye annen naturvariasjon

er det tale om variasjon i et kontinuum. Om et suksesjonsforløp skal bli langsomt eller raskt, bestemmes først og fremst av markas/bunnens beskaffenhet. Suksesjoner på grove uorganiske livsmedier (fast fjell, blokker og stein) kan gå svært langsomt og fullføres vanligvis ikke i løpet av et økologisk relevant tidsintervall (100–200 år), mens suksesjoner på finere substrater kan fullføres i løpet av (godt) under 100 år. I førstnevnte tilfelle skal suksesjonsforløpet etter definisjonene beskrives som tilstandsvariasjon, i sistnevnte tilfelle skal det beskrives som lokal basal øko-variasjon. Suksesjoner innenfor systemer som er skapt av omfattende forstyrrelse, naturlig eller menneskebetinget, skal beskrives som variasjon langs den lokale basale variabelen primær suksesjon (PS) hvis (og bare hvis) markas eller bunnens beskaffenhet [fjell, blokker og stein; typisk tilhørende livsmedium-hovedtypen grovere uorganiske livsmedier (T1)] gjør at suksesjonsforløpet ikke fullføres i løpet av et tidsintervall på 100–200 år. Dette gjelder også suksesjoner i sterkt endrete systemer med tilsvarende mark/bunnegenskaper.

Forskjellen mellom inngrepsskapt mark/bunn som ligger til rette for å gjennomgå rask (sekundær eller primær) suksesjon på den ene siden og mark/bunn som ligger til rette for langsom (primær) suksesjon på den andre siden er vesentlig; førstnevnte vil gjennomgå suksesjoner som skal beskrives som tilstandsvariasjon mens sistnevnte vil gjennomgå suksesjoner som skal beskrives som lokal miljøbetinget variasjon. Denne forskjellen innebærer at systemer som gjennomgår langsom suksesjon skiller seg fra systemer som gjennomgår rask suksesjon ved at deres hovedkompleksvariabelgruppe inneholder en variabel, langsom primær suksesjon (LA), som systemer som gjennomgår rask suksesjon mangler. Dette gir grunnlag for å se på systemer som skiller seg med hensyn til suksesjonsforløp som vesentlig forskjellige. Dermed er det hensiktsmessig å trekke ei grense mellom jorddekt og ikke-jorddekt mark, både på naturlig og på sterkt endret mark. Også på sterkt endret mark er det substratets beskaffenhet som avgjør suksesjonshastigheten.

Begrepet gjengroingssuksesjon ble i NiN versjon 1 brukt både om langsom og om rask suksesjon. Som påpeikt i NiNnot98, er en slik begrepsbruk upresis og uhensiktsmessig fordi begrepet gjengroing oftest blir forbundet med prosesser i jordbruksmark (både semi-naturlig jordbruksmark og oppdyrka mark) etter opphør av bruk. I NiN versjon 2 vil derfor ikke begrepet gjengroingssuksesjon bli brukt som et generelt begrep om suksesjoner; men blir i stedet forbeholdt endringer på jordbruksmark (hevdpreget mark) etter opphør av bruk. I stedet blir begrepene rask og langsom suksesjon brukt som generelle suksesjonsbegreper.

Ytterpunktet langs den kontinuerlige variasjonen fra rask til langsom suksesjon er frosset suksesjon, som er en langsom suksesjon (i videste forstand) der suksesjonshastigheten er nær null.

B3j Beskrivelse av variasjon langs suksesjonsgradienter

Suksesjoner som fullføres i løpet av et økologisk relevant tidsperspektiv på 100(–200) år, skal oppfattes som tilstandsvariasjon, mens suksesjoner som behøver lengre tid for å nå ettersuksesjonstilstanden (eller kanskje aldri når en slik tilstand), skal oppfattes som lokal kompleks miljøvariasjon. Sekundære suksesjoner etter opphør av ekstensiv hevd i semi-naturlig jordbruksmark og/eller middels omfattende inngrep, suksesjoner etter opphør av intensiv hevd i oppdyrket mark og primære suksesjoner på finkornet substrat (leire, silt, sand eller grus) etter naturlig eller inngrepsskapt forstyrrelse faller derfor innunder begrepet tilstandsvariasjon [og operasjonaliseres som tilstandsvariabelen rask suksesjon (7RA); se NiN[2]AR3]. Den økologiske avstanden mellom et forstyrrelsесbetinget system og ettersuksesjonstilstanden er et uttrykk for den samlede effekten av mange forhold som påvirker suksesjonsforløpet – ikke bare forstyrrelsесintensiteten, men også de enkelte systemenes egenskaper. I prinsippet kan antallet trinn langs enhver suksesjonsgradient, langsom eller rask, bestemmes separat for hver natursystem-hovedtype på grunnlag av omfanget av variasjon i artssammensetning, etter metoden for klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøgradienter (se kapittel B2h). Av grunner

 antall standardtrinn fra nulltilstanden	4				ettersuksesjonstilstand
	3			ettersuksesjonstilstand	sein gjenvekstsuksesjonsfase
	2		ettersuksesjonstilstand	sein suksesjonsfase	tidlig gjenvekstsuksesjonsfase
	1	ikke-forstyrret eller hevdpreget tilstand av samme grunntype	suksesjonsfase	tidlig suksesjonsfase	brakkleggingsfase
	0	forstyrret eller hevdpreget tilstand	nulltilstand	nulltilstand	nulltilstand
	Relevante hovedtyper		(alle hovedtyper med HI som uLKM)	T38, V9	T25, T31, T35– 37, T42–43, V11
økende forskjell i artssammensetning mellom nulltilstanden og ettersuksesjonstilstanden					

Fig. B3–6. Prinsippskisse for operasjonalisering av raske suksesjoner som tilstandsvariabelen rask suksesjon (7RA) i beskrivelsessystemet for NiN versjon 2 på grunnlag av antall standardtrinn som utskiftingen av artssammensetning mellom nulltilstanden (initialtilstanden) og ettersuksesjonstilstanden tilsvarer. Hovedtypebetegnelser er forkart i NiN[2]AR3, Tabell C1–2. For ytterligere forklaring, se Tabell B3–3.

som er drøftet andre steder (se kapittel B4d og NiN[2] artikkkel 3, kapitler A1d og D7), blir ikke tilstandsvariabler klasse- og trinndelt ved bruk av denne standardiserte metoden i NiN versjon 2.1. Prinsippene for standardisert trinndeling blir imidlertid lagt til grunn for trinndeling av alle suksesjonsgradienter, som vist i Fig. B3–6.

Primære suksesjoner (og sekundære suksesjoner på mark med svært få arter, f.eks. monokulturer) kan, i prinsippet, ses på som en omvendt artsuttynningsituasjon. Det kan være vanskelig å fastslå hvor langs suksesjonsgradienten artsuttynningen slutter (endepunktet for artsuttynningsintervallet er definert som det punktet langs gradienten hvor den første tidligsuksesjonsarten når sitt optimum), men dette skjer nok i de fleste tilfeller i siste fase før ettersuksesjonstilstanden nås. Analysene av artsuttyningssituasjonen i Vedlegg 3 viste at et ‘standard’ artsuttynningsintervall omfatter ca. 2,4 ØAE. Som en generell grunnløsnig for suksesjoner som karakteriseres ved at endringen i artssammensetning er forutsigbar, deles derfor rask suksesjon (7RA) inn i tre trinn for naturlig forstyrrelsesskapt mark og sterkt endret mark mellom utgangstilstanden (i god hevd) og ettersuksesjonstilstanden (Tabell B3–3). Denne løsningen tar utgangspunkt i at gradientlengden mellom ekstrempunktet (utgangspunktet for suksesjonen) og ettersuksesjonstilstanden ligger i intervallet 3–4 ØAE. For naturlig forstyrrelsесbetinget mark der artsinnvandringen forventes å ha sterkt preg av tilfeldig variasjon, og for sterkt endret mark, deles rask suksesjon (7RA) inn i to trinn (i tillegg til utgangs- og ettersuksesjonstilstandene), ut fra en vurdering av at suksesjonen starter i et system med en etablert artssammensetning og derfor omfatter mindre endring i artssammensetning enn når den starter fra et system nesten uten arter.

I hevd påvirkete natursystemer der hevdintensitet (HI) er en underordnet lokal kompleks miljøvariabel (uLKM), finner det sted en så liten endring i artssammensetning etter opphør av bruk at det ikke er grunnlag for å operere med egne trinn for suksesjonsstadier. I disse tilfellene blir suksesjonstilstanden beskrevet ved angivelse av hevdintensitet (HI) og aktuell bruksintensitet (7JB–BA); se Fig. B3–6.

Langsom suksesjon (LA) skiller seg fra rask suksesjon (7RA) på forstyrrelsesskapt og sterkt endret mark først og fremst ved å pågå over mye lengre tid, og kategoriseres derfor i NiN som lokal kompleks miljøvariasjon og ikke som tilstandsvariasjon. Langsomme suksesjoner kan, som beskrevet over for raske suksesjoner, være preget av forutsigbar artsutskifting. Det er ingen *á priori* grunner til å anta at omfanget av artsutskifting før ettersuksesjonstilstanden intetreffet er forskjelligt mellom rask suksesjon (7RA) og langsom suksesjon (LA). Et framlegg til basisløsning for trinndeling av langsom suksesjon (LA) etter mønster av trinndelingen av rask suksesjon (7RA) i naturlig forstyrrelsesskapt mark og

TABELL B3–3. Generell basisløsning for trinndeling av tilstandsvariabelen rask suksesjon (7RA). Inndelinger i ett suksesjonstrinn (S) pluss endetrinn ('måleskala R3b') brukes for semi-naturlig myr og for treplantasje, to suksesjonstrinn (S1 og S2) pluss endetrinn ('måleskala R4b') brukes for boreal hei, naturlig forstyrrelsesskap mark og sterkt endret mark, og en inndeling i tre suksesjonstrinn (S1, S2 og S3) pluss endetrinn ('måleskala 5b') brukes for jordbruksmark. Trinnkategoriene 0 og E angir systemer som ikke er i endring; 0 (nulltilstanden) betegner tilstanden i det forstyrrelsесbetigete eller forstyrrelsesbetingete systemet (i hevdpregete systemer er bruksintensiteten lik hevdintensiteten) og E betegner ettersuksesjonstilstanden av naturlig mark (ekstremitstanden i motsatt ende av den raske suksesjonsgradienten). Trinnbegrensene som brukes ved angivelse av tilstandsvaryasjon (se Fig. B4–4) er angitt i kolonnen Trinn. Se Fig. B3–6 for prinsippskisse.

Trinn-kategori	Trinn	Begrep	Kommentar
E	3	ettersuksesjons-tilstand	uten tydelige indikasjoner på at endringer som kan relateres til tidligere forstyrrelse og/eller opphør av bruk fortsatt finner sted; artssammensetning mer eller mindre uten arter som ikke er typisk for ettersuksesjons-tilstanden; helhetlig system kjennetegnet av prosesser som kjennetegner naturlig mark
S	2	suksesjonsfase	artssammensetningen forskjellig fra artssammensetningen i det forstyrrelsesbetingete systemet og ettersuksesjons-tilstanden
0	1	nulltilstand	med intakt preg
E	4	ettersuksesjons-tilstand	uten tydelige indikasjoner på at endringer som kan relateres til tidligere forstyrrelse og/eller opphør av bruk fortsatt finner sted; artssammensetning mer eller mindre uten arter som ikke er typisk for ettersuksesjons-tilstanden; helhetlig system kjennetegnet av prosesser som kjennetegner naturlig mark
S2	3	sein suksesjonsfase	artssammensetningen har sterkere preg av arter som kjennetegner ettersuksesjons-tilstanden enn arter som kjennetegner det forstyrrelsesbetingete systemet eller suksesjonstrinn fra dette
S1	2	tidlig suksesjons-fase	artssammensetningen har sterkere preg av arter som kjennetegner det forstyrrelsesbetingete systemet eller suksesjonstrinn fra dette enn arter som kjennetegner ettersuksesjons-tilstanden
0	1	nulltilstand	med intakt preg
E	5	ettersuksesjons-tilstand	uten tydelige indikasjoner på at endringer som kan relateres til tidligere forstyrrelse og/eller opphør av bruk fortsatt finner sted; artssammensetning mer eller mindre uten arter som ikke er typisk for ettersuksesjons-tilstanden; helhetlig system kjennetegnet av prosesser som kjennetegner naturlig mark
S3	4	sein gjenvekst-suksesjonsfase	pionérarter og arter som er typiske for semi-naturlig eller sterkt endret jordbruksmark (f.eks. innsådde arter og/eller ugras) mangler eller finnes sparsomt, artssammensetningen domineres av arter typisk for ettersuksesjons-tilstanden; prosesser som kjennetegner naturlig mark er tydelig observerbare
S2	3	tidlig gjenvekst-suksesjonsfase	pionérarter og som er typiske for semi-naturlig eller sterkt endret jordbruksmark (innsådde arter og/eller ugras) finnes, begynnende etablering av mer skyggetolerante arter typisk for ettersuksesjons-tilstanden; enkelte av økologiske prosesser som kjennetegner naturlig mark kan være etablert
S1	2	brakkleggingsfase	med betydelig innslag eller dominans av pionérarter og ofte betydelig innslag av arter som er typiske for semi-naturlig eller sterkt endret jordbruksmark (innsådde arter og/eller ugras), ingen indikasjoner på etablering av prosesser som er typisk for naturlig mark
0	1	nulltilstand	med intakt preg

sterkt endret mark, med tre trinn mellom naken (blottlagt) mark og ettersuksesjons-tilstanden, er vist i Tabell B3–4. Et slikt forløp er typisk f.eks. for vegetasjonsetablering på lite forstyrrelsesutsatte sedimenter blottlagt når snø og is trekker seg tilbake (breforland og snøavsmeltingsområde) og når land stiger av hav (grus-, stein- og blokkstrand). Imidlertid er det nok vanligere at tidlige faser i primære suksesjonsforløp preges av stor grad av tilfeldighet i artssammensetningen (det vil si at det i liten grad er forutsigbart på hvilket stadium i suksesjonen hver art kommer inn) og ikke av systematisk artsutskifting. Tilfeldig etablering inntil systemet begynner å mettes med arter og variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler blir viktig for strukturering av artssammensetningen, innebærer at er det langt mindre økologisk avstand mellom det nakne starttrinnet og etablerte samfunn fordi ingen eller bare

et fåtall arter har artsspesifikke, distinkte responskurver i forhold til suksesjonsgradienten. Forskjellen i artssammensetning mellom suksesjonsfasene består da først og fremst i forskjeller i total artsmengde, ikke i systematiske forskjeller i hver enkelt arts mengde. Til grunn for trinndeling av langsomme suksesjoner med stor grad av tilfeldighet i artenes etablering, legges at den økologiske avstanden fra og med ekstrempunktet (utgangspunktet for suksesjonen) til ettersuksesjonstilstanden ligger i intervallet 2–3 ØAE. Dette synes f.eks. å være tilfellet ved primær suksesjon på bergvegger, i åpen flomfastmark etc., der arter gradvis akkumuleres over tid inntil det er etablert et økosystem der interaksjoner mellom arter også finner sted. Den viktigste interaksjonsprosessen er vanligvis kontramensalisme, hvorved en art favoriseres av å kunne benytte en annen art som substrat, eller den gjør seg nytte av organisk materiale produsert av sine forgjengere på stedet. I slike tilfeller skal antallet trinn reduseres, ved sammenslåing av to eller alle de tre trinnene naken mark, koloniserings- og etableringsfasen (med betegnelse pionérfasen); se Tabell B3–4.

Normalsituasjonen ved inngrep eller ekstremverdiregulerende (naturlig) forstyrrelse er at inngrepet eller forstyrrelsen skjer brått og skaper et helt nytt natursystem som enten kan opprettholdes ved vedlikehold av inngrepssituasjonen, slik tilfellet er med veger, bygninger og annen infrastruktur, eller overlates til (langsom eller rask) suksesjon, slik tilfellet er med enkelthendelser av store leirkred som gir opphav til T25 Historisk skredmark, rydding og oppdyrkning av skogsmark til T45 Oppdyrket varig eng eller torvtak som skaper V11 Torvtak. I alle disse tilfellene forårsaker forstyrrelsen eller inngrepet et spontant skifte fra én natursystem-hovedtype til en annen. Alle inngrep som medfører skifte fra én natursystem-hovedtypegruppe til en annen er naturligvis av denne typen. Neddemming av fastmark fører umiddelbart til at det oppstår L7 Sterkt endret eller ny fast ferskvannsbunn eller L8 Sterkt endret eller ny limnisk sedimentbunn og tørrlegging av innsjøer og elveløp gir opphav til T36 Ny fastmark på tidligere våtmark og ferskvannsbunn. Suksesjonene i forstyrrelsес- og inngrepsskapte hovedtyper beskrives etter mønstrene for rask eller langsom suksesjon avhengig av substratets beskaffenhet; typisk ved deling i fire eller færre trinn fordi akkumuleringen av arter i stor grad vil bære preg av tilfeldigheter.

Våtmarkssystemer som oppstår som følge av grøfting (V12 Grøftet torvmark) eller V13 Ny våtmark følger ikke dette mønsteret. Grøftet torvmark skiller seg fra alle ovenfor nevnte inngrepsbetingete systemer ved at inngrepet ikke umiddelbart fører til etablering av miljøforhold eller artssammensetning som gir grunnlag for å typifisere den grøftete torvmarka som en annen hovedtype. Grøftingsinngrepet kan dessuten være så lite at ettersuksesjonstilstanden ikke eller bare i mindre grad skiller seg fra utgangspunktet, med en artssammensetning som fortsatt faller innenfor variasjonsbredden i en hovedtype for naturlig våtmark. Grøfting av våtmark eksemplifiserer en situasjon der et inngrep forårsaker endringer i miljøforholdene og en endringsgjeld i artssammensetningen, som må beskrives separat akkurat som hevd og bruk av semi-naturlig jordbruksmark. Et grøftet torvmarkssystem skal typifiseres som V12 Grøftet torvmark når grøftingsinngrepet har vist seg (gamle grøfter) eller antas (nye grøfter) å være så gjennomgripende at det er grunn til å anta at artssammensetningen i ettersuksesjonstilstanden er eller vil bli mer lik artssammensetningen i en annen våtmarkshovedtype. Dette skjer f.eks. ved grøfting av V1 Åpen jordvannsmyr mer lik V2 Myr- og sumpskogsmark), eller når de bløteste partiene har gjennomgått eller forventes å gjennomgå vesentlig endring i artssammensetning langs den lokale komplekse miljøvariabelen tørrleggingsvarighet (TV) (vesentlig endring i artssammensetning tilsvarer to hovedtypetilpassete standardtrinn, f.eks. endringen fra mykmatte- til øvre fastmattenivå). Det er altså en vurdering av inngrepsintensiteten og ikke den aktuelle artssammensetningen alleine som er grunnlaget for å avgjøre hovedtypetilhørigheten. Dette kan synes som et brudd med prinsippet om at det er aktuell natur som skal beskrives i NiN, men er egentlig ikke det fordi ei grøftet myr ikke kan forstås økologisk uten en samlet vurdering av grøftingsinngrepet og artssammensetningen. Når en grøftet torvmark observeres på ett gitt tidspunkt, vil vanligvis heller ikke dens egenskaper som intakt (før grøfting) være kjent. Den mest presise beskrivelsen av torvmarka fås da ved å se aktuell artssammensetning i sammenheng med inngrepet (omfang, tid siden grøftingen ble foretatt, tegn til grøfterens, etc.). Grøftingstilstanden i torvmarkssystemer beskrives presist ved bruk av en sammensatt

TABELL B3–4. Generell basisløsning for trinndeling av den lokale komplekse miljøvariabelen langsom suksesjon (LA). Trinnbetegnelsene 0 og E angir systemer som ikke er i endring; 0 betegner tilstanden i nakne systemer rett etter forstyrrelse/inngrep og E betegner ettersuksesjonstilstanden av naturlig mark. Det skilles mellom suksesjonsforløp med systematisk artsutskifting og suksesjonsforløp med mer eller mindre tilfeldig etablering av arter.

Trinn	Systematisk artsutskifting	Tilfeldig etablering	Kommentar
E	ettersuksesjons-tilstand	etter-suksesjons-tilstand	uten tydelige indikasjoner på at endringer som kan relateres til tidligere forstyrrelse fortsatt finner sted; artssammensetning mer eller mindre uten arter som ikke er typisk for ettersuksesjons-tilstanden; helhetlig system kjennetegnet av prosesser som er typisk for naturlig mark
3	konsolideringsfase	konsoliderings-fase	artssammensetning mer eller mindre dominert av arter typisk for ettersuksesjonstilstanden; prosesser som kjennetegner naturlig mark er tydelig observérbar og artssammensetningen er, eller begynner å bli, strukturert av lokale komplekse miljøvariabler; ett helhetlig økosystem kan være etablert, men dette vil over tid fortsette å endres, f.eks. ved jodsmønnsoppbygging
2	etableringsfase	pionérphase	begynnende etablering av et system med naturlig mark, men de fleste artene som er typisk for ettersuksesjonstilstanden mangler; enkelte økologiske prosesser som er typisk for naturlig mark kan være etablert
1	koloniseringsfase		kolonisering av substratet pågår, ingen fortsatt ingen indikasjoner på etablering av prosesser typisk for naturlig mark (den forventete ettersuksesjonstilstanden)
0	initialfase		med intakt preg av omfattende forstyrrelse

variabel som består av to enkeltvariabler, grøftingssintensitet (7GR–GI) og endringsjeld (7GR–EG); se NiN[2] artikkkel 3, Vedlegg 7. Mens 7GR–GI er uttrykk for forventet eller observert omfang av den totale variasjonen i artssammensetning som følge av inngrepet, er 7GR–EG uttrykk for en vurdering av aktuell plassering langs denne suksesjonsgradienten.

B3k Sedimentsortering som flerdimensjonal lokal kompleks miljøvariabel

Gjennom hele arbeidet med NiN har det vært store utfordringer knyttet til kategorisering av sedimenter. I NiN versjon 1 ble variasjon i sedimentegenskaper beskrevet ved hjelp av én 'økoklin', kornstørrelse (KO), med ni ordinære trinn og seks såkalte 'spesialtrinn'. Et opplagt problem med denne måten å beskrive variasjon relatert til sediment-egenskaper, er at det ikke er noen lineær sammenheng mellom grader i artssammensetning og grader i sedimentenes kornstørrelsesfordeling; det er ikke engang opplagt at det er en monoton relasjon. Derfor finnes det heller ingen enkel transformasjon av fysisk kornstørrelse til én variabel som artssammensetningen er lineært relatert. Kategorisering av sedimenter var et hovedtema på møtet i marin faggruppe på Tjärnö i april 2013. Drøftingene der resulterte i enighet om et kategoriseringsskjema der sorterte sedimenter, basert på kornstørrelsesfordeling, fordeles langs tre 'dimensjoner' (Fig. B3–7) – to LKMg [erosjonsmotstand (S3E) – og finmaterialinnhold (S3F) og en LKMF (marine substrater med spesielle egenskaper – MS; i NiN versjon 2 betegnet spesielle sedimenter (S3S)] – som ble antatt å 'forklare' hovedgradientene i artssammensetning på sublitoral sedimentbunn, det vil si fra og med fjærebeltet og ned til ca. 100 m dyp. Dette kategoriseringsskjemaet, som seinere er videreutviklet i flere runder, konkretiserer en hypotese om at disse tre 'dimensjonene' representerer de komplekse miljøvariablene som er viktigst for å forklare variasjon i artssammensetning mellom ulike sedimentkategorier på marin og limnisk sedimentbunn fra og med fjærebeltet og ned til de største dyp (derav betegnelsen S3). I disse systemene er strøm- og bølgepåvirkningen gjennomgående sterkt nok til at sedimentenes kornstørrelsesfordeling bestemmes av deres evne til å motstå erosjon. Erosjonsmotstanden, eller eroderbarheten, blir derfor ansett som viktigste LKMg for å forklare variasjon i artssammensetning relatert til sedimentsammensetning, noe som begrunner valget av S3E som første dimensjon i sedimentkategoriseringssdiagrammet. S3E er delt i 8 basisklasser, men omfanget av variasjonen i artssammensetning mellom ytterpunktene varierer mellom ulike systemer (se NiN[2] artikkkel 3). Begrepet erosjonsmotstand er sentralt. Grabowski et al. (2011, s. 102) definerer eroderbarhet og relaterte begreper som følger:

'Erodibility is often expressed as ... a threshold for erosion or as an erosion rate An erosion threshold is the water velocity or critical bed shear stress (τ_c) that initiates sediment erosion, while erosion rate (E) is the mass of sediment eroded per unit time once the threshold is exceeded, i.e. at an excess shear stress. So, highly erodible sediment would have a low erosion threshold and/or high erosion rates at a low excess shear stress.'

En presis definisjon av **erosjonsmotstand** er 'et sediments evne til å motstå vannerosjon; målt som kritisk skjærstyrke, samt sedimentets evne til å motstå andre ytre påvirkninger slik det kommer til uttrykk gjennom sedimentets kornstørrelsesfordeling'. Begrepet **kritisk skjærstyrke** (*critical shear strength*) defineres i NiN som 'kraften som må utøves for å gi begynnende oppvirveling, enten for enkeltkorn for grovere sedimenter (sand og grovere) eller for sedimentet som helhet for såkalt cohésive sedimenter som har betydelig innslag av silt og leire (kritisk skjærstyrke måles i måleenheten Pascal, $1 \text{ Pa} = 1 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$)'. Denne definisjonen bygger på forklaringen av kritisk skjærstyrke hos Bjerkeng & Molvær (2002).

Kritisk skjærstyrke (og erosjonsmotstand) følger en J-formet kurve som funksjon av dominerende kornstørrelse (se Fig. B3-8; se også NiN[1] artikkel 14, Hjulström 1935, Shields 1936, Bjerkeng & Molvær 2002 og Sulebak 2007). Denne såkalte 'Hjulström-figuren' (Fig. B3-8) har en form som gjør at det innenfor hvert eroderbarhetsnivå finnes sedimenter med svært ulike dominerende kornstørrelser. Det gjelder ikke bare innenfor relativt lave eroderbarheter, slik Fig. B3-8 antyder, men kurven fortsetter egentlig ut av figuren og oppover mot venstre for leirdominerte sedimenter med finere og finere kornstørrelse. Kurvens vinkel med x-aksen er imidlertid ikke bare avhengig av sedimentets kornstørrelsesfordeling, men også av dets opprinnelse og hvor godt 'pakket' sedimentene er. Til venstre for intervallet langs x-aksen som er vist i Fig. B3-8 vil derfor kurven kunne anta ulike forløp innenfor en

S3F – Finmaterialinnhold	▫ finmateri- rial-dominert	vannhol- dig løst mudder	løst mudder	S1·h grov silt	S1·h fin og middels silt	S1·i leire	fast leire			S3S·e myrtorv
	bc finmateri- rialrik			finmateri- rialrik grov- sandbunn	finmateri- rialrik fingrus- bunn S3S·c	finmateri- alrik grus- og steinbunn S3S·d				S3S·d korallgrus
	0a finmateri- ialfattig		S1·g fin og middels sand	S1·f grov sand (og svært fin grus)	S1·e fin og middels grus	S1·d grov grus S3S·a S3S·b	S1·c stein	S1·b blokk- mark	S1·a fast fjell	S3S·c svamspikelbunn
	S3 Sediment- sortering	0 svært liten	a liten	b nokså liten	c inter- mediær	d nokså stor	e stor	f svært stor	▫ fast fjell	S3S·b ruglbunn S3S·a S1·j skjellsand S3S·0 S1·0 usortert sediment
S3E – Erosjonsmotstand										
S3S – spesielle sedimenter										

Fig. B3-7. Kategoriseringsskjema for sedimentsortering (S3), en flerdimensjonal kompleks miljøvariabel som brukes til typeinndeling av sedimentbunn/mark i NiN versjon 2. De tre 'dimensjonene' som utgjør S3-skjemaet er S3E, som uttrykker sedimentets erosjonsmotstand (kritiske skjærstyrke), S3F, som uttrykker dets finmaterialinnhold, og S3S, som gir grunnlag for å beskrive variasjon innenfor hver 'normal' sedimentkategori relatert til forekomst av spesielle, først og fremst bioklastiske sedimenter (lysfolette bokser, hvis plassering langs gradienter i erosjonsmotstand og finmaterialinnhold er vist med små, mørkere fiolette firkanter inni de grønne 'normalkategori-boksene'). Fast bunn (fast fjell og blokkmark) er markert med blågrønne bokser, mens steindominerte sedimenter, som kan fungere som fast bunn eller som mobile sedimenter avhengig av de kreftene som virker på dem, er indikert med en blålig grønnfarget boks. Basisklasser og basistrinn langs hver av dimensjonene S3E, S3F og S3S, som kombineres til hovedtypetilpassete trinn/klasser er indikert med små bokstaver. Kombinasjoner av sedimentegenskaper som normalt ikke er realisert, er markert med mørk grå bokser. Usorterte sedimenter, det vil si sedimenter med så stor variasjon i kornstørrelse at de ikke kan plasseres i diagrammet, er inkludert som en 'kategori 0' innenfor spesielle sedimenter. Til bruk i natursystemer der kornstørrelsen har betydning for artssammensetningen gjennom andre mekanismer enn 'dimensjonene' erosjonsmotstand og finmaterialinnhold uttrykker, er S3-skjemaet operasjonalisert i form av en serie konstørrelsesklasser som utgjør den lokale komplekse miljøfaktoren dominerende kornstørrelsesklasse (S1). S1-klassene er vist som mørk grønne firkanter i figuren.

brei vifte av mulige former; noe som uttrykker den gradvise overgangen mellom leirsedimenter og leirstein (forsteinet leire). Istidsavsetninger av fast blåleire ('moreneleire') kan være nesten like faste som (løse) bergarter som f.eks. sandsteiner. Leirrike sedimenters erosjonsmotstand er også avhengig av sedimentenes vanninnhold, og vanninnholdet er indirekte og direkte viktig for sedimentenes funksjon som livsmedium, både for planter og for dyr.

Begreper som brukes for å beskrive hvordan partikler 'oppfører seg' i vann er **koagulering** ('aggregering av partikler i vann forårsaket av kohesjon') og **flokkulering** ('aggregering av partikler i vann forårsaket av adhesjon'). Lavest erosjonsmotstand finner vi i sedimenter dominert av silt og leire med svært høyt vanninnhold (løst 'mudder'), som eroderes svært lett. Når vanninnholdet avtar, øker mudderets erosjonsmotstand inntil den blir sammenliknbar med erosjonsmotstanden i de mest eroderbare finmaterialfattige sedimentene, som er dominert av middels-fin sand (ca. 0,25–0,5 mm dominerende kornstørrelse; se Tabell B3–5 for begreper for kornstørrelsesklasser). Fra og med SE-a liten erosjonsmotstand mot økende erosjonsmotstand finner vi parallele serier av finmaterialfattige og finmaterialrike kornstørrelsesintervaller; i den finmaterialfattige serien øker erosjonsmotstanden når den dominerende kornstørrelsen øker, i den finmaterialrike serien øker først erosjonsmotstanden når den dominerende kornstørrelsen avtar og med økende grad av konsolidering (se Fig. B3–7). Generelt stabiliseres sedimentene når innholdet av svært fine kornstørrelser øker. Dette skjer dels ved **kohesjon**, 'til-

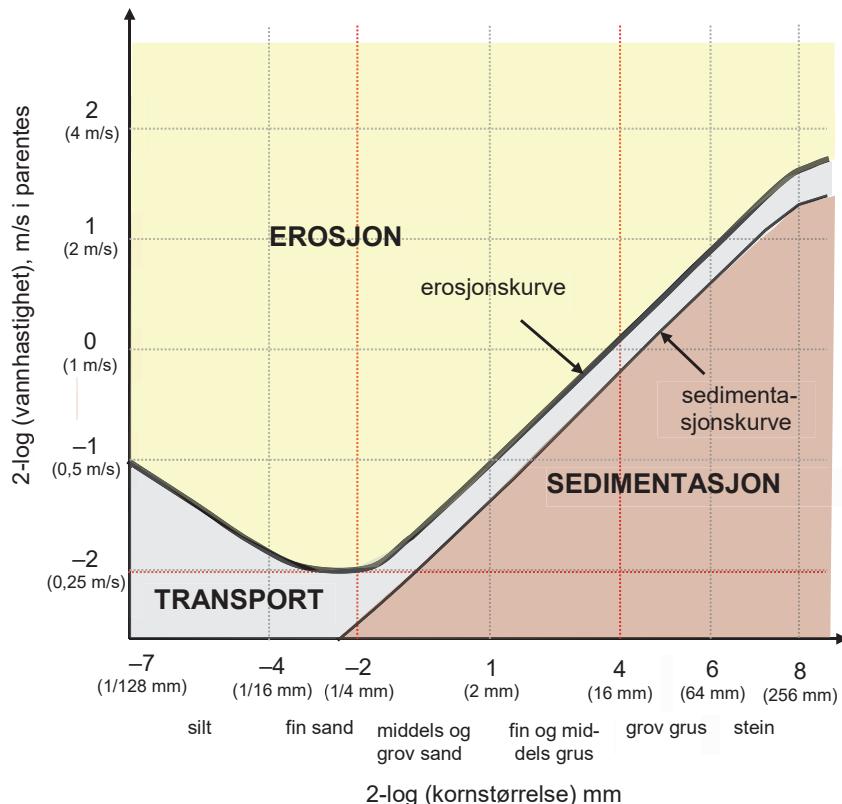


Fig. B3–8. Sammenhengen mellom vannhastighet og kornstørrelse, som bestemmer erosjon, transport og sedimentasjon av elvemateriale, basert på Hjulström (1935, 1939), Sundborg (1956), Sulebak (2007) og Dingman (2009). Gapet mellom sedimentasjons- og erosjonsfeltene i figuren illustrerer at større krefter må til for å sette partikler i bevegelse (erosjon) enn for å holde dem i bevegelse (transport). Formen på erosjonskurven er et resultat av at det er to ulike typer krefter som bidrar til å holde materiale fast på elvebunnen – kohesjon mellom små partikler (som avtar når partikkelenstørrelsen øker) og press fra vann i bevegelse (som øker når partikkelenstørrelsen øker). Sedimentets totale holdfasthet (dets kritiske skjærstyrke) er lavest for fin sand fordi kohesjonskraftene da er små samtidig som partiklene har lav vekt. Fin sand eroderes ved en vannhastighet omkring 0,2 m/s. Sedimentasjonskurven bøyer av (blir brattere) mot svært lave vannhastigheter fordi leire og fin silt bare sedimenteres når det er mer eller mindre strømstille (< 0,01 m/s). Skalaen på y-aksen er basert på vannhastigheter for ei elv som er ca. 1 m dyp. Sedimenter med gitt kornstørrelse eroderes ved lavere vannhastigheter i grunnere elver, samtidig som grunnere (mindre) elver ikke frambringer vannhastigheter som er høye nok til å erodere grove sedimenter.

TABELL B3–5. Wentworths kornstørrelsesskala (Wentworth 1922) med begreper for størrelsesklasser, brukt i NiN og i MarLIN (Connor et al. 2004).

Generelle kornstørrelsesbegreper (hovedklasse/klasse)		Begrep i MarLIN	Størrelse (mm)	\log_2 (nedre grense)
(Fast) fjell			>4096	12
Blokk	svært store	<i>bedrock</i>	2048–4096	11
	store		1024–2048	10
	middels		512–1024	9
	små		256–512	8
Stein	store	<i>cobbles</i>	128–256	7
	små		64–128	6
Grus	svært grov	<i>pebbles</i>	32–64	5
	grov		16–32	4
	middels	<i>gravel</i>	8–16	3
	fin		4–8	2
	svært fin	<i>coarse sand</i>	2–4	1
Sand	svært grov		1–2	0
	grov	<i>medium sand</i>	1/2–1	-1
	middels		1/4–1/2	-2
	fin	<i>fine sand</i>	1/8–1/4	-3
	svært fin		1/16–1/8	-4
Silt	svært grov	<i>mud</i>	1/32–1/16	-5
	grov		1/64–1/32	-6
	middels		1/128–1/64	-7
	fin		1/256–1/128	-8
	svært fin		1/512–1/256	-9
Leire	grov		1/1024–1/512	-10
	middels		1/2048–1/1024	-11
	fin		1/4096–1/2048	-12

trekning mellom kjemisk likartete partikler', i sedimenter typisk ved elektrokjemisk tiltrekning mellom leirpartikler og kolloider (van der Waalskrefter og elektrostatisk tiltrekning; Grabowski et al. 2011), dels ved **adhesjon**, 'tiltrekning mellom ulike partikler', i sedimenter f.eks. ved at bakterier fester seg til mineralkorn, ved at sedimentpartikler bindes sammen av en ytre agens som f.eks. en organisk polymer, jernoksid eller en annen kjemisk forbindelse (Grabowski et al. 2011). Leire har en sterkere stabilisrende effekt enn silt. Det forklarer hvorfor vi finner stor erosjonsmotstand både i faste leirsedimenter og steindominerte sedimenter.

Finmaterialfattige og finmaterialrike sedimenter har svært forskjellig artssammensetning; de finmaterialfattige har større innhold av gravende fauna (infauna), de finmaterialrike større innhold av påvekstorganismar (epifauna). Finmaterialinnhold (S3F) er derfor andre 'dimensjon' i sediment-kategoriseringsdiagrammet (Fig. B3–7). Tentative grenser mellom fem basistrinn er satt ved 0, 10, 30 og 60 % finmaterialinnhold (= samlet vektprosent silt + leire). Fra artssammensetningssynspunkt er 'mellomklasser' med hensyn til finmaterialinnhold, som f.eks. finmaterialrik grus- steinbunn, viktige fordi finmaterialet skaper levevilkår for arter som er knyttet til finere sedimenter (sedimenter med lavere erosjonsmotstand) samtidig som det grovere sedimentmaterialet beholder sine egenskaper og

sin epifauna. Årsaken til at slike blandete sedimenter forekommer, er at partikler som stikker opp fra bunnen får redusert erosjonsmotstand, mens partikler som gjemmer seg mellom større partikler får økt erosjonsmotstand i forhold til et homogent sediment (Shvidchenko et al. 2001). Innenfor flere av sedimentkategoriene definert ved en gitt kombinasjon av erosjonsmotstand og finmaterialinnhold finnes i tillegg til normale mineraljordssedimenter også **bioklastiske sedimentter**, det vil si 'sedimenter som for en stor del består av partikler av biologisk opprinnelse'. Når disse sedimentene har spesielle egenskaper som resulterer i en artssammensetning som er betydelig eller vesentlig forskjellig fra sedimentter som er sammenliknbare med hensyn til erosjonsmotstand og finmaterialinnhold, skal de etter prinsippene for typeinndeling i NiN versjon 2 gi grunnlag for inndeling i egne grunn- eller hovedtyper. Slike bioklastiske sedimentter (som utgjør de fleste av klassene i S3S) utgjør derfor den tredje 'dimensjonen' innenfor S3 (se Fig. B3–7), som skal legges til grunn for typeinndeling når de gir opphav til tilstrekkelig forskjell i artssammensetning fra sorterte sedimentter med tilsvarende erosjonsmotstand og finmaterialinnhold. S3S er en miljøfaktor, og representerer derfor i en gradientanalytisk forstand ikke bare en, men flere akser i det økologiske rommet som utspennes av variasjon i sorterte sedimentters egenskaper. For enkelthets skyld vil vi likevel omtale S3S som én av tre S3-dimensjoner.

I sublitorale marine sedimentbunnsystemer (det vil si sedimentbunn i dybdelag fra nedre fjæremål og et stykke ned i det afotiske beltet) er sedimentene i stor grad vasket ut og sortert av eroderende krefter (bølge- og strømvirkning) slik at kornstørrelsesfordelingen gjenspeiler sedimentenes (iboende) motstand mot erosjon. Erosjonsmotstand er derfor et godt begrep for den første dimensjonen innenfor S3 i disse systemene. Finmaterialinnholdet på sublitoral sedimentbunn er resultatet av en dynamisk balanse mellom erosjon av det opprinnelige sedimentet og tilførsler av finmateriale. Sedimentene inneholder det materialet som under de rådende forholdene, fram til i dag, ikke har blitt vasket vekk. Finmaterialinnhold er derfor valgt som betegnelse for den andre dimensjonen innenfor S3 uten at man går direkte inn på hvilke prosesser som er involvert i å bestemme sedimentenes finmaterialinnhold (mange ulike prosesser, historiske og aktive, er sikkert involvert). Avvikende artssammensetning, først og fremst på bioklastiske sedimentter, i forhold til sammenliknbare ordinære minerogene sedimentter er håndtert ved å åpne for S3S-kategorier som alternativer til de ordinære kategoriene (tredje dimensjon). Også usorterte sedimentter er inkludert i S3S som en 'spesialkategori', til forskjell fra all annen variasjon i S3-diagrammet, som adresserer sedimentter som er sortert av erosjonskrefter eller 'naturlig sortert'. Hypotesen om at denne kategoriseringen av sorterte sedimentter utspenner ('forklarer') hovedgradientene i artssammensetning kan testes for alle relevante natursystemer ved bruk av generaliserte artslistedata og metodikken som er beskrevet i kapittel B2 og i NiN[2] artikkel 2.

Bruken av S3-skjemaet er imidlertid ikke problemfri og flere utfordringer må løses:

- Den økologiske forklaringen på erosjonsmotstand som årsak til variasjonen i sedimentsammensetning innenfor finmaterialfattige sedimentter (langs gradienten fra fin sand via grov sand, grus og stein til blokker), er ikke fullt ut dekkende for alle sedimentbunn-systemer. I mange systemer er det andre årsaker til variasjon i sedimentenes kornstørrelsesfordeling (og artenes respons på denne variasjonen). På dyphavet forekommer f.eks. spesielle kombinasjoner av topografi, bølge- og strøm-forhold og sediment-tilførsel som gjør at finere sedimentter enn vannets eroderende kraft skulle tilsi, faktisk forekommer (jf. sjøfjærforekomster på mobil sandbunn i dyphavet).
- I mange natursystemer er bare deler av S3-skjemaet relevant for variasjon i artssammensetningen fordi variasjonen i artssammensetning og/eller økologiske prosesser følger et mønster som ikke, eller bare delvis, forholder seg til dimensjonene S3E, S3F og S3S på samme måte som i grunn-skjemaet.

Disse utfordringene er løst i NiN versjon 2 på følgende måte:

- S3-skjemaet brukes som et generelt rammeverk for å beskrive variasjon i artssammensetning relatert til variasjon i dominerende kornstørrelse i sorterte sedimentter i de natursystemer der erosjon antas

å være en svært viktig økologisk årsak til de observerte mønstrene. Fordi det fulle skjemaet har 3 'dimensjoner', brukes altså betegnelsen sedimentsortering (S3) i NiN 2. Mangfoldet av bakenforliggende prosesser som kommer til uttrykk som variasjon langs disse tre 'dimensjonene' kommer til uttrykk ved at S3 er en **flerdimensjonal LKM** (mLKM – m står her for multidimensjonal; dermed unngås sammenblanding med LKMf); en mLKM er 'kompleks miljøvariasjon over ett og samme tema, som beskrives ved bruk av et trinn- og/eller klasseskjema med mer enn en dimensjon' (merk at miljøfaktoren S3S i seg sjøl uttrykker variasjon i flere uavhengige 'dimensjoner' i det økologiske rommet).

2. I natursystemer der sedimentenes kornstørrelsesfordeling ikke har vesentlig betydning for variasjonen i artssammensetning, og erosjonsutsatthet (S3E) ikke er relevant som prosess for å forklare denne variasjonen, slik tilfellet er i fastmarkssystemer, er en forenkling av S3, operasjonalisert som én lokal kompleks miljøfaktor, dominerende kornstørrelsesklasser (S1), benyttet. Dette gjelder mange fastmarkssystemer, samt saltvanns- og ferskvannssystemer der det er grunn til å anta at artssammensetningen på fast fjell (S1•a) skiller seg fra artssammensetningen på steindominert mark (S1•b). Bruk av ett og samme kategoriseringsskjema (S3) som grunnlag for typeinndeling basert på sorterte sedimenters kornstørrelsesfordeling i alle systemer der artssammensetningen i større eller mindre grad varierer langs grader i fysiske substrategenskaper, ville være i tråd med målsettingen i NiN om harmonisering av begreper. Dette ble forsøkt i tidlige inndelingsframlegg (Framlegg 2; se NiNnot124), men idéen ble seinere forlatt for systemer der det ikke er erosjonsprosesser som forårsaker variasjonen i dominerende kornstørrelse fordi S3-skjemaet da innbyr til en feilaktig tolkning av viktige prosesser. I disse systemene er i stedet variasjonen parameterisert som én lokal kompleks miljøfaktor, dominerende kornstørrelse (S1), med 11 basisklasser (S1•0,a–j). Det gjelder bl.a. i T29 Grus- og steindominert strand og strandlinje der breenes sortering av morenemateriale og erosjon da områdene lå under og i havnivået til sammen er årsak til kornstørrelsesfordelingen da land steg av hav. Men gjennom den langvarige primære suksesjonen mot jorddekt fastmarks-system har finmateriale bygd seg opp og visket ut effekten av de marine erosjonsprosessene. Også i T18 Åpen flomfastmark forklares variasjon i artssammensetning av kornstørrelsesfordeling uten at S3-skjemaet direkte er egnet til å beskrive denne variasjonen. I fastmarkssystemer finnes også eksempler på sedimentkategorier med så spesifikk artssammensetning, betinget av spesielle økologiske prosesser, som skiller seg så mye ut med hensyn til artssammensetning og prosesser at de må skilles ut som egen hovedtype. T21 Sanddynemark, med sin svært særpregete primärsuksjon betinget av sandstabilisering (SS), eksemplifiserer dette.

S3-skjemaet består av 16 kombinasjoner av basistrinn langs kombinasjoner av S3E og S3F, pluss 6 basisklasser innenfor S3S. Når S3 blir brukt til naturtypeinndeling, blir den oppfattet som én normal LKM.

B3I Interspesifikke interaksjoner og strukturerende artsgrupper

Interspesifikke interaksjoner av ulike kategorier, inkludert trofiske relasjoner og næringsnett, er essensielle for alle helhetlige økosystemers funksjon. For typeinndeling på natursystem-nivået blir interspesifikke interaksjoner spesielt viktige når forekomst av arter, eller oftere artsgrupper, resulterer i en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra artssammensetningen i sammenliknbare systemer uten denne/disse arten(e). Slike artsgrupper kalles i NiN versjon 2 for **strukturerende artsgrupper**; et nytt begrep definert som 'artsgruppe med så stor betydning for et økosystems struktur og/eller funksjon at typiske systemer dominert av disse artene er vesentlig forskjellig fra andre, sammenliknbare systemer'. Funksjonen som strukturerende artsgruppe har i de aller fleste tilfeller sin årsak i struktur-egenskaper [f.eks. størrelse (trær), intersepsjon av lys og nedbør, etc.] som deles av flere taksonomiske grupper, funksjonelle typer, livsformgrupper, ell. Typiske eksempler er trær i fastmarkssystemer og steinkoraller i M6 Korallrev.

I tidligere faser av arbeidet med NiN versjon 2 ble begrepene nøkkelart og nøkkelartsgruppe brukt. Definisjonen av nøkkelart som ble brukt i denne fasen av arbeidet er imidlertid ikke dekkende for det vi ønsker å adressere med begrepet strukturerende artsgruppe; 'en art med stor, og i forhold til artens forekomst og mengde uforholdsmessig stor, betydning for et økosystem' (Paine 1969). Det originale engelskspråklige begrepet *keystone species* refererer seg til nøkkelsteinen i en romersk rundbue som, når nøkkelsteinen settes ned i toppen av buen, låser alle de andre steinene i fast posisjon.

Definisjonen av strukturerende artsgruppe er på samme måten som definisjonen av middels forstyrrelsесintensitet knyttet til begrepet vesentlig forskjell i artssammensetning, operasjonalisert som en forskjell på 2 ØAE. Begrepet **variasjon betinget av en strukturerende artsgruppe** brukes om 'vesentlig forskjell i artssammensetning mellom systemer med og uten forekomst av en strukturerende artsgruppe'.

Det er ingen motsetning mellom variasjon betinget av en strukturerende artsgruppe og forstyrrelsес- eller miljøstressbetinget variasjon. Flomskogsmark (T7) er et eksempel på en natursystem-hovedtype i NiN versjon 1 som på samme tid er forstyrrelsесbetinget og betinget av en strukturerende artsgruppe.

Kravet til funksjon som strukturerende artsgruppe i NiN versjon 2 om vesentlig forskjell i artssammensetning er et strengt krav. Artsgrupper kan oppfylle dette kravet ved hjelp av flere ulike mekanismer:

1. Fordi artsgruppa har en sterk økologisk strukturerende funksjon, på miljøet og/eller øvrig artssammensetning. Det klassiske eksemplet er skogdannende trær; en lang rekke arter er knyttet til forekomst av trær. Blant marklevende arter gjelder dette først og fremst mykorrhizasopper, men også skyggetolerante skogsmarksarter og arter knyttet til seine faser i nedbrytningen av død ved er knyttet til forekomst av trær. Betingelser for at mark med trær skal oppfattes som vesentlig forskjellig fra åpen mark er drøftet i kapittel B3m.
2. Artsgrupper som kan forekomme eller mangle innenfor et gitt, snevert intervall i det økologiske rommet og som, når de forekommer i en viss mengde, resulterer i et natursystem med vesentlig forskjellig artssammensetning. Eksempler på dette finnes i vannstrandbeltet på mudderbunn. Slike 'makkfjærer' er oftest svært artsfattige, til tross for at de dominerende artene, f.eks. fjærmark (*Arenicola marina*), kan forekomme i svært store mengder. Men på tilsvarende sedimenter finnes også, spredt, karplantedominerte systemer som inngår i typebegrepet 'undervannseng' hos Fremstad (1997). En lang rekke karplantearter kan dominere slike steder, uten at det synes å være mulig eksakt å forutsi hvilke arter som finnes hvor, eller hvorfor noen steder har karplantedominert vegetasjon mens andre mangler dette. Forskjellen i artssammensetning mellom de karplantedominerte systemene og systemer uten primær produksjon er imidlertid så vesentlig, både for artssammensetning og for økologisk funksjon, at karplantene her anses å utgjøre en strukturerende artsgruppe. Det samme gjelder samfunn med sumpplanter (helofytter), både i ferskvanns- og i saltvannssystemer, og engpregte systemer i fjærebeltet (strandenger).
3. Artsgrupper som resulterer i et natursystem med vesentlig forskjellig artssammensetning fra andre, sammenliknbare systemer oppfattes ikke som strukturerende artsgrupper når de fullt ut fyller et konvekst område i det økologiske rommet, slik at steder med dominans av artsgruppen mer eller mindre nøyaktig kan predikeres ut fra miljøforholdene på stedet. Ett eksempel på dette er stortare-skog, som fyller et velavgrenset intervall langs viktige lokale komplekse miljøvariabler innenfor eufotisk fast saltvannsbunn.
4. Artsgrupper som karakteriserer **alternativt semi-stabilt system**, det vil si 'ett blant to eller flere systemer, karakterisert ved ulik artssammensetning, eventuelt også ulike økologiske prosesser, som kan være stabile over en viss tid på et gitt sted, men som kan forsvinne og gjenoppstå i løpet av kortere tidsrom enn 100 år'. I NiN versjon 1 finnes to eksempler på bruk av den 'lokale basisøkoklinen' primær suksesjon (PS) til å skille ut slike dynamiske, enkeltartsdominerte systemer som grunntyper innenfor en videre definert natursystem-hovedtype: ålegraseng [grunntype 3 i løs eufotisk salt-

vannsbunn (M15)] og helofyttbelte i ferskvannssystemer og 'fjæresonesystemer', grunntyper 10 helofytt-brakkvannssump og 12 helofytt-saltsump i strandeng og strandsump (S7) og grunntyper 5 helofyttsump og 6 helofytt-kalksump i eufotisk ferskvannsbunn (F7)].

Bruken av en primær suksesjonsvariabel til å beskrive undervannsenger og helofyttbelter i NiN versjon 1 var imidlertid en nødløsnings for å plassere systemer med en svært spesiell kombinasjon av egenskaper; relativt distinkt artssammensetning (bl.a. mange arter som er assosiert med de dominerende artene), særpreget utseende og der forekomst av enkeltarter har en dokumentert eller antatt viktig økologisk funksjon (interaksjoner med andre arter, grunnlag for mange 'mikronisjer') og tendens til ustabilitet. De relativt sparsomme opplysningene som finnes om dynamikken i disse systemene indikerer at de kan etablere seg og forsvinne igjen i løpet av tiår, og at de mangler den stabiliteten som er typisk for andre systemer betinget av strukturerende artsgrupper som f.eks. skogsmarkstyper og M6 korallrev. Bruken av 'primær suksesjon' for slike systemer i NiN versjon 1 er ikke i overensstemmelse med definisjonen av primær suksesjon i NiN versjon 2, og de potensielt raske endringene disse systemene kan gjennomgå er ikke i overensstemmelse med krav om langsiktig stabilitet som en grunnleggende egenskap ved lokale basale miljøvariabler. Som en pragmatisk løsning på utfordringene knyttet til alternative semi-stabile systemer, vil disse artene bli oppfattet som strukturerende artsgrupper når det kan sannsynliggjøres at de har vesentlig betydning for artssammensetningen. I henhold til dette prinsippet skal undervannsenger, helofyttbelter og eventuelle andre alternative semi-stabile systemer vurderes med hensyn til kriteriet for natursystem-hovedtyper som er betinget av en strukturerende artsgruppe, på lik linje med mer stabile systemer. Systemer som ikke tilfredsstiller kravene til å anses betinget av strukturerende artsgruppe, skal beskrives ved bruk av dominans og artsinnhold som kilder til variasjon innenfor én felles hovedtype.

B3m Skogsmarksbegrepet

Forekomst eller ikke forekomst av et tresjikt er en strukturforskjell av stor betydning for økosystemenes funksjon og for hvilke organismer de inneholder. Et velutviklet tresjikt har stor effekt på miljøet i og nær marka, blant annet ved å modifisere mikroklima (stråling, luft- og markfuktighet, temperatur, uttørkingsfare) og stoffomsetning (blant annet via strøfall). På grunn av sin størrelse utgjør trær karakteristiske natursystem-deler både mens de er levende og i lang tid etter at de er døde, med en spesialisert og artsrik flora og fauna av assosierte arter. Trær er derfor en sterkt kandidat til å tilfredsstille kravene til en strukturerende artsgruppe i NiN versjon 2.

En skog kjennetegnes ved rikelig forekomst av trær. Men treaktige planter finnes i alle mulige størrelser, fra frøplanter som er noen centimeter høye til trær som er over tretti meter høye. Hvor skal grensa gå for hva som skal kalles et tre? Eller en skog? Fungerer trær som strukturerende artsgruppe i all skog? Skal et areal fortsatt defineres som skog etter at en tregenerasjon er avvirket og før en ny har vokst opp? Fordi det finnes alle overganger mellom åpne arealer og arealer med trær ('skog'), både i rom og i tid, trengs klare definisjoner av begreper som skal brukes til å beskrive arealer med hensyn til forekomst av trær. Dette temaet ble drøftet i veilederen for kartlegging etter NiN versjon 2, og blir tatt opp til ny drøfting i dette kapitlet. Deler av innholdet i kartleggingsveilederen er integrert i denne nye teksten.

En særlig viktig utfordring knyttet til beskrivelse av tresatte arealer følger av at NiN-systemet i størst mulig grad skal være oversettbart til og fra andre arealinndelingssystemer, nasjonalt og internasjonalt. Definisjonene av viktige begreper i NiN må derfor ta utgangspunkt i definisjoner som er i bruk i arealinndelingssystemer NiN må forholde seg til.

I NiN versjon 1 ble tre begreper lagt til grunn for håndtering av arealer med/uten trær: tre, skog og skogsmark. Av grunner som vil bli redegjort for nedenfor, vil begrepet 'skog' i NiN versjon 2 bli erstattet med begrepet 'tresatt areal'.

Definisjonen av begrepet 'tre'. Den kanskje mest benyttede internasjonale definisjonen av skog (FAO-definisjonen; Anonym 2005) tar ikke utgangspunkt i en eksplisitt definisjon av tre, men definerer som skog arealer med trær høyere enn 5 m eller som har potensiale til å bli høyere enn 5 m på vokestedet. EUNIS (Davies et al. 2004) legger en eksplisitt definisjon av begrepet 'tre' til grunn for sin typeinndeling (oversatt fra engelsk): 'Et tre er en vedplante med enkel hovedstamme, ugreinet nær grunnen (monokorm); noen trær (for eksempel eik og ask) har flerstammete former. Ved slutten av hver vekstsesong visner ikke de overjordiske delene ned, bortsett fra tap av bladverk. Trær har evne til å nå en høyde på 5 m når de er fullt utvokst.'

Tredefinisjonen i den internasjonale skogdefinisjonen, som er basert på 5 m høyde eller evne til å nå 5 m, ligger også til grunn for definisjonen av skog i N5 (Bjørstad 2007). Men Bjørstad (2007) framholder dessuten at det mange steder i Norge (opp mot fjellet, ut mot kysten og mot nord) finnes store vedplantedominerte arealer som på grunn av (dårlige) naturgitte vekstbetingelser ikke har mulighet for å nå en høyde på 5 m. Likevel er disse vedplantebestandene tette nok til å ha et skogsklima som skiller dem fra åpnere omgivelser (Skinnemoen 1969), og ofte har de også en artssammensetning og prosesser som er typisk for skog (forekomst av død ved med assoserte arter, mykorrhiza, etc.). En definisjon av skog basert på en tredefinisjon som forutsetter en faktisk høyde på 5 m (eller antatt evne til å nå 5 m) vil derfor bare fungere godt i områder der klimaet (eller de lokale økologiske forholdene) ikke i vesentlig grad begrenser trærnes vekst. Dette er ikke bare tilfellet opp mot den alpine eller arktiske skoggrensa, men gjelder generelt for økosystemer der forholdene for trevekst er dårlige (på grunn av tørkeutsatthet, vannmetning av marka, dårlig drenering, eller liknende), som for eksempel i ombrogen torvmark og i flomsonen langs elver og innsjøer, men ikke så dårlige at vedvekster ikke kan danne tette bestander. Bjørstad (2007) benytter derfor en subsidiær tredefinisjon basert på høyde 3 m for å inkludere disse overgangstilfellene i skog. Også EUNIS opererer med to tredefinisjoner; i tillegg til tre defineres begrepet lavt tre (low tree) som følger: 'Individ av art som normalt danner trær, men hvis vekst er begrenset av ytre faktorer eller som har en nedliggende vekstform.'

Ved siden av markslagskartleggingen i N5, er Rekdal & Larsson (2005) sitt system for vegetasjonskartlegging i målestokk 1:20 000–1: 50 000 det arealtypifiseringssystemet som er benyttet til kartlegging av størst areal på den norske landjorda (Bryn 2006). Uheldigvis er tre- og skogdefinisjonene i Bjørstad (2007) og Rekdal & Larsson (2005) ikke de samme. Rekdal & Larsson (2005) legger til grunn for sin skogdefinisjon en tredefinisjon som krever at vedplanter er 2,5 m høye og har en kronedekning på minst 25 %. Bryn (2008) presiserer denne definisjonen noe; treindividene skal, som fullt utvokste, være 2,5 m høye. Det synes derfor som om også Rekdal & Larsson (2005) sin tredefinisjon i realiteten omfatter vedplanter som har potensiale for å nå en gitt høyde, her 2,5 m. Rekdal & Larsson (2005) skriver eksplisitt at valget av 2,5 m høyde er uttrykk for en presisering av Nordhagens tredefinisjon 'over mannshøyde' (Nordhagen 1943).

Tredefinisjonen i EUNIS ekskluderer alle flerstammete (polykorme) vedplanteindivider, slik som store individer av vier, rogn, hassel etc., unntatt når disse er eik eller ask. Det er imidlertid mange gode grunner til at bestander av høyvokste polykorme vedplanter (uansett art) bør karakteriseres som skog. Slike bestander har vanligvis 'tetthet og areal som i samvirking gir opphav til skogsklima eller bestandsklima som skiller seg fra omgivelsene' – som er karakteristikken av skog hos Skinnemoen (1969), og som er retningsgivende for avgrensning av skog i N5 (Bjørstad 2007). Dette gjelder ikke bare bestander dominert av eik og ask, som eksplisitt nevnes i tredefinisjonen i EUNIS, men også krattskog dominert av hassel (Røsberg & Øvstdal 1987), mandelpil ('Salicetum triandrae'; Fremstad 1981, Kiel-land-Lund 1981) og gråselje ('Dryopterido thelypteris-Salcetum cinereae'; Kielland-Lund 1981). Kielland-Lund (1981) angir overhøyder på 4–12 m for mandelpil- og 3–4 m for gråseljedominerte bestander. Han oppfatter imidlertid begge disse som skogplantesamfunn. Mot fjellet finnes store arealer med polykorm, lavvokst fjellbjørkeskog, til dels også fjellfuruskog (R. Økland & Bendiksen 1985, Fremstad

1997) og fjellgranskog som tilfredsstiller definisjonen av (bjørke)skog gitt av Nordhagen (1943): 'Med skog forstår vi en samling bjørketrær over mannhøyde som ikke står lenger fra hverandre enn at de fysiognomisk gir inntrykk av skog, og hvor trærne økologisk påvirker bunnvegetasjon gjennom skygge og stro.' Norske forhold gir derfor god grunn for å basere en definisjon av skog på en definisjon av tre som inkluderer polykorme vedplanter og som åpner for at vedplanter blir oppfattet som trær også om deres maksimale høyde er mindre enn 5 m.'

N5-kartleggingen er i stor grad basert på flybildetolkning, og det er vanskelig å beregne eksakt trehøyde (enn si vurdere potensiell trehøyde!) på grunnlag av flybilder. Bjørdal (2007) skriver da også: 'Minstekrävet til høgde på dei dominante trea i slik skog [det vil si skog der trehøyde er begrenset på grunn av ugunstige ytre forhold] er 3 meter, og kronedekninga må vere minimum 10 %. Slike areal vert ofta tolka utifra flybilete etter skjønn, og kronedekninga gir såleis i praksis det beste visuelle inntrykket for å fastsetje skoggrensa etter regelen ovanfor.' Vegetasjonskartleggingen basert på Rekdal & Larsson (2005) er derimot basert på flybilde-tolkning fulgt av grundig feltvalidering. Det er imidlertid grunn til å tro at inntrykket av en tett eller åpen vedplantebestand, heller enn eksakt trehøyde, ligger til grunn for grensedragningen mellom skog og 'ikke-skog' ved kartlegging etter begge systemer, og at grensene derfor i praksis vil være mer eller mindre sammenfallende.

I NiN, både versjon 1 og versjon 2, blir begrepet **tre** definert som 'en vedplante med flerårig hovedstamme, som er mer enn 5 meter høy eller som har potensiale for å bli mer enn 5 m høy på det aktuelle voksestedet, samt individer av arter som under gunstige voksestsedsforhold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensende miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m'. Begrepet **lavit tre** blir benyttet for det andre ledet i tredefinisjonen, det vil si 'individ av en vedplanteart med flerårig hovedstamme som under gunstige voksestsedsforhold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensende miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m'. Denne definisjonen inkluderer begrepet lavt tre i begrepet tre.

I nordisk vegetasjonsøkologi er det lang tradisjon for å dele vegetasjonen inn i fire vertikale sjikt; tresjikt, busksjikt, feltsjikt og bunnsjikt (se NiN[2] artikkel 3, kapittel D1). Grensene mellom sjiktene er ofte ikke eksplisitt definert, men basert på et allment skjønn (Sjörs 1967). Ofte er imidlertid 2 m benyttet som grense mellom tresjikt og busksjikt ('mannshøyde'; jf. Nordhagens definisjon som er gjengitt ovenfor). Således inkluderes dvergbusker (lyngarter, dvergbjørk og småvokste vierarter) vanligvis i feltsjiktet, mens busksjiktet omfatter vierarter med middels høyde og små planter av tredannende arter. I NiN defineres en **busk** som 'en vedplante med flerårig hovedstamme, mellom 80 cm og 2 m høy eller inntil 5 m høy og da tilhørende en art som selv under gunstige voksestsedsforhold normalt ikke når en høyde på 5 m'.

Definisjonen av begrepet 'tresatt areal' og dets relasjon til begrepet 'skog'. Den internasjonale definisjonen av skog (FAO-definisjonen av *forest*; Anonym 2005) lyder som følger (oversatt): 'Landområder større enn 5 000 m² med trær høyere enn 5 m og en kronedekning [total vertikalprosjeksjon av arealer innenfor kroneperiferien; se nedenfor] > 10 %, eller med trær som kan nå disse grenseverdiene på stedet. Skog inkluderer ikke landområder som hovedsakelig er nyttet til jordbruksformål eller urbane formål.' FAO-definisjonen av skog er presisert i seks punkter:

1. Skog defineres både av tilstedevarrelsen av trær og fraværet av annen dominerende arealutnyttelse.
Trærne bør kunne nå en minimumshøyde på 5 m på stedet. Landområder der skogreising pågår og som ennå ikke har nådd en kronedekning på 10 % og en trehøyde på 5 m er inkludert i skog. Det er også landområder der skog temporært mangler på grunn av menneskepåvirkning eller av naturlige årsaker, og der skog forventes å regenerere.
2. Skog inkluderer landområder dominert av bambus eller palmer når krav til høyde og kronedekning er oppfylt.

TABELL B3–6. Grenseverdier for tre egenskaper som ligger til grunn for ulike definisjoner av begrepet 'skog'.

Referanse	Egenskap		
	Trehøyde (m)	Trekroneregenskaper	Minsteareal (m ²)
FAO – Anonym (2005) EUNIS – Davies et al. (2004)	5	arealbasert kronedekning > 10 %	5 000 (bredde > 20 m)
Landsskogtakseringen – Anonym (2011b)	5	arealbasert kronedekning > 10 %	1 000
N5 – Bjørdal (2007)	3	> 6 trær (over 5 m) pr. da eller trær > 3 m med arealbasert kronedekning > 10 %	2 000 (innenfor jordbruks-areal 200)
Vegetasjonskartlegging etter Skog & Landskap sin metode; se Rekdal & Larsson (2005) og Bryn (2008)	2,5	trebestand tett nok til å gi skogpreg kronedekning > 25 %	(10–) 20 000

3. Skog inkluderer skogsbilveger, små brannflater og andre små, åpne områder, samt skog i nasjonalparker, naturreservater og andre områder vernet med grunnlag i vitenskapelige, historiske, kultuelle eller estetiske verdier.
4. Skog inkluderer leplantasjer, verneskogsbelter og trekorridorer med areal større enn 5 000 m² og bredde større enn 20 m.
5. Skog inkluderer bestander som er plantet for skogbruksformål eller verneformål, herunder plantete bestander av gummitre (*Hevea brasiliensis*) og korkeik (*Quercus suber*).
6. Skog inkluderer ikke bestander i jordbruksproduksjonssystemer, for eksempel frukttrebeplantninger og energiskogbruk (*agroforestry systems*). Skog inkluderer heller ikke bestander av trær i urbane parker og hager.

I N5 (Bjørdal 2007) defineres skog som et areal med minst seks trær pr. dekar som er eller kan bli 5 m høye, fortrinnsvis jevnt fordelt på arealet. I tillegg inkluderes i skog arealer med lave trær (minst 3 m høye) når kronedekningen er over 10 %, samt snaue hogstflater og arealer som er tilplantet med skog, uten hensyn til treplantenes alder og størrelse (Tabell B3–6). Skogdefinisjonen i Landsskogtakseringen (Anonym 2011b) følger FAO og kombinerer de to elementene i Bjørdals definisjon; skog defineres som vedplantedominerte arealer med (potensiell) høyde over 5 m og kronedekning > 10 %. Forskjellige krav til trehøyde i skogdefinisjonene har fram til nå hatt liten betydning fordi Landsskogtakseringen til og med 8. landstakst [som ble avsluttet i 2004; se Larsson & Hylen (2007)] kun omfattet barskog og Finnmark ikke var inkludert. I Landsskogtakseringen trekkes en prinsipiell grense mellom produktiv skog og uproduktiv skog ved produksjonsevne 1 m³ pr. hektar og år. I tillegg registreres som egen flateegenskap i Landsskogtakseringen hvorvidt takseringsflatene tilfredsstiller den internasjonale skogdefinisjonen.

FAO-begrepsapparatet (Anonym 2005) inneholder ikke bare en definisjon av skog, men også en definisjon av annet tresatt areal (other wooded land) som gjenbrukes i Landsskogtakseringen (Anonym 2006): 'Landområde som ikke er klassifisert som skog, som er mer enn 5 000 m² stort og har trær høyere enn 5 m og kronedekning mellom 5 og 10 %, trær som kan nå disse grenseverdiene på stedet, eller en kombinert dekning av busker [*shrubs and bushes*] og trær som overskrider 10 %. Annem tresatt areal inkluderer ikke landområder som hovedsakelig er nytta til jordbruksformål eller urbane formål.' Landområder som verken tilfredsstiller kravene til skog eller annet tresatt areal er i Landsskogtakseringen betegnet snaumark.

I grunnversjonen av arealtypifiseringssystemet EUNIS (se NiN[1] artikkkel 1, kapittel D4, punkt 4 for forklaring på begrepet grunnversjon) brukes FAO-definisjonen av skog (forest) direkte, med minstearealkravet på 5 000 m² og krav til bredde større enn 20 m. Et område som tilfredsstiller den internasjonale skogdefinisjonens krav til kronedekning, men som ikke tilfredsstiller arealkravet, betegnes skogholt (*coppice*).

Rekdal & Larsson (2005) definerer skog som 'et areal med trær som er 2,5 m høge og har minst 25 % kronedekning.' Ordlyden i definisjonen er ikke entydig med hensyn til om kronedekningskravet (lik som i FAO-definisjonen) adresserer kronedekning på arealbasis eller om det adresserer kronetetheten til det enkelte tre. Bryns reformulerte skogdefinisjon (Bryns 2008, oversatt) indikerer at det er tale om enkeltrærnes kronetethet, i motsetning til i FAO- og N5-definisjonene der det er kronedekning på arealbasis som adresseres: Et tre er 'et individ som når fullt utvokst er minst 2,5 m høyt.' En treklyng (patch) er 'ei gruppe av trær (0,1–1 ha) med kronetethet > 25 %'. En skog (*forest*) er 'en kontinuerlig forekomst av trær (> 1 ha) med kronetethet > 25 %'. Y. Rekdal (pers. komm.) har imidlertid presistert at skogdefinisjonen i Rekdal & Larsson (2005) er basert på kronedekning på arealbasis (areal innenfor kroneperiferi), slik disse begrepene er definert her.

Det andre typesystemet for vegetasjonskartlegging som er i bruk i Norge, og som primært adresserer kartlegging på skalaer mellom 1: 5 000 og 1: 20 000 (Fremstad 1997), legger ikke en eksplisitt definisjon av tre eller skog til grunn.

En lang rekke forfattere (Nordhagen 1943, Skinnemoen 1969, Rekdal & Larsson 2005, Bjørdal 2007) peker på at skogens funksjon som økosystem avhenger av at trærne står tilstrekkelig tett. Begrepet tretethet, som inngår skogdefinisjonene, er imidlertid en vanskelig målbar egenskap fordi tretetheten er et uttrykk for to ulike, mer eller mindre uavhengige, egenskaper. Disse defineres i NiN som følger:

- **kronetethet:** 'prosentvis andel av nåler eller blader på et tre sett i forhold til om treet er fulltett, det vil si i forhold til et tenkt bilde av det samme treet med fulltett krone (et fulltett referansestre som er tilpasset de lokale forholdene når det gjelder genotype, greinstruktur, kroneform, antall nåleårganger etc.)'
- **arealandel innenfor kroneperiferi:** 'prosentandelen av markarealet innenfor et landområde som ligger innenfor trærers kroneperiferi, beregnet uten hensyn til kronetetheten av de enkelte treet'

Disse definisjonene av 'kronetethet' og 'arealandel innenfor kroneperiferi' svarer eksakt til begreper definert av Bjørdal (2007) for bruk i N5, og definisjoner brukt i Landskogtakseringen (Anonym 2006). Begrepet kronetethet blir brukt i NiN med samme definisjon som i nevnte referanser. Begrepet 'arealandel innenfor kroneperiferi' var imidlertid et nytt begrep i NiN versjon 1, som svarer til det mindre presise begrepet kronedekning i N5 (inngår i N5-definisjonen av skog) og kronedekningsprosent (KRD) i Landsskogtakseringen (Anonym 2011: 64), definert som: 'Arealdekning i prosent av alle trær innenfor flaten (...) Det sees bort fra en eventuell gjennomskinnelighet i trekrona; det arealet trekrona dekker (sett rett ovenfra) regnes som 100 % dekket.' Ettersom alle skogdefinisjonene er basert på kronedekning (= arealandel innenfor kroneperiferi), er den videre drøftingen begrenset til denne egenskapen (og ikke til enkelttre-egenskapen kronetethet). I en frisk skog er imidlertid også kronetetheten, og sammenhengen mellom kronetethet og arealandelen innenfor kroneperiferien, forutsigbar. Denne sammenhengen vil imidlertid variere fra område til område, avhengig av trærnes normale kronetethet under de forholdene som rår i området og trærnes aktuelle helsetilstand. Mot grensene for trærers mulige leveområder, for eksempel opp mot skoggrensa, avtar forventet tetthet av bar- og bladmasse innenfor kroneperiferien (som er referansen for 100 % kronetethet) (Hylen & Larsson 2008). Samtidig står trærne ofte mer spredt, slik at også arealandelen innenfor kroneperiferi (kronedekningen) avtar. Overvåkingen av skogens helsetilstand i 2007 viste at mellom 65 og 77 % av trærne (lavest for bjørk, høyest for gran) hadde en kronedekning på 75 % eller høyere (Hylen & Larsson 2008).

Skogdefinisjonene er basert på fastsettelse av grenseverdier for tre egenskaper:

1. Trehøyde
2. Tretethet
3. Arealutstrekning

Tabell B3–6 oppsummerer grenseverdier for disse tre egenskapene i viktige arealinndelingssystemer som NiN må forholde seg til. Tabellen viser at det er betydelig sprik mellom inndelingssystemene med hensyn til alle de tre egenskapene.

Trehøydekriteriet er drøftet over. Der er også grunngitt hvorfor NiN inkluderer trær ned til 2 m høyde i tredefinisjonen.

Begrepet arealandel innenfor kroneperiferi er tilpasset beregning fra luften. Det er imidlertid en enkel sammenheng mellom arealandel innenfor kroneperiferien og tretettheten uttrykt som gjennomsnittlig avstand mellom stammesentrum for nabotrær målt i kroneradius-enheter. I en skog med regelmessig plasserte trær og hvor alle trærne er like store (det vil si, som har samme kroneradius, 1 kroneradius-enhet; Fig. B3–9), er det en enkel lovmessig sammenheng mellom arealandel innenfor kroneperiferi (a) og gjennomsnittlig avstand mellom stammesentrum for nabotrær (g kroneradius-enheter). I en slik idealskog vil ethvert tre være omgitt av 6 trær plassert i lik avstand (g kroneradius-enheter) mellom stammesentrene. Denne skogen vil dermed bestå av et regelmessig mønster av likesidete trekantene med sidekant g og ett tre i hvert hjørne. Trekantenes mål, gitt i kroneradius-enheter, er da:

$$høyde = \sqrt{g^2 - \left(\frac{g}{2}\right)^2} = \sqrt{\frac{3g^2}{4}} = \frac{g\sqrt{3}}{2}$$

$$areal = \frac{1}{2} \cdot g \cdot høyde = \frac{1}{2} \cdot g \cdot \frac{g\sqrt{3}}{2} = \frac{g^2}{4} \sqrt{3}$$

Arealet innenfor kroneperiferien er:

$$a_k = 3 \cdot (1/6) \cdot \pi \cdot r^2 = \pi / 2$$

Arealandelen innenfor kroneperiferien blir da:

$$a = \frac{\frac{\pi}{2}}{\frac{g^2}{4} \sqrt{3}} = \frac{2\pi}{3g^2} \sqrt{3}$$

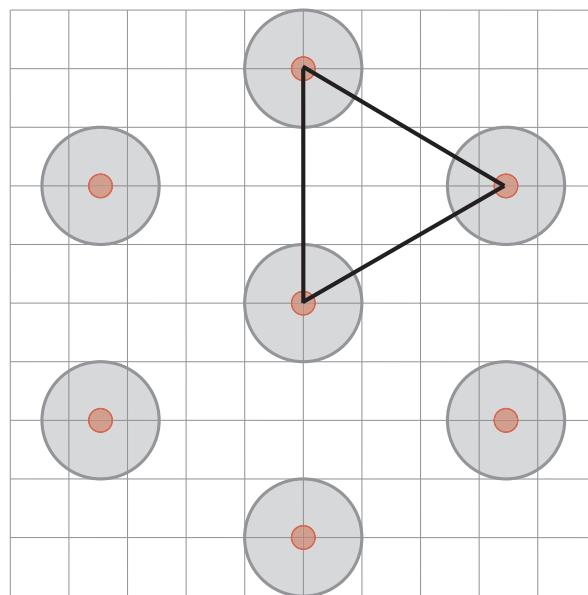


Fig. B3–9. Illustrasjon av hvordan tretetthet kan uttrykkes som arealandel innenfor kroneperiferi på grunnlag av målinger av gjennomsnittlig avstand mellom stammesentre for nabotrær målt i kroneradius-enheter (g). Skissen viser en skog med regelmessig plasserte trær, alle like store, og avstand mellom stammesentre lik 4 kroneradius-enheter (g = 4). 22.7 % av arealet innenfor den avgrensete trekanten ligger innenfor kroneperiferien til de tre hjørnetrærne (se teksten). Rød prikk = trestamme, grå sirkel om rød prikk, idealisert kroneperiferi med radius lik gjennomsnittet av kroneradier målt i ulike himmelretninger.

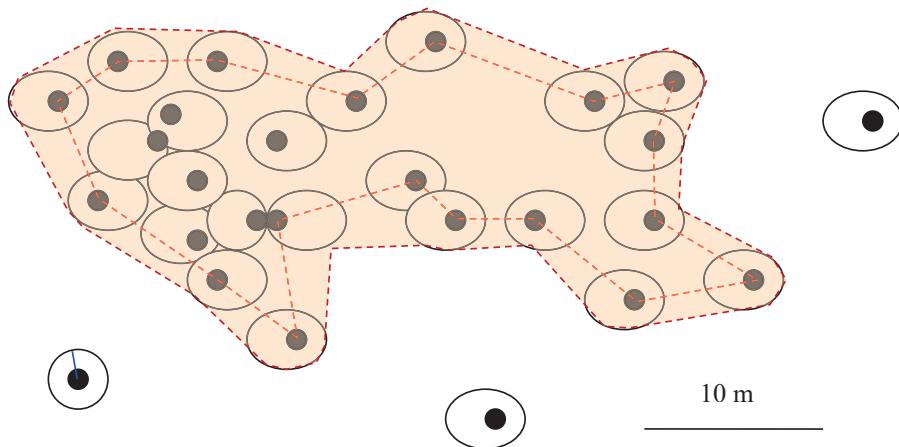


Fig. B3–10. Definisjonsmessig avgrensning av tresatt areal (stiplet mørk rød linje). Alternativt kunne tresatt areal vært definert ved å trekke linjer mellom stammesentrer. Trær er vist som svarte prikker, kroneperiferen som svart ellipse. Kroneradius er vist som blå linje for treet nederst til venstre i figuren.

En skogdefinisjon basert på 10 % arealandel innenfor kroneperiferi (FAO-definisjonen) tilsvarer, i en 'modellskog', en avstand mellom nabotrærers stammesentrer = $6 \times$ gjennomsnittlig kroneradius, det vil si at åpningene mellom nabotrær har en minsteutstrekning som er den dobbelte av trærnes gjennomsnittlige kronediametre. En mer restriktiv skogdefinisjon (for eksempel $g = 4$) svarer til en arealandel innenfor kroneperiferi $a = 22,7\%$ (Fig. B3–10). Øker tretettheten til $g = 3$, er $a = 40,3\%$, mens $g = 2$ gir $a = 90,7\%$. Helt tilsvarende gjelder at definisjonen av annet tresatt areal (arealandel innenfor kroneperiferi $> 5\%$) svarer til $g = 8,4$, mens $a = 2,5\%$ svarer til $g = 12,0$. Disse sammenhengene åpner for operasjonalisering av skogdefinisjonen på to parallelle måter, (a) ved bruk av gjennomsnittlig treavstand målt i kroneradius-enheter, og (b) ved bruk av arealandel innenfor kroneperiferi. Med hensyn til tretetthet synes det ikke å være vesentlige forskjeller mellom den internasjonale skogdefinisjonen (FAO) og skogdefinisjoner som er i vanlig bruk i Norge som opererer med grenseverdien 10 % for arealandel innenfor kroneperiferien. Til grunn for definisjonen av et skogsbegrep i NiN vil derfor bli lagt en tretetthet som resulterer i en arealandel innenfor kroneperiferi på 10 %, det vil si en gjennomsnittlig avstand mellom nabotrær på 6 kroneradius-enheter. Begrepet 'skog' vil imidlertid ikke bli benyttet som NiN-begrep med presis definisjon. Årsaken til dette er at begrepet, som denne gjennomgangen viser, er brukt i så mange ulike betydninger at en ytterligere presisering (eller lansering av en ny definisjon) vil skape stor begrepsforvirring. Det tilsvarende NiN-begrepet vil være tresatt areal, som blir presist definert nedenfor.

Bjørdal's (2007) primære skogdefinisjon basert på 6 trær > 5 m pr. dekar inkluderer landområder som er langt åpnere enn det den internasjonale skogdefinisjonen åpner for. En skog av regelmessig plasserte grantrær, 6 pr. dekar, har en gjennomsnittsavstand på omkring 12 m mellom stammesentrene. Et materiale av 833 trær, hvorav de aller fleste er grantrær, fra Oppkuven (Ringerike, Buskerud; se T. Økland et al. 2003) som er målt med hensyn til kroneradius og høyde, viser at gjennomsnittlig kroneradius for et 5 m høyt tre bare er 75 cm. Det tilsvarer en gjennomsnittlig avstand mellom nabotrær på hele 16 kroneradius-enheter. En slik skog vil ha en arealdekning innenfor kroneperiferi på ca. 1.5 %, altså langt under minstekravet til tretetthet i de andre definisjonene. De to elementene i N5-definisjonen, kravet til tretetthet for trær > 5 m og krav til arealandel innenfor kroneperiferi for trær < 3 m, er altså inkonsistente.

Alle skogdefinisjonene i Tabell B3–6 skiller seg med hensyn til minsteareal (arealutstrekning), det tredje elementet i skogdefinisjonene. Denne forskjellen gjenspeiler ulike kartleggingsmålestokker heller enn ulike oppfatninger av hva en skog er, fordi minstearealet ved kartlegging blir bestemt ut fra prag-

matiske hensyn i hvert enkelt tilfelle. Det er verken uvanlig eller unaturlig at ulike operasjonaliseringer av ett og samme system benytter ulike minsteareal [for eksempel benytter Bryn (2008) et minsteareal på 10 ha ved vegetasjonskartlegging omkring skoggrensa i Gudbrandsdalen, til tross for at han tar utgangspunkt i kartleggingssystemet til Rekdal & Larsson (2005), der anbefalt minsteareal er 20 ha]. Veilederen for naturkartlegging etter NiN versjon 2 åpner for brukervalg av kartleggingsmålestokker mellom 1:500 og 1:20 000 (også 1:2 500, 1:5 000 og 1:10 000). FAO-definisjonen av skog (som også benyttes i EUNIS) har minsteareal 5 ha ($5\ 000\ m^2$), det vil si $70 \times 70\ m$ eller $20 \times 250\ m$ (minstebredde er 20 m). Ved kartlegging i målestokk 1:5 000 svarer dette til en minste pikselstørrelse på $14 \times 14\ mm$ ($196\ mm^2$), mens minstearealet for naturtypefigurer ved 1:5000-kartlegging etter NiN er satt til $250\ m^2$. En skogdefinisjon med fast minsteareal som er vesentlig større enn minstearealet for utfigurering i den aktuelle kartleggingsmålestokken, er uholdbart. Hvordan skal i så fall arealer som er større enn minstearealet, men mindre enn minstearealet for å være skog, kartlegges? Dette viser at NiN trenger et skala- og målestokkuavhengig skogsbegrep.

I N5 (som også nyttes til kartlegging i 1:5 000) er minstearealet for skog i utgangspunktet 2 da ($2\ 000\ m^2$), men innenfor jordbruksareal skiller ut skogfigurer med areal helt ned til $200\ m^2$ (Bjørdal 2007). Dette indikerer at det ikke er faglige grunner (med hensyn til funksjon som skogøkosystem) for å krav om at skogsarealer skal være 5 000 eller 2 000 m^2 store. Kanteffekter vil naturligvis påvirke størstedelen av små skogteiger; men i ulik grad for ulike skogegenskaper og med varierende effekt på ulike organismegrupper i ulike skogtyper (se Hilmo & Holien 2002, Hylander et al. 2002, McDonald & Urban 2004). I NiN versjon 1 ble $100\ m^2$ benyttet som standard nedre størrelsesgrense for arealenheter på natursystem-nivået (NiN[1] artikkkel 1, kapittel F1c, punkt 1). For skog (punkt 2a) opererte 'grunnversjonen' av NiN natursystem' med ei minstearealgrense for skog på $500\ m^2$ som et kompromiss mellom hensyn til relevans for arters fordeling og praktisk nytteverdi, blant annet for forvaltning av skog. Også skogdekte områder som er mindre enn $500\ m^2$ kan imidlertid ha en viktig funksjon som levested for arter og fungere som små skogøkosystemer. Trelinje og skogholt ble derfor definert som begreper for tresatte arealer som ikke tilfredsstiller minstearealgrensa for skog på $500\ m^2$, for at det skulle finnes et begrepsapparat som kunne brukes i situasjoner der det var behov for presise beskrivelser av mindre, tresatte områder.

På bakgrunn av drøftingene over blir i NiN versjon 2 ikke skogsbegrepet som sådan benyttet. Det blir erstattet av det skala- og målestokkuavhengige begrepet **tresatt areal** som defineres som 'et sammenhengende område med trær, der arealandelen innenfor krongrensen er større enn 10% (motsatsen til tresatt areal er åpent areal)'. En arealandel innenfor krongrensen større enn 10 % svarer til en gjennomsnittlig avstand mellom stammesentrer for nabotrær som er mindre enn seks ganger gjennomsnittlig krongradius. I NiN skal grensa mellom det tresatte arealet og det tilgrensende, åpne arealet trekkes som ei linje mellom ytterpunktene for krongrensene for trær som står nærmere hverandre enn seks ganger naboindividenes gjennomsnittlige krongradier (Fig. B3–9,10). I NiN versjon 1 ble et areal som ikke tilfredsstiller kravet til tretetthet i definisjonen av skog (som starter med ordlyden i definisjonen av tresatt areal), men som er omsluttet av skog, regnet som del av skogen dersom det har en utstrekning som er mindre enn $200\ m^2$ og har markegenskaper (jordsmonn, artssammensetning) som ikke skiller seg vesentlig fra den omkringliggende skogen. I NiN versjon 2 vil reglene for kartlegging i den aktuelle målestokken avgjøre hvordan åpninger i skogen skal håndteres i kartleggingssammenheng.

Følgende begreper videreføres i NiN versjon 2:

- **vekstbegrenset tresatt areal:** sammenhengende område med lave trær, der arealandelen innenfor krongrensen er større enn 10%
- **trelinje:** sammenhengende rekke av minst 5 trær med stammesentre som står nærmere hverandre enn seks ganger nabotrærers gjennomsnittlige krongradier og har bredde mindre enn 10 m

Det skala- og målestokkavhengige begrepet skogholt, som i NiN versjon 1 ble definert som ‘et sammenhengende område med minst 15 trær som på minst ett sted er breiere enn 10 m, som tilfredsstiller skogdefinisjonens krav til at arealet innenfor kroneperiferien er større enn 10 % (dette svarer til en gjennomsnittlig avstand mellom stammesentrer for nabotrær som er mindre enn seks ganger gjennomsnittlig kroneradius), men som ikke er stort nok til å tilfredsstille skogdefinisjonens krav til arealutstrekning (500 m²)’ blir ikke videreført i NiN versjon 2. Det erstattes av begrepet **treklynge**, som defineres som ‘tresatt areal som ikke tilfredsstiller minstestørrelsen for utfigurering som naturtypeenhet i en gitt kartleggingsmålestokk’.

Kravet i definisjonen av tresatt areal til sammenhengende tresetting gjør at en allé med rekker av trær skilt av en vegbane ikke utgjør ett tresatt areal (eller én treklynge), men to trelinjer. Definisjonen på tresatt areal skiller ikke mellom tresatt naturlig mark, semi-naturlig mark (for eksempel hagemarksskog) eller sterkt endret mark (for eksempel parker og kirkegårder).

Det viktige begrepet skoggrense må baseres på definisjoner av skog (eller, i NiN versjon 2, erstatningsbegrepet tresatt areal). Kullman [1979; se også R. Økland & Bendiksen (1985) definerer den alpine/arktiske grensa som ’linja som binder sammen de øverste/nordligste treklyngene med utstrekning på minst 5 × 5 m og som inneholder minst 15 trær med høyde minst 2 m’. Å gi en presis definisjon av begrepet ’skoggrense’ er en stor utfordring. Et stort antall definisjoner er i bruk, sannsynligvis langt høyere enn antallet skogdefinisjoner. I prinsippet kan en annen skogdefinisjon legges til grunn for å definere skoggrensa enn den som nyttes til å definere skog eller tilsvarende begrep i sin alminnelighet.

Som bakgrunn for drøfting av skoggrensedefinisjoner, er hensiktsmessig først å definere to prinsipielt ulike typer av skoggrenser:

- **faktisk skoggrense (= empirisk skoggrense):** ’linje som forbinder de øverste/nordligste populasjonene av skogstrær som tilfredsstiller de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og arealutstrekning i en definisjon av tresatt areal (‘skog’)
- **teoretisk skoggrense:** ’linje som forbinder de øverste/nordligste flekker som i henhold til en modell (basert på gitte forutsetninger) tilfredsstiller de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og arealutstrekning i en definisjon av tresatt areal (‘skog’)

Den faktiske skoggrensa trekkes mellom de øverste utpostene for tresatt real (‘skog’), og tar hensyn til edafiske, klimatiske, topografiske, antropogene (menneskeskapte), biotiske og historiske faktorer (Löffler et al. 2004, Bryn 2008). En lang rekke teoretiske skoggrenser kan defineres, avhengig av hvilke forutsetninger som legges til grunn for modellering av skog. Bryn (2008) definerer for eksempel ei øverste potensiell klimatisk og edafisk skoggrense (*upper potential climatic and edaphic forest limit; UPCEFL*) basert på en modell som ’fjerner effekter’ av historiske og antropogene faktorer og forutsetter et gitt klimascenario.

Dersom man ønsker et konsistent sett av definisjoner, er det naturlig å benytte samme definisjon av ’skog’ (tresatt areal) i skoggrensedefinisjonen og i andre sammenhenger. Dette gjøres for eksempel av Bryn (2008). Særlig i eldre arbeider opereres imidlertid med skoggrensedefinisjoner som ikke faller sammen med dagens oppfatning. Eksempler er Nordhagen (1943) sin skogdefinisjon, ’mannshøye bjørketrær, ... ikke ... lengre fjernet fra hverandre enn at de fysiognomisk virker som et skogholt ...’; bruken av skogholt til å definere skoggrense hos Kullman (1979) og R. Økland & Bendiksen (1985); og skoggrensedefinisjonen til Mork (1968) som krever at trærne som danner skoggrensa er over 3 m høye som ikke står mer enn 30 m fra hverandre. Disse definisjonene ligger sannsynligvis nærmere skogdefinisjonen i N5 enn skoggrensedefinisjonene basert på 10 eller 25 % kronedekning. Det kan i enkeltilfeller (studier med helt spesielle formål) finnes grunner til å definere skoggrense på grunnlag av en annen skogdefinisjon enn den som ellers brukes til å definere skog (for eksempel studier av skog-

grenseendringer med utgangspunkt i tidligere innsamlet materiale), I NiN blir imidlertid standarddefinisjonen av skog benyttet i definisjonen av skoggrense.

I skogbruket brukes begrepet skogbestand om en behandlingsenhet; et areal der dominerende treslag har rimelig enhetlige populasjonsegenskaper og kan skjøttes og drives som en enhet. Av praktiske grunner er nedre størrelsesgrense for en bestand, i betydningen behandlingsenhet, satt til 2 da (2 000 m²). Begrepet bestand brukes imidlertid også i populasjonsbiologien om et område der individene av en art har mer eller mindre jevn fordeling av strukturegenskaper, det vil si aldersfordeling, tetthet, produksjonsevne etc. (Hutchings 1997). I NiN blir begrepet **skogbestand** (= skogstrebestand) brukt som i betydningen ‘tresatt areal større enn 250 m² med populasjon(er) av dominerende treslag som har rimelig ensartet type dynamikk (normalskog eller naturskog), skogbrukshistorikk, aldersfordeling, tetthet, produksjonsevne etc.’. I NiN, liksom i skogbrukets kartleggingssystemer (skogbruksplanlegging, Landsskagtakseringen, MiS) er skogbestandet en viktig arealkategori for beskrivelse av tresatte arealers egenskaper. Definisjonen av skogbestand svarer dessuten til arealenheter avgrenset på grunnlag av tilstandsvariablene naturskogsdynamikk (7SD-0) – normalskog eller naturskog – og, innenfor normalskogen, normalskogens suksesjonsstadier (7SD-NS). Valget av 250 m² som fast nedre grense er gjort fordi dette anses som det minste arealet det gir mening å beskrive de egenskapene definisjonene av normalskog, naturskog og normalskogens suksesjonsstadier adresserer – antallet trær blir for lite til å beskrive kollektive strukturegenskaper som aldersfordeling, sjiktning etc.

Skogsmarksbegrepet. Ingen av skogdefinisjonene i som er referert til ovenfor skiller klart mellom aktuell arealtilstand (forekomst av trær av viss størrelse, plassert med en viss tetthet) og de spesifikke grunnleggende egenskapene som kjennetegner arealer som forblir tresatt over lang tid (for eksempel jordprofil, jordfauna, bakkevegetasjon, mykorrhizarelasjoner etc.). Disse egenskapene, som her vil bli betegnet skogmarksegenskapene, forsvinner ikke umiddelbart dersom tresjiktet avvirkes. Skogdefinisjonene i de nevnte arbeidene inneholder derfor et tillegg som skal sørge for at også hogstflater blir klassifisert som ‘skog’, også om de mangler trær ved et gitt tidspunkt. De grunnleggende skogsmarksegenskapene og den aktuelle arealtilstanden (tresatt eller åpent areal) representerer kvalitativt forskjellige kilder til variasjon i et natursystem, som gir seg utslag på ulike tidsskalaer og som i betydelig grad er frikoblet fra hverandre (se kapittel A1c). Et viktig prinsipp i NiN er at prinsipielt ulike kilder til variasjon – i dette tilfellet henholdsvis variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler og tilstandsvariasjon – skal holdes fra hverandre ved karakterisering og beskrivelse av naturtyper. Dette motiverer for å operere med to begreper for det som i andre sammenhenger blir betegnet med ett begrep – ‘skog’. I NiN brukes begrepet tresatt areal om den aktuelle tilstanden, mens begrepet skogsmark brukes om arealer med de grunnleggende arealegenskapene som utvikles på steder som over lang tid bærer trær, eller mer presist, ‘naturlig mark sterkt preget av langvarig 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’. Arealer som ikke er skogsmark kan være tresatte eller åpne.

Skogmarksegenskapene kan prege økosystemets funksjon og karakter mer eller mindre sterkt, i seg sjøl og sammenliknet med andre egenskaper. Skogsmarkspreget varierer derfor mellom ulike typer tresatte natursystemer. Den relative betydningen av skogmarksegenskapene må gjenspeiles i hvor høyt oppe i generaliseringshierarkiet for naturtyper skogsmarksegenskapen blir benyttet som inndelingskriterium (jf. kapittel B2l). Følgende punkter er retningsgivende i NiN versjon 2:

1. Inndelingen i naturmark, semi-naturlig mark og sterkt endret mark (se kapittel B3d) vurderes som mer gjennomgripende enn inndelingen i skogsmark og ‘ikke-skogsmark’. Akkurat som skogsmarkas egenskaper ’stikker dypere’ enn forekomsten av ‘skog’, preger den grunnleggende hevdintensiteten (se kapittel B3g) et areal sterkt, uavhengig av om det er åpent eller tresatt. Semi-naturlige og sterkt endrete arealer mister heller ikke sine grunnleggende egenskaper som semi-naturlig eller sterkt endret mark straks de ved gjenvoksing med trær teknisk sett tilfredsstiller definisjonen av tre-

satt areal. Det grunnleggende hevdregimet (karakterisert ved hevdintensiteten; se kapittel B3h) blir derfor ansett som viktigere ved inndelingen i naturtyper enn om et areal er tresatt, i den forstand at de grunnleggende egenskaper som preget semi-naturlig og sterkt endret mark overstyrer effekten av forekomsten av trær på marksystemets artssammensetning og funksjon. Skillet mellom naturlig mark på den ene siden og semi-naturlig og sterkt endret mark på den andre siden ‘går derfor foran’ skillet mellom tresatt og åpen mark i den divisive typifiseringsprosessen på naturtypenivået natursystem (jf. kapittel B4). Arealer med semi-naturlig eller sterkt endret mark skal derfor oppfattes som typer av semi-naturlig eller sterkt endret mark helt til markas semi-naturlige eller sterkt endrete karakter har opphört, uavhengig av om arealet også er tresatt (et areal kan være i en tresatt arealtilstand eller være åpent, men vil først og fremst være en semi-naturlig eller sterkt endret mark). Sjøl om det ikke er uvesentlig om et område med semi-naturlig eller sterkt endret mark er tresatt [se for eksempel Hæggström (1983) og Losvik (2000)], er det derfor verken faglig korrekt eller hensiktsmessig at begrepet skogsmark omfatter semi-naturlig og sterkt endret mark. Årsaken til dette er at forekomst eller ikke-forekomst av trær på slik mark vurderes ikke å prege marka i tilstrekkelig sterk grad til at skogsmarksdefinisjonen er oppfylt. NiN skiller seg dermed fundamentalt fra N5 med hensyn til håndteringen av skogkledd jordbruksareal. I N5 klassifiseres et tidligere fulldyrka eller overflatedyrka jordbruksmark som skog fra det tidspunktet det er tilplantet med skogdannende arter eller gjengroingen har nådd så langt at skogdefinisjonen er oppfylt (Bjørdal 2007). Dersom ikke andre observerbare egenskaper tilslør noe annet [f.eks. at tresjiktet ennå ikke er dominert av ‘klimakstreslag’, som f.eks. gråor (*Alnus incana*) som gjenveksttre i semi-naturlig eng Vestlandet] skal, som en pragmatisk løsning, en arealenhet anses som skogmark fra det tidspunktet tresjiktet typifiseres som gammel normalskog (7SD-NS).

2. Skogsmarksegenskapen vurderes, med et par unntak, som gjennomgripende nok til å rettferdiggiøre separate natursystem-hovedtyper for skogsmark i våtmarkssystemer. Generaliseringsnivået hovedtype er eksplisitt definert i NiN på basis av krav om vesentlig forskjellighet i artssammensetning. I NiN versjon 1 ble skillet mellom skogsmark og åpen mark vurdert ikke å være gjennomgripende nok til å gjenspeiles i et skille mellom hovedtyper. Det var tre grunner til dette:
 - a. Forskjellen i markegenskaper (vegetasjon, jordprofilvariasjon etc.) mellom mark med svak respektivt sterk innflytelse av trær er langt svakere i skogsmark i våtmarkssystemer enn i skogsmark i fastmarkssystemer. Mens ordinasjonsanalyse av undervegetasjonen i skogsmark i fastmarks-systemer identifiserer en gradient relatert til treinnflytelse som én av de to eller tre viktigste gradientene i undervegetasjonens artssammensetning i de fleste områder (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996), er denne gradienten knapt viktig på myr (R. Økland 1990b). Betydningen av treinnflytelse på artssammensetningen i undervegetasjonen er mindre i grandominert ‘sumpskog’ (myrskogsmark) enn i fastmarksskogsmark (R. Økland et al. 2001). På myrskogsmark vises treinnflytelsen i form av redusert torvtilevokst og relativt små endringer i artssammensetningen i bunnsjiktet inn mot trestammene (Ohlson et al. 2001). En vesentlig årsak til denne forskjellen i trærnes innflytelse er at trær i fastmarkssystemer reduserer vanntilgangen til marka under trærne (ved intersepsjon i krona og ved at krona leder regnvannet utover mot kroneperiferien det det drypper av greinendene, men også ved effektivt vannopptak gjennom røttene), og at denne reduksjonen normalt ikke kompenseres ved tilførsel av fuktighet sideveis i marka. I våtmarkssystemer er trær gjennomgående mindre enn i fastmarkssystemer, og kapillært vannopptrekk fra et grunnvannsspeil som står like under markoverflata kompenserer dessuten langt på veg for kroneintersepsjonen. Mens det i våtmarkssystemer ikke er nødvendig å legge forskjellige økoklinsett til grunn for videre inndeling av åpen mark og skogsmark, er dette i stor grad nødvendig i fastmarkssystemer.
 - b. Våtmarkssystemenes fuktige eller våte mark er ugunstig for de aller fleste treslag og hemmer tresjiksutsviklingen i de fleste typer våtmarkssystemer mer eller mindre sterkt. Tresatt våtmark har derfor normalt et langt glisnere tresjikt enn det vi finner i skogsmark på fastmark. Trær på store våtmarksarealer har ikke potensiale til å bli mer enn noen få meter høye, og står spredt. I

våtmarkssystemer er skillet mellom åpen mark og skogsmark derfor ofte diffust og vanskelig å trekke i praksis. Mosaikker mellom åpne partier, kratt og skogsmark av lave trær forekommer ofte i våtmarkssystemer.

- c. Mye av det norske våtmarksarealet har tidligere vært ekstensivt utnyttet til beite og slått. Denne hevden har holdt våtmarka åpen, som semi-naturlig våtmark. Nå har, med få unntak, bruken av våtmark til slike formål opphört og en langsom gjengroing med kratt og lav skog finner sted. I denne gjengroingsfasen er det vanskelig, og i mange tilfeller umulig, å avgjøre hvilke arealer som egentlig er åpen mark og hvilke som egentlig er skogsmark. Prinsippet om at naturtypeinndelingen i NiN skal adressere aktuell natur, det vil si naturen slik den framstår på kartleggingstidspunktet, gjør at vurderinger av potensialet for utvikling til skogsmark ikke skal være en nødvendig del av grunnlaget for naturtypetilordningen. Prinsippet om at typeinndelingen skal baseres på lokale komplekse miljøvariabler, mens tilstandsvariasjon skal komme til uttrykk som én blant flere kilder til variasjon i et fleksibelt beskrivelsessystem, tilsier derfor også at egne natursystem-hovedtyper ikke skiller ut for skogsmark i våtmarkssystemer.

En samlet vurdering av disse hensynene lå til grunn for at skillet mellom skogsmark og åpen mark ikke ble lagt til grunn for hovedtypeinndeling innenfor våtmarkssystemer i NiN versjon 1. Men til tross for at trærnes innflytelse på artssammensetning og markegenskaper er mindre i våtmark enn på fastmark, er bildet ikke entydig. Særlig på mer kalkrik grunn finnes tette, produktive trebestander som åpenbart influerer sterkere på markas egenskaper og markvegetasjon en trærne gjør i glisne bestander på fastmark. Det er ikke mulig å trekke noen operasjonell grense mellom trebestander som tilfredsstiller skogsmarksdefinisjonen og trebestander som ikke gjør det – en pragmatisk løsning er påkrevd. Beslutningen i NiN versjon 2 om at all skogsmark, også i våtmarkssystemer, skal anses som vesentlig forskjellig fra sammenliknbare åpenmarkssystemer er derfor til dels motivert av et sterkt behov for at naturtypeinndelingen fungerer praktisk og pedagogisk.

Når naturforholdene nærmer seg yttergrensene for vedplantenes toleranse overfor tilgang på næringsstoffer og/eller vannmetning, blir skogen mer og mer vekstbegrenset inntil tretetheten og/eller trehøyden ikke lenger oppfyller kravene til tresatt areal. Våtmarkshovedtypene V3 Nedbørsmyr og V4 Kaldkilde plasserer seg i hvert sitt slikt ytterområde. Innenfor begge disse hovedtypene finnes det sporadisk arealer som tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal. I tråd med ‘snipp-kriteriet’ (tilleggskriterium 6 for inndeling av natursystem-hovedtyper i grunntyper, se kapitlene B4b og B4c) er det derfor ikke skilt mellom skogsmark og ‘ikke-skogsmark’ på steder henholdsvis med eksklusiv tilførsel av nedbørsvann (VT•c) og som tilfredsstiller krav til svak kilde (KI•d).

- 3. Skogsmarksegenskapen vurderes som gjennomgripende nok til å rettferdiggjøre separate natursystem-hovedtyper for skogsmark i fastmarkssystemer. Undersøkelsene av variasjonen i artsammensetning i undervegetasjonen (se punkt 2a over) viser at det går et hovedskille mellom fastmarkssystemer som ved et gitt tidspunkt er tresatt eller som i nær fortid har båret og i nær framtid forventes å være tresatt (skogsmark), og andre systemer; fordi langvarig innflytelse fra trær i slike systemer preger skogsmarkas grunnleggende karakter, og fordi disse skogsmarksegenskapene i større eller mindre grad beholdes gjennom hele forløpet fra tresatt areal (‘skog’) via hogstflate til en ny generasjon skogdannende trær er etablert. En rekke av skogsmarkas egenskaper (og artsinnhold) vil imidlertid kunne påvirkes sterkt av den tilstanden skogsmarka er i. Slik variasjon i tilstand kommer til uttrykk gjennom beskrivelse av tilstandsutfominger av skogsmarkssystemene.
- 4. Skogsmark anses verken å forekomme i ferskvannssystemer eller i saltvannssystemer (det vil si i vannstrand-delen av fjerebeltet). På samme vis som i nedbørsmyr og kaldkilde (punkt 2 over), vil det helt lokalt og unntaksvis kunne finnes steder der bunnen er oversvømt mer enn 50 % av tida og som derfor, på grunnlag av en slavisk anvendelse av definisjonene av fastmarkssystem og våtmarkssystem på den ene siden og ferskvannssystem på den andre, skulle vært tilordnet ferskvannssystemene. På grunnlag av ‘snipp-kriteriet’ (se kapittel B4c) blir disse spesialtilfellene tilordnet de fastmarks- eller våtmarksarealenhetene de naturlig er del av.

B3n Lokale komplekse miljøgradienter relatert til vanntilgang i landsystemer

Variasjonen i vanntilgang er en nøkkelvariabel for å forstå variasjonen i artssammensetning i økosystemer i landsystemene, over hele spekteret fra de konstant vannmettete våtmarkssystemene til mest tørkeutsatte fastmarkssystemene. Det er lang tradisjon i fennoskandisk vegetasjonsøkologi å beskrive variasjon i vanntilgang som én gradient fra 'tørr' via 'fuktig' til 'våt' (f.eks. Sjörs 1967, Kuusipalo 1985, Lahti & Väistö 1987, Fremstad 1997, Larsson 2000, Øien & Moen 2006). Nøkkelvariablene for å beskrive denne variasjonen i NiN versjon 1 var 'økoklinen' vannmetning: vannmetning av marka (VM-A), som i NiN versjon 2 er erstattet av den lokale komplekse miljøvariablene vannmetning (VM).

R. Økland & Eilertsen (1993) har imidlertid vist at det finnes minst to, mer eller mindre uavhengige, artssammensetningsgradienter i skogsmark som på en eller annen måte er relatert til markfuktighet. Denne erkjennelsen ble implementert i NiN versjon 1 ved at flere 'økokliner' ble benyttet til å beskrive variasjon relatert til vanntilgang, bl.a. uttørkingsfare (UF), kildestyrke [kildevannspåvirkning: kildevannstilførsel til marka (KI-A)] og tendensen til torvdannelse [akkumulering av organisk materiale: torvdannelse AO-A)]. Dette kapitlet, som er basert på en syntese av NiN[1] artikkel 13, NiN[1] artikkel 22 og kapittel A1c i NiN[2] artikkel 5, begrunner og forklarer NiN-begrepsapparatet knyttet til vanntilgang i landsystemer. Kapitlet består av tre deler. Først drøftes begrepene som benyttes for å skille mellom fastmarks- og våtmarkssystemer, deretter drøftes begrepene som benyttes for å beskrive ulike aspekter ved vanntilgang i hver av disse to hovedtypegruppene, inkludert trinndeling av vannmetningsgradienten. Til sist drøftes relasjonen mellom vannmetning (VM) og andre LKM som benyttes i NiN versjon 2 for å beskrive variasjon relatert til vanntilførsel (i videste forstand).

Tilgangen på vann er essensiell for de aller fleste organismer, men variasjonen i tilgang på vann er en svært kompleks økologisk variabel fordi vann har mange ulike økologiske funksjoner; bl.a. som essensiell ressurs, som fysisk faktor som kan hindre oksygentilgang og hemme nedbrytning, og som forstyrrelsесfaktor som forårsaker erosjon og sedimentasjon. Den basale begrepsbruken for vanntilgang i NiN, som er grunnlaget for å skille mellom fastmarkssystemer og våtmarkssystemer, tar utgangspunkt i begrepsavklaringer gjort blant annet av von Post & Granlund (1926) og Sjörs (1948).

Våtmark, til forskjell fra fastmark, karakteriseres av 'mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettete forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig, og som ikke faller inn under presiserte definisjoner av saltvannssystem, fjærebelte eller ferskvannssystem'. Forskjeller i vannmetning er altså grunnlaget for å trekke ei grense mellom våtmark og fastmark. Begrepet **grunnvannstilførsel** [svensk: markblöta, tysk: Bodennässe, engelsk: wet of soil (Sjörs 1948)], det vil si 'forekomsten av et grunnvannsspeil i eller nær markoverflata', står sentralt. Med **grunnvannsspeil** menes 'det høyeste nivået i marka der fritt vann forekommer eller ville forekommeth dersom marka hadde hatt tilstrekkelig vide hulrom, det vil si der marka er mettet med vann', og **grunnvann** er definert uten hensyn til vannets opprinnelse som 'alt vann under grunnvannsspeilet'. Bare når grunnvannet står tilstrekkelig nær markoverflata vil det utvikles et organismesamfunn kjennetegnet ved forekomst av organismer som typisk er tilpasset liv under vannmettete forhold, som etter definisjonen er et hovedkjennetegn på et våtmarkssystem.

Grunnvannstilførselen kan være av tre prinsipielt ulike typer, som kommer til uttrykk i LKM vanntilførsel (VT):

- **ombrogen vanntilførsel (= tilførsel av nedbørsvann)**: tilførsel av vann som har opphav i regnvann og som ikke har vært i kontakt med mineraljord
- **jordvannstilførsel (= geogen vanntilførsel)**: tilførsel av vann som har vært i kontakt med mineraljord, men som ikke tilføres direkte fra innsjøer eller elver
- **limnogen vanntilførsel**: tilførsel av vann fra ferskvannsforekomster (innsjøer eller elver) ved at marka/bunnen oversvømmes

Limnogen vanntilførsel kan i sin tur deles inn i ellevann- og innsjøvanntilførsel. Videre kan limnogen vann tilføres direkte fra et grunnvannsspeil mellom torvmarksoverflata og mineraljorda under torvlaget, eller indirekte ved at det geogene vannet blir limnogenet fordi det transporteres med vann og vassdrag. Mark som tilføres limnogenet vann ved oversvømming er en flommark, men behøver ikke dermed å være en våtmark. Forstyrrelseseffekten av limnogen vanntilførsel fanges opp av LKM vann-påvirkningsintensitet (VF).

I NiN versjon 1 ble ‘økoklinen’ vannmetning: vannmetning av marka (VM–A) oppfattet som én lang gradient som ble delt i fem trinn, hvorav to i fastmarkssystemer (trinn A1 veldrenert mark, og trinn A2 fuktmark) og tre i våtmarkssystemer (trinn A3 tuenivå, trinn A4 fastmatte og trinn A5 mykmatte). I NiN versjon 2 er vannmetning (VM) omdefinert slik at variabelen omfatter variasjonen fra veldrenert fastmark via fuktig fastmark til våtmark, og slik at våtmark samlet utgjør endetrinnet VM+ (se kapittel B2g) langs VM. Dette er konsistent med at all våtmark er vannmettet fordi våtmark er knyttet til vann med et grunnvannsspeil nær markoverflata. Variasjonen i oversvømmingsvarighet innenfor våtmarkssystemer er i stedet beskrevet ved hjelp av LKM tørrleggingsvarighet (TV), som har mykmatte, fastmatte og tuenivå som trinn.

Overgangen mellom et våtmarkssystem med permanent grunnvannstilførsel og et veldrenert fastmarkssystem er gradvis og passerer et trinn der grunnvannstilførselen ikke er tilstrekkelig permanent eller sterkt nok til å fylle kravene til våtmarkssystemer, men der marka likevel ofte er gjennomfuktet på grunn av regelmessig eller periodevis tilførsel av vann. I NiN brukes begrepet **markfukting** for å beskrive omfanget av grunnvannstilførselen, dvs. ‘i hvilken grad øvre marksjikt er gjennomfuktet på grunn av tilførsel av vann’. Vannet som forårsaker markfukting kan være grunnvann (alle våtmarksystemer har permanent markfukting gjennom grunnvannstilførsel), men markfuktingsbegrepet er videre enn begrepet grunnvannstilførsel fordi markfukting kan oppstå på flere måter:

1. Periodevis grunnvannstilførsel.
2. Permanent eller periodevis forekomst av et grunnvannsspeil lengre under markoverflata enn det som kreves for forekomst av organismer som typisk er tilpasset liv under vannmettede forhold.
3. Periodevis forekomst av **overflatevann**, det vil si ‘vann på eller nær markoverflata, over grunnvannsspeilet’

Eksempler på overflatevann er overflateavrenning etter kraftig regnvær og smeltevann, for eksempel fra en snøskavl som overrisler et snøleie.

Våtmark er definert som ’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 forekommer rikelig’. Neste trinn langs vannmetningsøkoklinen (i retning tørrere forhold), er mark som ikke tilfredsstiller definisjonen av våtmark, men som faller inn under begrepet **fuktmark**. Fuktmark defineres som ‘fastmark med markfukting gjennom så stor del av året at artssammensetningen får sterkt innslag av fuktighetskrevende arter (‘fuktmarksarter’). Fuktmark finnes innenfor mange hovedtyper av fastmarkssystemer; blant andre T3 Fjellhei og tundra, T4 Fastmarksskogsmark, T32 Semi-naturlig eng og T34 Kystlynghei. Andelen av fastmarksarealet som har markfukting gjennom så stor del av året at kravene i fukt-marksdefinisjonen blir oppfylt, øker sterkt med økende klimatisk oseanitet, og de to mest oseaniske seksjonene [bioklimatiske seksjoner (6SE), trinnene sterkt oseansk seksjon (O3) og klart oseansk seksjon (O2) i Norge karakteriseres blant annet ved vidstrakte fuktmarksarealer (Moen 1998a). Fuktmark er imidlertid også viktig i svakt oseansk seksjon (O1), blant annet i humide høyreliggende områder (Moen et al. 1976, Moen 1990). I mer kontinentale områder forekommer fuktmark mer sporadisk, under spesielle hydrologiske og topografiske betingelser. Variasjonen i artssammensetning innenfor fastmarkssystemer relatert til vannmetning (VM) varierer betydelig mellom ulike økosystemer. Av den grunn deles VM i tre basis-

trinn innenfor fastmarkssystemer, VM•0 (veldrenert mark), VM•a (vekselfuktig mark) og fuktmark (VM•b) (Fig. B3–11,12). **Vekselfuktig mark** er ‘mark med periodevis markfukting og et visst innslag av fuktmarksarter som ikke sterkt nok til at marka kan karakteriseres som fuktmark’.

I stedet for å oppfatte ‘fuktighet’ som en enkelt (kompleks) miljøvariabel som varierer fra ‘tørr’ til ‘fuktig’, skiller i NiN mellom tre ulike primære fuktighetsrelaterte LKM’er innenfor fastmarkssystemer – vannmetning (VM), uttørkingsfare (UF) og kildevannspåvirkning (KI). Relasjonene mellom UF og VM er tidligere drøftet i NiN[1] artikkel 22, mens begrunnelsen for å skille mellom VM og KI er drøftet i NiN[1] artikkel 13. Kort oppsummert og noe modifisert og tilpasset NiN versjon 2, kan disse tre LKM’ene karakteriseres slik (se også karakteristikken av hver enkelt LKM i NiN[2] artikkel 3, vedlegg 1):

- Vannmetning (VM) adresserer fuktighetsforholdene slik de stort sett er (‘median jordfuktighet’; R. Økland & Eilertsen 1993), jf. beskrivelsen ovenfor.
- Uttørkingsfare (UF) adresserer faren for ekstrem uttørking, kanskje 50- eller 100-årstørken, og er korrelert med topografi, jorddybde og jordsmonnsutvikling. UF omfatter variasjonen fra blåbær- og lågurtskog på frisk mark med djupere jordsmonn, gjerne i lisider, til lavskog på koller med grunt jordsmonn eller svært veldrenerte morener. Variasjonen langs UF er sterkt korrelert med produktivitet, både i tre- og i feltsjiktet (Gjerde et al. 2005). **Produktivitet** (‘mengde produksjon av biomasse pr. tidsenhet pr. enhet levende biomasse’) er en egenskap ved artssammensetningen (vegetasjonen) og er ikke i seg sjøl en kompleks miljøgradient. Variasjon i produktivitet finnes langs et flertall av de LKM som beskrives i NiN, og er ikke en unik egenskap for uttørkingsfare (UF). R. Økland & Eilertsen (1993) viser for humussjiktet i T4 Fastmarksskogsmark i Solhomsfjell-området (Gjerstad, Aust-Agder) at det ikke er signifikant variasjon i pH og konsentrasjoner av viktige mineralnæringsstoffer fra lavskog via lyngskog til (artsfattig) blåbærskog og at denne artssammensetningsvariasjonen [langs LKM uttørkingsfare (UF)] er uavhengig av artssammensetningsvariasjon langs kalkinnhold (KA). På bakgrunn av disse resultatene, og en gjennomgang av relevant litteratur som viste at disse to økoklinene stort sett er uavhengige av hverandre i fastmarksskogsmark også i resten av Fennoskandia, framsatte R. Økland & Eilertsen (1993) hypotesen om at denne artssammensetningsvariasjonen, som gjenspeiles i karplanteartssammensetningen og i noen grad i mose- og lavartssammensetningen, først og fremst er forårsaket av variasjon i faren for ekstrem uttørking (R. Økland & Eilertsen 1993). Den er også synlig i soppartssammensetningen (Bendiksen et al. 2004, NiN[2] artikkel 2, kapittel B10) og også i artssammensetningen av marklevende biller (Birkemoe 1993). Det finnes imidlertid fortsatt ikke gode empiriske data (for variasjon i markfuktighet gjennom en lang måleperiode) til støtte for denne såkalte uttørkingsfare-hypotesen.

En rekke studier der ordinasjonsmetodikk er anvendt til å finne grader i planteartssammensetning i skogbunnenes undervegetasjon (for eksempel Lahti & Väisänen 1987, Tonteri et al. 1990, R. Økland & Eilertsen 1993) viser at variasjonen i artssammensetning langs denne LKM er stor. Ordinasjonsanalyse av artssammensetningsdata fra T4 Fastmarksskogsmark identifiserer ofte uttørkingsfare-vegetasjonsgradienten som første akse, med høy egenverdi (se NiN[1] artikkel 1, kapittel D1d for forklaring på metodikk og begreper som brukes i vegetasjonsøkologiske undersøkelser). Observasjoner i norsk natur (R. Halvorsen, pers. obs.) synes imidlertid å indikere at det ikke er mulig entydig å predikere artssammensetning (plassering langs uttørkingsfare-økoklinen) på grunnlag av enkle miljøvariabler som for eksempel jorddybde eller terregngform, ikke engang dersom det tas hensyn til den modifiserende virkningen av regionale faktorer [faren for ekstremtørke avtar når klimaet blir mer oseanisk langs den regionale miljøgradienten bioklimatiske seksjoner (6SE)]. Det er derfor mulig at artssammensetningsvariasjonen langs UF ikke bare reflekterer aktuelle miljøforhold, men at også historiske miljøforhold spiller inn, alt fra hundreårstørkekeepisoder som forårsaker omfattende artsdød på marginale voksesteder [nær grensa for artenes forekomstområde mot tørkeutsatte områder, jf. Erkamo (1958)], til at den samlede jordsmonnsutviklingen på et sted i stor

grad bestemmer hvorvidt jordsmonnet i dag framstår som tørkeutsatt eller ikke. I tråd med den biologiske teorien for jordsmonnsutvikling (Romell 1935), skjer utviklingen av de fleste jordsmonn gjennom samvirkning (interaksjoner) mellom lokale miljøforhold og de artene som lever på eller i dette jordsmonnet over en lang tidsperiode. Denne samvirkningen bidrar til å gjøre uttørkingsfare (UF) til en av de mest komplekse LKM, til dels med uklare relasjoner til aktuell miljøvariasjon. Like fullt er det tale om en av de viktigste gradientene i artssammensetning i fastmarkssystemer.

R. Økland & Eilertsen (1993, 1996) viser at variasjonen langs uttørkingsfare (UF) og vannmetning (VM) i betydelig grad er frikoblet i rom, i tid og med hensyn til artenes responser. Det gir seg utslag i at alle kombinasjoner av UF (variasjonen fra frisk blåbærskog til tørkeutsatt lavskog) og VM [forekomst av større eller mindre flekker, gjerne i små forsenkninger, av vegetasjon dominert av torvmoser (*Sphagnum spp.*) og andre arter som foretrekker fuktige voksesteder, men som også tåler langvarig uttørking], er realisert i T4 Fastmarksskogsmark. Arealandelen av fuktmark øker imidlertid med avtakende vannmetning, slik at de to gradientene til en viss grad er korrelert med hverandre. Dette kommer til uttrykk ved vektorpiler i Fig. B3–13,14 som ikke peker i samme retning.

- Kildenvannspåvirkning (KI), eller kildestyrke, adresserer fenomenet som i litteraturen er beskrevet som *wet flushing* (Dahl 1957; se også Samuelsson 1917, Nordhagen 1943, Malmström 1949, R. Økland & Bendiksen 1985, R. Økland & Eilertsen 1993), og som i fastmarkssystemer gir seg utslag i en synlig variasjon i artssammensetning fra veldrenerte, 'tørre' systemer til frodige lier med tydelig tilførsel av friskt grunnvann med kildenvannsegenskaper som stabil vanntilførsel, 'friskhet' (sannsynligvis betinget av høyt oksygeninnhold), temperaturstabilitet, stabilitet i kjemisk innhold og kanskje også i koncentrasjoner av enkelte kjemiske stoffer. Begrepet kildestyrke adresserer arealenhetenes totale 'kildekarakter'. Endepunktet langs denne gradienten er kilder, som er spesiell variasjon i våtmarkssystemer, betinget av (minst) klar kildenvannspåvirkning (KI•d+); se Fig. B3–11,12.

Kildenvannspåvirkning (KI) uttrykker en egenskap ved markfuktigheten og en 'tilsvarende grad av markfukting' er derfor implisitt i kildenvannspåvirkningen slik de grå, ikke-realiserete kombinasjonene av de to gradientene i Fig. B3–11 viser. Kildenvannspåvirkning (KI) er derfor korrelert med vannmetning (VM), slik det også kommer til uttrykk i den såkalte 'vanntilgangstrekanten' (Fig. B3–12). Observerbar kildenvannspåvirkning (KI•a) innebærer minst vekselfuktige forhold (VM•a), svak kildenvannspåvirkning (KI•b) innebærer minst fuktmarksforhold (VM•b), og klar kildenvannspåvirkning (KI•d+) innebærer så sterkt og stabil oppfukting av marka at definisjonen av våtmark (VM•+) tilfredsstilles. Innenfor disse rammene kan basistrinn langs KI og VM kombineres fritt (se Fig. B3–11).

Det finnes ikke noen intuitiv grenseverdi for hvor stor grad av uavhengighet mellom to LKM som må forefinnes før de to skal oppfattes som separate LKM og ikke kombineres til én. Prinsippene for standardisert trinndeling av LKM og definisjonene av vesentlig, betydelig og underordnet forskjell i artssammensetning (se kapittel B2f) gir imidlertid grunnlag for et konsistent kriteriesett også for dette: En LKM-kandidat skal beskrives som en separat LKM og legges til grunn for inndeling eller beskrivelse av variasjon innenfor en hovedtype når den unike variasjonen i artssammensetning (variasjonen i artssammensetning langs LKM-kandidaten som ikke forklares av andre LKM som inngår som hLKM, tLKM og/eller uLKM for hovedtypen) er tilstrekkelig til at definisjonene av hLKM, tLKM eller uLKM er tilfredsstilt. Analyser av generaliserte artslistedata for skogsmark med standardisert NiN-metodikk (se NiN[2] artikkkel 1, kapittel B2, og NiN[2] artikkkel 2, kapittel B9 for sopp og kapittel B10 for planter og lav) viste at variasjonen i artssammensetning langs vannmetning (VM) i seg sjøl ikke var tilstrekkelig til å gi grunnlag for å skille veldrenert mark fra fuktmark på grunntypenivå i Østlandets skogsmarker. Først når tilførselen av markfuktighet får karakter av kildenvannspåvirkning, blir artssammensetningen tilstrekkelig forskjellig fra artssammensetningen på veldrenert mark til at det er

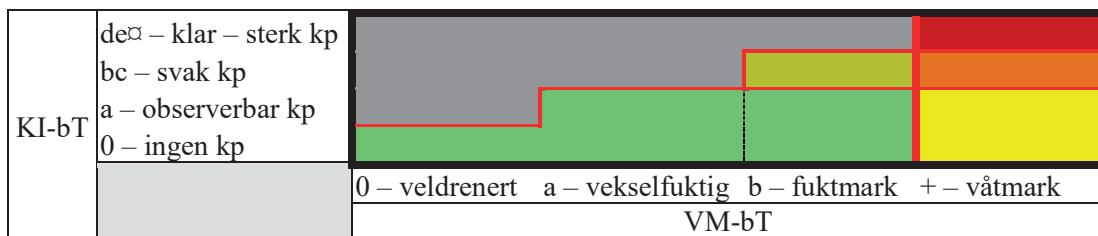


Fig. B3–11. Realiserte kombinasjoner av vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning (KI) i NiN versjon 2. Grå bokser viser kombinasjoner av VM og KI som ikke er realisert. Tjukk, heltrukken rød linje viser skillet mellom fastmarkssystemer og våtmarkssystemer, betinget av sterk vannmetning (VM $\cdot+$). Tynnere, heltrukne røde linjer viser skiller hovedtypeskillett mellom myr og kilde (i våtmark, mellom KI \cdot c og KI \cdot d), og de viktige skillene mellom kildevannspåvirkete grunntyper (KI \cdot bc) og grunntyper uten eller bare med observerbar kildevannspåvirkning (KI \cdot 0a). Den brutte, vertikale linja er trukket mellom veldreneverte utforminger av fastmarkssystemer (i vid forstand, som også inkluderer vekselfuktige utforminger (dvs. VM \cdot a), og fuktmarksutforminger i snever forstand (VM \cdot b). bT = basistrinn. kp = kildevannspåvirkning.

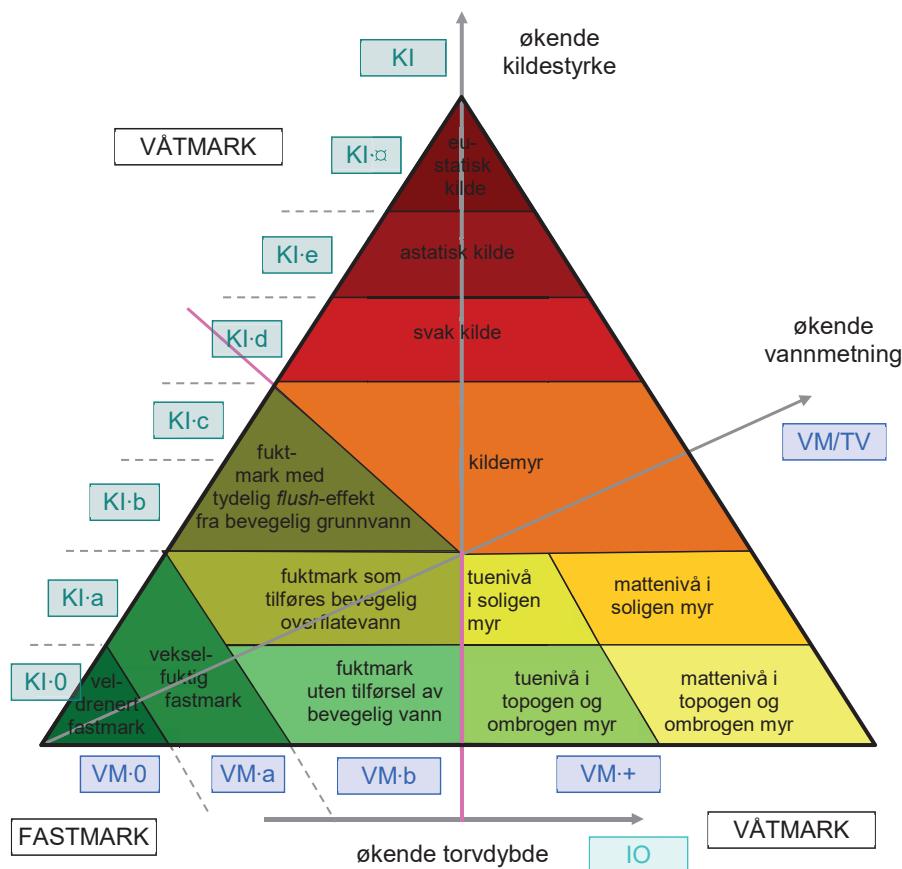


Fig. B3–12. Vanntilgangstrekanten, en begrepsmodell som viser de komplekse relasjonene mellom de tre vann-relaterte lokale kompleksene (LKM'ene) i NiN versjon 2: vannmetning (VM), som adresserer den generelle vanntilførselsstyrken og som i våtmarkssystemer erstattes av tørrelliggingsvarighet (TV), som angir avstanden til grunnvannsspeilet (fra tuenivå til mykmatte), samt kildevannspåvirkning (KI), som angir i hvilken grad tilført vann er grunnvann med kildevannsegenskaper. Miljøgradienten innhold av organisk materiale (IO) angir tendensen til torvdannelse og overgangen mot myr og kilde, og mellom disse. LKM er indikert med tjukke, grå piler i figuren. Lilla linjer markerer grensa mellom fastmarkssystemer og våtmarkssystemer. Basistrinnindelingen av VM og KI er vist langs kanten av trekanten. Den spisse vinkelen mellom VM-og KI-vektorene viser at de to variablene er sterkt korrelert med hverandre. Merk: Lengden på trekantens sidekanter gjenspeiler ikke graden av endring i artssammensetning eller andre aspekter av naturvariasjon langs økoklinene.

grunnlag for å skille ut fuktmarkstyper. Sjøl om kildevannspåvirkning (KI) er betinget av vannmetning (VM), er derfor KI valgt til å representere denne variasjonen framfor vannmetning (VM) i kompleks-miljøvariabelgruppa for hovedtyper der VM i seg sjøl ikke tilfredsstiller kravet til tLKM. For T4 Fast-marksskogsmark forhindrer ikke det at den økte vanntilgangen kanskje gir et vel så viktig bidrag som kildevannsegenskapene til den endringen i artssammensetning som finner sted fra veldrenert mark (VM•0 & KI•0) til svakt kildevannspåvirket fuktmark (VM•b & KI•b).

Relasjoner mellom vegetasjonstyper i gradientskjemaer i tre tidligere publiserte arbeider og forholdet til LKM vannmetning (VM), uttørkingsfare (UF) og kildevannspåvirkning (KI), er vist i Fig. B3–13,14. Disse figurene viser også relasjonene mellom de tre komplekse miljøgradientene.

I fastmarkssystemer finnes også fire andre LKM med (svakere eller sterkere) relasjon til vanntilgang, som anses å forklare så stor andel variasjon i artssammensetning uavhengig av vannmetning (VM) at de forsvarer status som separate LKMer:

- Vannsprutintensitet (VS) som uttrykker direkte effekter av sprut fra rennende vann. Når elver med jevnt høy vannføring går i stryk og fosser, dannes 'fosserøyk' som består av dråper og mindre partikler (aerosoler). Fordi store partikler faller til bakken raskere enn små, etableres det en gradient i vannsprutintensitet (VS) fra fossen ut i omkringliggende natur. Størrelsen på området som blir influert av fossesprut øker med økende fallhøyde og økende vannføring i elva, og påvirkes også av lokale topografiske forhold. For eksempel vil sprut fra fosser i trange gjel kunne transporteres mange hundre meter fra fossen, inn i sidedaler etc., når de lokale forholdene ligger til rette for det. Lokale vindforhold kan ha stor betydning. Størrelsen på det fossesprutpåvirkete området er korreliert med vannsprutintensiteten nær fossen.

Med avtakende intensitet av fossesprut fra 'fosseregn' med store dråper nærmest fossen via 'fosseyr' (mindre dråper) og 'fossetåke' (nesten bare aerosoler) endrer miljøforholdene seg. Nærmest fossen er luftfuktigheten høy og stabil og temperaturene modereres betydelig (kjølig om sommeren, midt om vinteren) så lenge elva og fossen ikke fryser til. Med økende avstand fra fossen øker temperaturvariasjonen (maksimums- og minimumstemperaturene) og luftfuktigheten avtar inntil det ikke lenger er mulig å spore fosserøykinnflytelse.

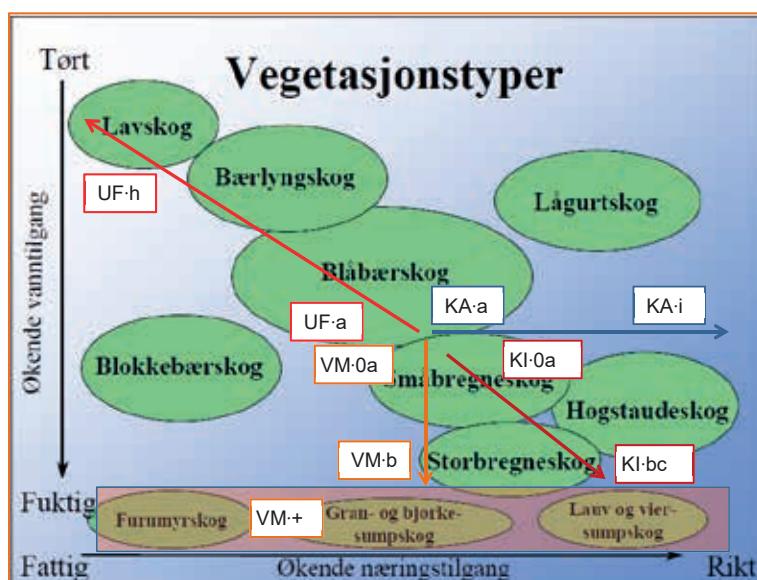


Fig. B3–13. Vektorer som for hver av de fire viktige LKM’ene i skogsmark viser retningen på største variasjon i ‘boblediagrammet’ der Larsson (2000) plasserer et utvalg av vegetasjonstypene i skog i forhold til tilgangen på vann og næring (gjengitt fra Larsson 2000: iii). KA = kalkinnhold; UF = uttørkingsfare; VM = vannmetning; KI = kildevannspåvirkning. Den spisse vinkelen mellom VM og KI, og mellom KI og KA, indikerer at disse miljøvariablene samvarierer

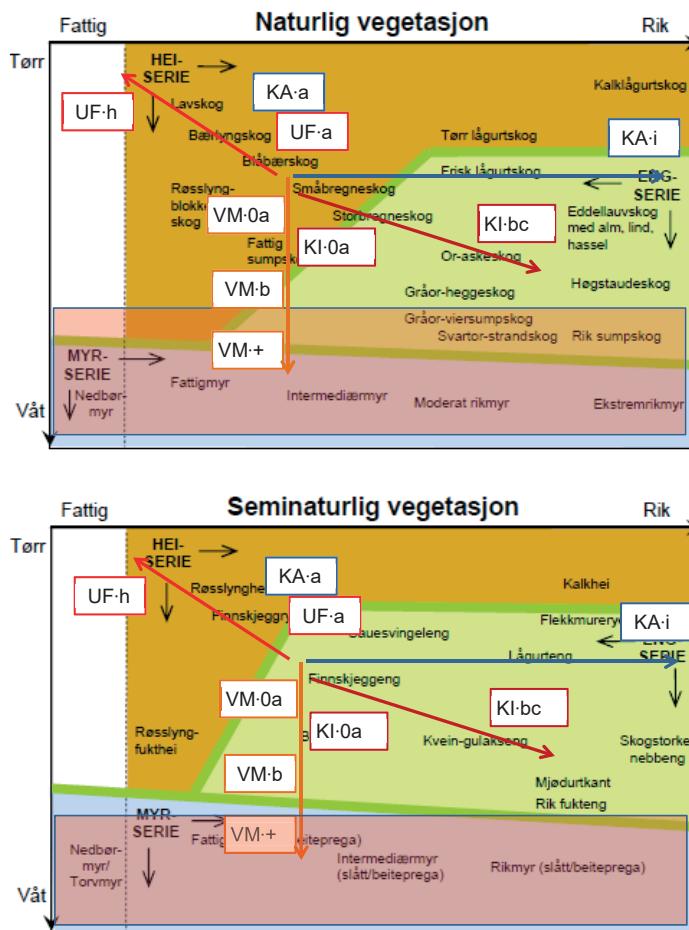


Fig. B3–14. Vektorer som for hver av de fire viktige LKM’ene kalkinnhold (KA), uttørkingsfare (UF), vannmetning (VM) og kildevannspåvirkning (KI) viser hvilken hovedretning de utspenner i figurer der naturlige og semi-naturlige vegetasjonstyper er fordelt på de tre seriene hei, myr og eng og plassert ‘i forhold til forskjeller i fuktighet (tørr–vat) og tilgjengelig mineralnæring (fattig–rik)’ (Øien & Moen 2006; etter Moen 1998b). Brun farge viser heiserien, blå farge viser myrserien og grønn farge viser engserien.

- Uttørkingsekspansjon (UE) er relatert til uttørkingsfare (UF), men uttrykker variasjon i luftas fuktighet nær marka i stedet for faren for ekstrem jordtørke. Av dette følger at UF pr. definisjon bare er relevant for jorddekte systemer, mens UE i hvert fall i prinsippet er relevant for alle systemer der luftfuktigheten har betydning for artssammensetningen. Det gjelder i særdeleshet systemer dominert av moser og lav; de fleste arter innenfor disse gruppene er poikilohydriske og ektohydriske. Poikilohydriske organismer mangler eller har svært begrenset evne til å regulere vannutvekslingen med omgivelsene (Hosokawa et al. 1964). Poikilohydrisitet er typisk koblet til ektohydrisitet, det vil si at organismene tar opp vann og næringssstoffer direkte gjennom overflata (Buch 1947). Poikilohydriske og ektohydriske organismer er fysiologisk aktive når de er oppfuktet, og går inn i en dvalemodus når de tørker ut. De fleste (men slett ikke alle) arter tåler uttørking, men toleransen overfor hyppig og gjentatt uttørking og oppfuktning varierer mellom betydelig mellom artene. Også mosenes (og lavenes) evne til å tåle langvarig uttørking (og høye temperaturer i tørr tilstand) varierer mellom arter (Proctor et al. 2007). Det gjør også evnen til å holde på vannet. Felles for poikilohydriske og ektohydriske organismer er at deres produksjon er positiv når de er fuktige og andre betingelser, som temperatur og stråling over visse minsteverdier, er oppfylt. For disse organismene er varigheten av tilstrekkelig fuktige forhold til å opprettholde fysiologisk aktivitet en av de aller viktigste forekomstbegrensende miljøvariablene. Varigheten av oppfuktet/uttørket tilstand er en av de variablene som best forklarer variasjon i artssammensetningen i mose- og lavdominerte samfunn (Busby & Whitfield 1978, Skre & Oechel 1981, R. Økland 1997a), f.eks. på nakent berg nær slutten av mer langvarige tørkeepisoder gitt konstant normal (median) substratfuktighet.

Uttørkingsekspesifisering (UE) er først og fremst relevant for ikke jorddekt mark (det vil si T1 Nakent berg), men også i jorddekte systemer (f.eks. T4 Fastmarksskogsmark) er variasjon i luftfuktighet viktig. Et gitt sted (på nakent berg) sin posisjon langs UE er et uttrykk for stedets eksponering for langvarige episoder med lav luftfuktighet. UE favner enkeltmiljøvariabler som f.eks. forekomst av tresjikt (fra skyggefull, tett tresatt areal til åpen mark); topografisk plassering (fra dyp dal eller kløft uten direkte solinnstråling til topp eller i flatt lende, mer eller soleksponert for sollys og uttørkende vinder) og eksponeringsretning (fra nordøstvendt til sørvestvendt). Denne komplekse variabelen uttrykker ikke bare grad av eksponering for lav luftfuktighet, men er også et uttrykk for miljøstabilitet; fra ekstremt stabile miljøer i små hulrom i nordøstvendte bergvegger i skyggefull skogsmark i en kløft til konvekse bergknuser åpent plassert i terrenget som alltid er eksponert for sol.

- Overrisling (OR). Uttørkingsvarighet er en svært kompleks miljøvariabel, og i forarbeidene til NiN versjon 2 (se NiN[2] Artikkel 2: kapittel B14) ble derfor en naturtypehypotese om at uttørkingsvarighet bør dekomponeres i to, mer eller mindre uavhengige, komponenter, testet. Analyse av generalisert datasett B14 bekrefter denne hypotesen. I tillegg til uttørkingsekspesifisering (UE) trengs LKM overrisling (OR) for å 'forklare' variasjonen i uttørkingsvarighet. UE og OR er paralleller på ikke-jorddekt mark, inkludert nakent berg, til henholdsvis vannmetning (VM) og uttørkingsfare (UF) på jorddekt fastmark. Resultatene av analyser av datasett B14 viser at variasjonen langs OR og UE i stor grad er frikoblet i rom, i tid og med hensyn til artenes responser, slik tilfellet også er i fastmarksskogsmark der f.eks. alle kombinasjoner av UF (variasjonen fra frisk blåbærskog til tørkeutsatt lavskog) og VM [forekomsten av større eller mindre flekker, gjerne i små forsenkninger, av vegetasjon dominert av torvmoser (*Sphagnum* spp.) og andre arter som foretrekker fuktige voksesteder, men som også tåler langvarig uttørking] er realisert. I NiN 2 legges derfor til grunn for bruk av OR og UE at det finnes en tilsvarende variasjon i artssammensetning relatert til faren for uttørking og normal fuktighet. Årsaken til bruk av parallelle sett av begreper for jorddekte marksystemer (UF og VM) og nakent berg (UE og OR) er forskjeller i mekanismer for tilførsel av vann, substratets evne til å holde på og lagre vann, og forskjeller i de dominerende primærprodusentenes vannhusholdning. Dessuten forekommer også variasjon i artssammensetning i skogmark relatert til luftfuktighet (jf. Evju et al. 2011). Denne variasjonen kan være betinget av fosseyr eller fosseregn (som fanges opp av LKM VS), men kan også være uavhengig av direkte påvirkning fra rennende vann slik at det er behov for UE som LKM også i T4.
- Vannpåvirkningsintensitet (VF) gir uttrykk for forstyrrelseseffekter av rennende vann, det vil si det samlede resultatet av erosjon og sedimentasjon i flommarker [dvs. T18 Åpen flomfastmark og T30 Flomskogsmark]. Ytterligere to LKM beskriver vannpåvirkning (i videste forstand) på flommarker; erosjonsutsatthet (ER) og flomregime (FR).

B3o Miljøgradienter relatert til snødekkevarighet i alpine og arktiske områder

Ovenfor skoggrensa fordeler snøen seg ujevnt mellom forsenkninger og rabber. Det finnes ikke noe tresjikt som kan skape turbulens og sørge for jevn fordeling av snøen (slik som under skoggrensa). Snøfordelingen bestemmes av topografiske forhold (konveksitet/konkavitet, helning og eksposisjon) og fordi den framherskende vindretningen vinterstid stort sett er den samme fra år til år, fordeler snøen seg på samme måte i terrenget hver vinter. Snømengden kan imidlertid variere mye mellom år. Resultatet er likevel at fjellvegetasjonen i høydebeltet like over skoggrensa oftest er klart sonert langs en kompleks miljøgradient som er klart relatert til snødekkets varighet, og som refereres til som 'rabbe-snøleie-gradienten', 'variasjonen fra rabbe til snøleie' ell. (f.eks. Nordhagen 1943, Baadsvik 1974, Fremstad 1997, R. Økland 1997b, Moen 1998). Snødekkets strukturertende betydning for fjellvegetasjonen har vært kjent lenge; allerede Vestergren (1902) kunne redegjøre for sammenhengene mellom vind, snødekke og fjellvegetasjonstypenes fordeling i terrenget.

Antallet 'soner' som skiller ut mellom de mest eksponerte rabbene og de mest ekstreme snøleiene varierer fra arbeid til arbeid, typisk beskrives fra 3 til 7 'soner' (f.eks. Nordhagen 1928, 1943, Dahl 1957, Fremstad 1997, Moen 1998a). Resultatene av analyser av generaliserte datasett (se NiN[2] artikkel 2, kapittel B11) indikerer imidlertid at det er grunnlag for å dele inn i hele 10 standardtrinn langs denne 'rabbe-snøleie'-gradienten, når ekstremene uten permanent vegetasjonsdekke også inkluderes. Mens begrepet "rabbe-snøleie"-gradienten benyttes som et LKM-begrep i andre arbeider, må denne gradienten splittes opp i flere LKM i NiN versjon 2 fordi ulike strukturertende prosesser avløser hverandre som viktigst langs 'rabbe-snøleie'-gradienten. Økologisk strukturertende prosesser skal vektlegges i typeinndelingskriteriene (jf. kapittel B1c).

I dette kapitlet, som tar utgangspunkt i NiN[1] artikkel 15 og 16, drøftes hvilke økologisk strukturende prosesser som gir opphav til variasjonen i artssammensetning fra rabbe til snøleie i alpine og arktiske områder, en variasjon som i det følgende blir betegnet 'rabbe-snøleie'-gradienten (som om det var én LKM), med en bakgrunnstrinninndeling I – X som er forklart i Fig. B3–15. Drøftingen utgjør kunnskapsgrunnlaget for å definere LKM i henhold til prinsipper og kriterier i NiN.

'Rabbe-snøleie'-gradienten deles i utgangspunktet i 4–5 større intervaller (som til dels svarer til natursystem-hovedtyper) i NiN versjon 2; T14 Rabbe, T3 Fjellhei, leside og tundra (som ofte deles i to intervaller, fjellhei og leside), T7 Snøleie og I1 Snø- og isdekt fastmark (Fig. B3–15–17). Det er lang tradisjon i norsk vegetasjonsøkologi (Nordhagen 1943, Gjærevoll 1956) for å trekke ei hovedgrense langs 'rabbe-snøleie'-gradienten ved grensa mellom leside og moderat snøleie. Dahl (1957) foreslo å inkludere lesida i et utvidet snøleiebegrep, men fikk ingen tilslutning til dette forslaget. Overgangen mellom leside og moderat snøleie er mange steder skarp, men, i NiN-sammenheng vel så viktig, er at det her finner sted et skifte mellom dominerende økologisk strukturertende prosess. Dette blir utdypet nedenfor.

Kollektive betegnelser	BT	Bakgrunnstrinn	Forklaring	Basistrinn-inndeling		
				VI	UF	SV
Rabbe	I	deflasjonsrabbe	blottlagt mineraljord (dominert av sand, stein eller grus) eller blottlagt berg uten permanente samfunn av flerårige arter	a	h	0
	II	avblåst rabbe	uten stabilt snødekket om vinteren, dominert av erosjons- og frostherdige 'vindlaver'	abc		
Snøbeskyttet fjellhei	III	fjell-lavhei	heier med tynt, oftest stabilt snødekket om vinteren, og som smelter tidlig fram om våren		fg	0
	IV	fjell-lynghei	heier med stabilt snødekket om vinteren, og som smelter relativt tidlig fram om våren		de	
Leside	V	leside	heier eller eng med stabilt, tjukt snødekket om vinteren, og som smelter fram tidlig nok til at snødekket ikke begrenser veksten (optimalt kompromiss mellom snødekket og vekstsesonglengde)		bc	a
Snøleie	VI	moderat snøleie	enger kjennetegnet ved så langvarig snødekket at lyng mangler eller forekommer svært sparsomt		ab	
	VII	seint snøleie	enger preget av langvarig snødekket		cd	
	VIII	ekstremsnøleie	steder med så langvarig snødekket at moser og lav, men ikke karplanter, kan vokse		ef	
	IX	vegetasjonsfritt snøleie	steder der permanent flerårig vegetasjon mangler; marka smelter fram hvert 6. år eller oftere		g	
Snø- og isdekt fastmark	X	permanent snø- og isdekt mark	marka dekt av snø eller is; smelter ikke fram hvert 6. år		o	

Fig. B3–15. Bakgrunnstrinninndeling av 'rabbe-snøleie'-gradienten i NiN versjon 2, med definisjoner og referanse til basistrinn av vindvirkningsfare (VI), uttørkingsfare (UF) og snødekket betinget vekstsesongreduksjon (SV). BT = bakgrunnstrinn, kode.

Hele variasjonsbredden fra avblåst rabbe (bakgrunnstrinn II) til ekstremsnøleie (bakgrunnstrinn VIII) opptrer i naturen som én sammenhengende topografisk betinget vegetasjonsgradient, iblant 'forlenget' med de vegetasjonsfrie ytterpunktene (bakgrunnstrinn I og IX og X). Langs denne gradienten varierer en rekke enkeltmiljøvariabler (Dahl 1957). Viktigst fra et biologisk synspunkt er kanskje at vekstsesonagens lengde avtar når snøen blir liggende lengre utover sommeren (Baadsvik 1971). Artssammensettingsgradienten fra avblåst rabbe til ekstremsnøleie er ualminnelig lang, i betydningen at artssammensetningen (i hvert fall for planter) skiftes fullstendig ut mer enn én gang fra det ene ytterpunktet til det andre (R. Økland 1997b, Odland 2005). Analyser av generalisert datasett B11 tallfester variasjonen til 7.5 ØAE, det vil si en utskifting av hele artssammensetningen nær to ganger fra og med bakgrunnstrinn II til og med bakgrunnstrinn VIII.

Med hensyn til artssammensetning såvel som viktige miljøfaktorer er det klare paralleller mellom øvre del av 'rabbe-snøleie'-gradienten nedenfor rabbene (snøbeskyttet hei og leside) og LKM uttørkingsfare (UF), som ligger til grunn for inndelingen av T4 Fastmarksskogsmark (se f.eks. R. Økland & Bendiksen 1985). Flere arbeider påpeker eller påviser en sammenheng mellom snødekkevarighet (ovenfor snøleiene) og jordfuktighet (Smith 1920, Tengwall 1925, Nordhagen 1928, 1943, 1954, Jonasson 1981, R. Økland & Bendiksen 1985), sjøl om det har vært vanskelig å påvise en sammenheng mellom målt jordfuktighet og variasjon i snødekke (Rydgren 1994, Odland & Munkejord 2008). Tolkningen av variasjonen fra blåbærskog til lavskog i skogsmark som betinget av uttørkingsfare hviler imidlertid også på observasjoner (heller enn harde måledata) som støtter hypotesen om at det er faren for ekstrem uttørking som er utslagsgivende (uttørkingsfare-hypotesen; se kapittel B3n) og ikke variasjon i normal fuktighetstilgang, som fanges opp av vannmetning (VM).

Uttørkingsfare (UF), som i NiN versjon 1 ikke ble benyttet for fjell-natur, ble delt i 3 trinn; frisk, moderat tørkeutsatt og svært tørkeutsatt. Denne tredelingen svarte til de tre 'seriene' *submesic*, *subxeric* og *xeric* [frisk, middelstørr og ekstremtørr i terminologien til Halvorsen & Bendiksen (1982) og R. Økland & Bendiksen (1985)]. R. Økland & Eilertsen (1993) delte UF i fem 'serier' ved å inkludere mellomtrinn. I NiN versjon 2.0 er uttørkingsfare (UF) delt i 8 basistrinn og 4 hovedtypetilpassete trinn i T4 Fastmarksskogsmark på grunnlag av analyser av generaliserte artslistedatasett for karplanter, moser, lav og sopp (NiN[2] artikkelen 2, kapitlene B9 og B10).

Graden av parallelitet mellom UF i skogmark og øvre del av 'rabbe-snøleie'-gradienten nedenfor rabbene (snøbeskyttet hei og leside) i fjellet har ofte blitt diskutert, og ulike konklusjoner har blitt trukket. R. Økland (1997b) beskrev variasjonen i T4 Fastmarksskogsmark og T3 Fjellhei, leside og tundra som parallele 'serier' langs én og samme økoklin (først og fremst relatert til uttørkingsfare), med avblåste rabber som en forlengelse av den tørkeutsatte enden av denne økoklinen i fjellet. Mangelen på avblåste rabber i lavlandet ble forklart med at denne 'forlengelsen' av lavskogens intervall langs topografigradianten er knyttet til steder som er så sterkt eksponert at de, om de fantes, heller ikke i lavlandet ville båret skog (avblåste, skogløse topper finnes spredt i nordboreal bioklimatisk sone og anses for 'nedløpere' av T14 Rabbe). Mens vind som sådan (normalt) ikke er en viktig miljøvariabel i skogen, har vinden en svært viktig økologisk rolle ovenfor skoggrensa, direkte ved å bidra til uttørking (frysetørking om vinteren) og mekaniske slitasjeskader og indirekte ved å gi opphav til topografisk betinget snødekkefordeling [se omtalen av LKM vindvirking (VI)] (R. Økland & Bendiksen 1985). Det avgjørende spørsmålet i NiN-sammenheng er om forskjellen mellom den komplekse gradienten som betinger variasjonen fra leside til lavrik fjell-lynghei er tilstrekkelig forskjellig fra den komplekse gradienten som betinger variasjonen fra blåbærskog til lavskog i skogsmark [dvs. LKM uttørkingsfare (UF)]. I henhold til drøfting i kapittel B3n skal en LKM-kandidat beskrives som en separat LKM og legges til grunn for inndeling eller beskrivelse av variasjon innenfor en hovedtype når den unike variasjonen i artssammensetning (variasjonen i artssammensetning langs LKM-kandidaten som ikke forklares av andre LKM som inngår som hLKM, tLKM og/eller uLKM for hovedtypen) er tilstrekkelig til at definisjonene av

hLKM, tLKM eller uLKM er tilfredsstilt. I denne sammenhengen er derfor det avgjørende spørsmålet om forskjellene i underliggende miljøforhold mellom 'rabbe-snøleie'-gradienten og UF i skogsmark er tilstrekkelig store til at dette kravet er tilfredsstilt. I NiN versjon 1 fantes ikke klare kriterier for hvor stor forskjell som måtte til, og en pragmatisk konklusjon ble trukket om å operere med ulike LKM i fjellhei, leside og tundra på den ene siden og fastmarksskogsmark på den andre siden. Variasjonen fra leside til fjell-lavhei og videre til avblåst rabbe ble på det grunnlaget beskrevet som tre trinn langs 'økoklinen' snødekkstabilitet (SS); leside (1), snøbeskyttet hei (2) og avblåst rabbe (3).

I NiN versjon 2 blir betydningen av økologisk strukturerende prosesser sterkt vektlagt. Både avblåste rør og snøleier er økosystemer som er unike for fjellet og Arktis. Forekomst av avblåst rabbe forutsetter sterkt vindvirkning som blottlegger marka om vinteren, forekomst av snøleie forutsetter et langvarig snødekk som gjør at mange arter må gi tapt for kort vekstseseong. Grensa mellom avblåst rabbe og snøbeskyttet hei er ofte synlig som en markert grensesone med rask utskifting av artsinventaret (Dahl 1957). Dette er seinere bekreftet ved ordinansjonsanalyse; av Dahls transektdaten fra Rondane (R. Økland 1997b), av en samling av ca. 4800 tidligere publiserte vegetasjonsanalyser (Odlund 2005), og av andre enkeltdatasett (f.eks. Odlund & Munkejord 2008). Til grunn for typeinndelingen av fjell-naturen i NiN versjon 2 er derfor lagt at det skjer en endring i dominerende prosess ved grensa for stabilt snødekk. Mens fuktighet, vekstseseonglengde og relaterte miljøvariabler er viktigst for variasjonen fra leside til fjell-lavhei, er variasjonen fra fjell-lavhei til avblåst rabbe (og videre til deflasjonsrabbe) betinget av vindens direkte virkning på vegetasjon og mark, som fanges opp som respons på LKM vindvirkning (VI). Rabbe (T14) tilfredsstiller kravet til egen hovedtype i NiN versjon 2.0, betinget av VI. I motsatt ende av 'rabbe-snøleie'-gradienten i lavalpin bioklimatisk sone er vanligvis grensa mellom lesider og moderate snøleier tydelig markert som ei grense mellom ulike dominerende vekstformer. Lesida domineres av store, forvedete arter (dvergbjørk, einer, blåbær og vier) som (stort sett) mangler i snøleier. Moderate snøleier domineres av gras og urter. Den tydelige fysiognomiske grensa mellom leside og moderat snøleie indikerer et skifte i økologisk prosess fra forstyrrelse (farene for uttørking) ovenfor lesida til miljøstress i form av kortere vekstseseong, som i NiN versjon 2 uttrykkes som LKM snødekkbetinget vekstseseongreduksjon (SV), nedenfor lesida. Grensa mellom leside og moderat snøleie blir da også ei natursystem-hovedtypegrense i NiN, mellom T3 Fjellhei, leside og tundra på den ene siden og T7 Snøleie på den andre siden. Et tilleggsargument for å vektlegge grensa mellom fjellhei (snøbeskytta heier og lesider) og tundra (fjellheias parallell i arktiske områder) på den ene siden og snøleier på den andre siden som hovedtypegrense på natursystem-nivået i NiN, er at snøleiene utgjør en distinkt arktisk-alpin type av natursystemer hvis arealutbredelse det knytter seg stor interesse til. Snøleiearealet kan komme til å bli kraftig redusert dersom klimaet blir varmere (Björk & Molau 2007, Sandvik & Odlund 2014).

Den fysiognomiske grensa mellom leside og moderate snøleier markerer overgangen mellom uttørkingsfare som viktig miljøvariabel og snødekkets rolle som endrer seg fra å være positiv, beskyttende, til å begrense vekstseseongens lengde. De gunstigste forholdene langs 'rabbe-snøleie'-gradienten finnes i lesida der marka har god snøbeskyttelse om vinteren, men uten at snøen ligger så lenge at kort vekstseseong blir en begrensende faktor (Dahl 1957, Wijk 1986). I T7 Snøleie er snødekket varighet den viktigste vekstbegrensende faktoren. I hvert fall i lavalpin bioklimatisk sone skiller heiene og lesida seg fra snøleiene også ved at jordsmonnet oftest er stabilt i heia og ofte også i moderate snøleier, mens ustabil jord (flytjord, solifluksjonsjord) er vanlig i seine snøleier og ekstremsnøleier. Jordflyt er resultatet av fullstendig vannmetning av jordsmonnet, gjerne under snøsmeltingen eller ved kontinuerlig overrisling med smeltevann fra ovenforliggende snøfonner (se NiN[1] artikkkel 16 for utdyping av dette temaet). Hvis den vannmettede jorda får en viskøs konsistens, kan den begynne å flyte nedover i terrengets hellingretning. Hastigheten på flytjordas bevegelser varierer fra langsom i vegetasjonsdekkede skråninger der jordflyt er synlig som valkeaktige flytjordstunger [landformenheten flytjordsvalk (3ML–FJ)], til rasikere i brattere skråninger med mer sparsomt vegetasjonsdekke. Fordi massebevegelse i skråninger er

vel så viktig som frost som betingelse for jordflyt, er flytjordsvalk (3ML-FJ) plassert i landformgruppa landformer knyttet til massebevegelse på land (3ML). Når flytjorda tørker opp utover sommeren, får den en skorpeliknende overflate. Tendensen til jordflyt (solifluksjon) fremmes av alle faktorer som fremmer langvarig vannmetting av jorda, deriblant regionale faktorer som økende nedbør (i form av snø), det vil si et mer humid klima og alvere temperaturer (økende snødekketvarighet), og lokale faktorer som økende helning og lokal snøakkumulasjon. Solifluksjonstendensen øker derfor med økende høyde over havet og økende breddegrad, og fra rabbe mot snøleie. I seine snøleier og ekstremsnøleier og i mellomalpin sone finnes indikasjoner på solifluksjon nesten over alt.

Ettersom begge endene av 'rabbe-snøleie'-gradienten er skilt ut som hovedtyper betinget av spesielle lokale komplekse miljøvariabler (sLKM), gjenstår spørsmålet om hvorvidt uttørkingsfare (UF) eller en annen LKM [f.eks. snødekkestabilitet (SS) som i NiN versjon 1] skal benyttes til å beskrive variasjonen fra leside til fjell-lavhei. Tidligere studier viser at variasjonen i artssammensetning i fjellet og i høyreleggende skoger i svært stor grad løper parallelt (se f.eks. R. Økland & Bendiksen 1985), slik at betingelsene for å skille ut en egen LKM i fjellet ikke er oppfylt. I NiN versjon 2.0 blir derfor UF brukt til å trinnde de sentrale delene av 'rabbe-snøleie'-gradienten.

Analyser av generaliserte artslistedatasset (NiN[2] artikkel 2, kapittel B11) viser at lengden av artssammensetningsgradienten i T3 Fjellhei, leside og tundra mellom grensene mot T14 Rabbe og T7 Snøleie gir grunnlag for oppdeling i tre hovedtypetilpassete trinn (i NiN versjon 1 ble den delt i to trinn). UF i T4 Fastmarksskogsmark blir imidlertid delt i fire hovedtypetilpassete trinn. R. Økland & Bendiksen (1985) viser at det omkring skoggrensa finner sted en 'forskyvning' av artssammensetningen i karplantesjiktet (feltsjiktet) i forhold til i bunnssjiktet (moser og lav) idet en gitt karplantearts-sammensetning er assosiert med et bunnssjikt med langt sterkere lavdominans enn under skoggrensa. Dette forklares med vindens uttørrende effekt over skoggrensa. Den friskeste marka i T4 (beskrevet som basistrinn UF•a) anses derfor normalt ikke å være til stede over skoggrensa. I den motsatte enden av gradienten innebefatter sterkt tørkeutsatthet (UF•h) også så sterkt vindvirkning at vindutsatthet (VI) overtar for uttørkingsfare (UF) som viktigste miljøvariabel. Ekstremtrinnet UF•h anses derfor heller ikke å finnes ovenfor skoggrensa og lesida blir oppfattet som UF•bc, fjell-lavheia som UF•fg, mens det mellomliggende (hovedtypetilpassete) trinnet, fjell-lyngheia, utgjør UF•de (Fig. B3-16).

Med økende høyde over havet og mot høyere breddegrader blir leveforholdene gradvis mindre gunstige, blant annet fordi frostbetegnede geomorfologiske prosesser (periglasiale prosesser) raskt øker i intensitet. Disse prosessene er beskrevet i detalj i NiN[1] artikkel 16, og oppsummeres her. Periglasiale prosesser er mest intense i områder med permafrost, men forekommer også utenfor permafrostområdet. Permafrost innebefatter en tilstand der all jord under et visst djup er permanent frosset. Over den permanent frosne marka ligger det aktive laget som tiner hver sommer (alle norske fastlandsområder har somtermiddeltemperatur over 0 °C). Permafrost defineres ofte som landmasser der temperaturen ikke i løpet av to år overstiger 0 °C (http://met.no/met/met_lex/l_p/permafrost.html). Store deler av Norge er dekket av permafrost, men fordi man om sommeren kan måtte 1–3 m ned i bakken for å oppdage permafosten, er den eksakte utbredelsen av permafrost i Norge mangelfullt kjent (men se Gisnås et al. 2013). Den lokale variasjonen i forekomsten av permafrost er stor (Etzelmüller & Frauenfelder 2009).

Jordtemperaturen er avhengig både av sommer- og av vintertemperaturen. Forekomsten av et beskyttende snødekke om vinteren stabiliserer vintertemperaturen på et mye høyere nivå enn der snødekke mangler. Snødekkefordelingen varierer på skalaer fra det lokale (bestemt av rygger og forsenninger, på skalaer ned til 5–10 m) til det regionale (nedbøren avtar fra oseaniske til kontinentale områder) og forårsaker så vel lokal som regional variasjon i forekomsten av permafrost. Fordi både kalde vintre og lav nedbør kjennetegner kontinentale fjellområder, synker permafrostgrensa sterkt fra oseaniske til kontinentale områder (fra vest mot øst og fra kyst til innland i Sør-Norge, og fra kyst til

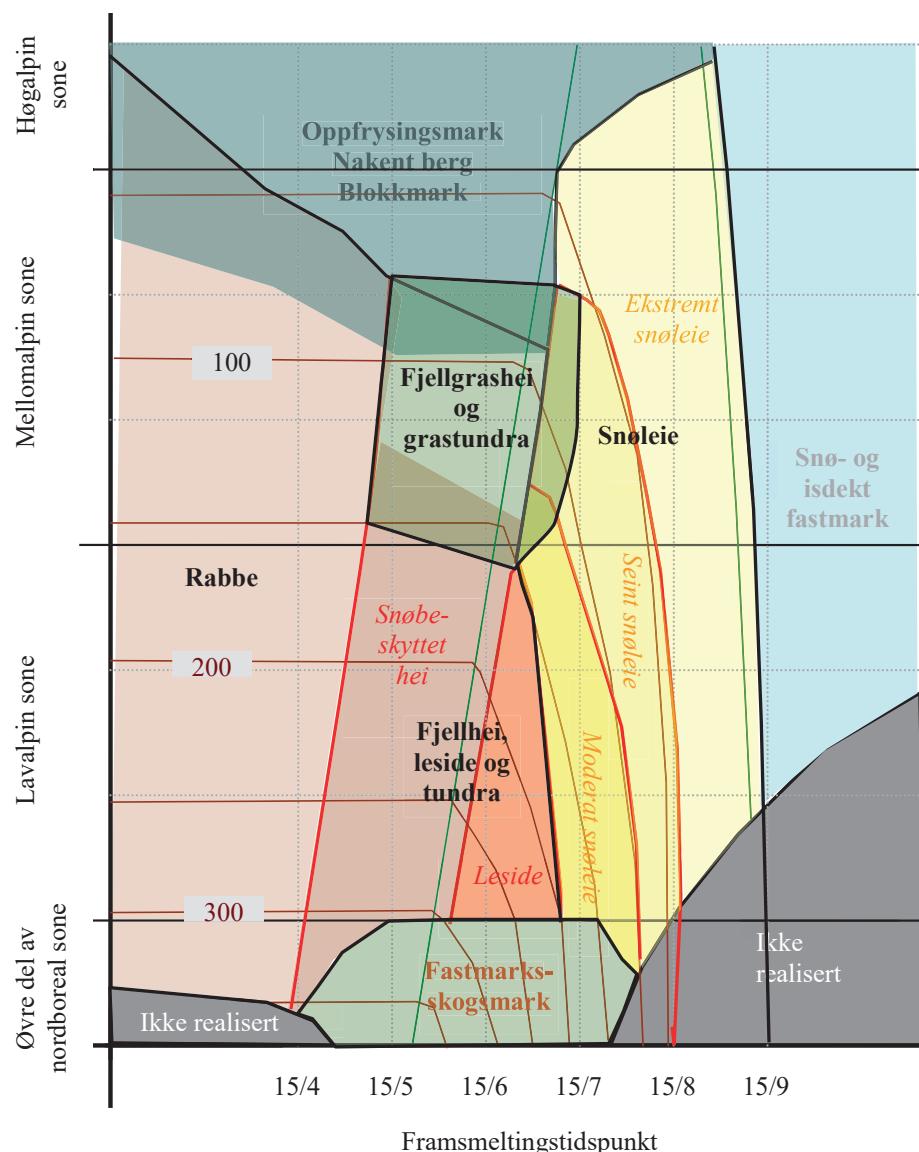


Fig. B3–16. Sonering på fastmark i fjellet på det norske fastlandet relatert til framsmeltingstidspunkt og høyde i forhold til skoggrensa og vedvekstgrensa (mellan mellom- og høgalpin sone). Trinn langs uttørkingsfare (UF) (innen T3 Fjellhei, leside og tundra) og snødekkebetinget vekstsesongreduksjon (SV) (innen T7 Snøleie) er kursivert. Natur-system-hovedtyper er avgrenset med svarte linjer og navnsatt med fet skrift. Figuren viser hvordan først leside og moderat snøleie, deretter snøbeskyttet hei og seint snøleie fases ut mot høyden fordi kombinasjonene av lang nok vekstsesong og stabilt nok snø-dekke forsvinner. Grønne linjer angir begynnelsen og avslutningen på vekstsesongen. Brune isolinjer angir varmesum (rødbrune tall) i dag-grad-enheter (ddu) med basistem-peratur 5 °C (T–5, summert over alle dager med T, døgnmiddeltemperatur, over 5 °C). Klimadata fra Aune (1993) for Kongsvold (Oppdal, STr, 885 m.o.h.), basert på en vertikal temperaturgradient på –0,5 °C.

innland i Nord-Norge). I de østligste delene av Sør-Norge kan det hende at permafrost forekommer ned til under skoggrensa.

Forekomst (eller ikke-forekomst) av permafrost har en rekke direkte og indirekte effekter på mark-systemene. Permafrost fører til intensivering av alle periglasiale prosesser, kanskje først og fremst oppfrysning (kryoturbasjon). For artssammensetningen og miljøforholdene i øvre marksjikt (og typetilhørighet på natursystem-nivået i NiN) er det imidlertid uvesentlig om bakken er permanent frosset på fem meters dyp dersom det aktive laget ikke er utsatt for sterkt frostvirkning. Omvendt vil forekomsten av kryoturbasjon og, ikke minst, jordflyt, ha store effekter på markegenskaper og artssammensetning også utenfor permafrostområdet. Inndelingen i hovedtyper og grunntyper på natursystem-nivået i

NiN tar utgangspunkt i at effekten av periglasiale prosesser kan beskrives som en respons på tre LKM; permafrost (PF), jordflyt (JF), oppfrysning (OF). Permafrostområder med så tynt aktivt lag at dårlig drenering eller rask innfrysning av organisk materiale i permafrosten er utslagsgivende for økosystemenes struktur finnes på Svalbard, men mangler i fastlandsjellene fordi grunn jord og bratt terreng i mellomalpin og høgalpin bioklimatisk sone forhindrer utvikling av slike, karakteristiske permafrost-betingete natursystemer.

Uavhengig av lokale miljøforhold (topografibetinget snødekkstabilitet og snødekkevarighet) avtar vekstsesongens lengde mot høyden og mot nord. Hastigheten på alle biologiske prosesser avtar, jordsmonnsutviklingen går langsommere og jorddybden avtar derfor også. Med økende relativ høyde (i forhold til omgivelsene) øker andelen av landarealet som utgjøres av konvekse overflateformer, utsattheten for vind og vær øker og snødekkets stabilitet avtar. Fig. B3–16 viser hvordan den karakteristiske soneringen fra avblåst rabbe til ekstremsnøleie – 'rabbe-snøleie'-gradienten – gradvis 'forenkles' oppover i mellomalpin bioklimatisk sone for til slutt å viskes helt ut. Med økende høyde faller lesida først ut [bortfall av leside er et av de viktigste kriteriene for grensa mellom lavalpin og mellomalpin bioklimatisk sone (Moen 1998a)], dernest forsvinner typiske moderate snøleier og snøbeskyttede heier med betydelig innslag av arter med et visst varmekrav. 100–200 m ovenfor lesidas høydegrense er vegetasjonsdekket vanligvis sparsomt og artssammensetningen inneholder en blanding av typiske rabbe- og snøleiearter. Bare på ekstreme steder kan det finnes avblåst rabbe og ekstremsnøleie med samme typiske artssammensetning som i lavalpin sone. I dette høydenivået overtar høgfjellets ustabile mark, som i NiN versjon 2 faller inn under natursystem-hovedtypen T19 Oppfrysingsmark, som er betinget av permafrost (PF) og oppfrysning (OF). I høgfjellet finnes også jordsmonn bare flekkvis, og T19 opptrer derfor oftest sammen med T1 Nakent berg og T27 Blokkmark. Jordsmonnet, når slikt finnes, er grunt og ustabilt, og vegetasjonen har et tydelig pionér preg (dominans av småvokste moser og lav med stor toleranse overfor variable og ustabile leveforhold). T19 Oppfrysingsmark viser ingen eller bare svært svak differensiering i forhold til snødekke ('rabbe-snøleie'-gradienten). Det konvekse terrenget på disse høydene gjør at det meste av denne pionérpregete marka topografisk sett er rabber, men kaldere klima og snø som ligger lengre gjør at vekstsesongen er minst like kort som i et snøleie på lavere høydenivåer.

Vertikalbeltet mellom høydenivået der lesida faller ut og der den udifferensierte oppfrysingsmarka begynner å dominere, er et par hundre høydemeter brei. I denne sonen forekommer typiske avblåste rabber på særlig eksponerte steder. Den største endringen i artssammensetningen, som kan være påfallende skarp, finner sted omkring grensa mellom lav- og mellomalpin bioklimatisk sone, der rabbesiv (*Juncus trifidus*), sauesvingel (*Festuca ovina*) og islandslav (*Cetraria islandica*) overtar for vedvekster og andre, større arter (blant annet store moser) som dominanter i hele eller deler av det intervallet langs 'rabbe-snøleie'-gradienten som i lavalpin sone utspennes av T3 Fjellhei, leside og tundra (se Fig. B3–16,17). Artene som kommer til har høy toleranse for ustabil jord, mens artene som forsvinner er store, vokser sakte og derfor sårbar for mekanisk forstyrrelse. En sannsynlig årsak til overgangen fra lavalpine lypngheier til mellomalpine tørrgrasheier kan derfor være at amorf solifluksjon gradvis overtar for snødekkstabilitet (og uttørkingsfare) som viktigste miljøstressfaktor for plantene. Tørrgrasheiene er karakteristiske alpine økosystemer som i større grad enn de typiske lavalpine lypngheiene er utsatt for (og tilpasset) periglasiale prosesser (for eksempel jordflyt). De økologiske årsakene til dominansskiftet fra lypngheier til tørrgrasheier er komplekse og ufullstendig forstått, men som en foreløpig hypotese (som bør testes!) er i NiN versjon 2 jordflyt (JF) implementert som differensierende LKM (dLKM) for T22 Fjellgrashei og grastundra. I NiN versjon 1 ble det konstruert en 'teknisk' økoklin, høyderelatert vekstsesongreduksjon i arktisk-alpine områder (HV), for å fange opp denne variasjonen. Hovedvekten ble da lagt på vedplantenes toleranse overfor økende miljøstress (lavere temperaturer) og økende jordforstyrrelse (både jordflyt og oppfrysning) mot høyden. Vedplanter har en vekstform som gjør dem følsomme for jordstabilitet (langsomm vekst, lav toleranse for mekanisk skade), noe som kan forklare at

arealandelen som domineres av lyng (fjellheier) avtar raskt oppover i mellomalpin sone (Fig. B3–16). I øvre del av mellomalpin sone faller vedplantene gradvis helt ut; sannsynligvis blir lave temperaturer godt hjulpet av at all jorddekt mark er ustabil oppfrysings- eller flytjordsmark. Grensa for stabil jord, der hovedtypen T19 Oppfrysingsmark overtar som dominerende naturtype, faller derfor omrentlig sammen med 'vedplantegrensa'.

'Vedplantegrensa' ligger lavere enn høydegrensene for de viktige dvergbuskartene (som har utpost-lokaliteter på lokalt gunstige steder høyt til fjells), som i Sør-Norge varierer mellom 1730 og 1920 m [Lid & Lid 2005: grepelyng (*Loiseleuria procumbens*): 1920 m; blålyng (*Phyllodoce caerulea*): 1850 m; mjølbær (*Arctostaphylos uva-ursi*): 1840 m; tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*): 1800 m; krekling (*Empetrum nigrum*): 1770 m; blokkebær (*Vaccinium uliginosum*): 1730 m]. Det er indikasjoner på at plantearternes høydegrenser, også vedplantenes, nå stiger som følge av et varmere klima (Klanderud & Birks 2003).

Skiftet fra dvergbuskhei til tørrgrashei som dominerende samfunn på overgangen fra lavalpin til mellomalpin bioklimatisk sone, kan mange steder ses på lang avstand som en påfallende skarp fysiognomisk grense mellom lavalpin vegetasjon med grønnlig farge (intenst rød om høsten) til den karakteristiske, grålig oransjebrune mellomalpine vegetasjonen (som om endrer seg lite om høsten, bortsett fra å få en dypere fargetone). Eksklaver av typiske lavalpine (lesider og engpregte moderate snøleier) og mellomalpine (tørrgrasheier) samfunn er imidlertid slett ikke uvanlig.

På Svalbard finnes vanligvis også en tydelig differensiering langs 'rabbe-snøleie'-gradienten i tundra i begge de bioklimatiske sonene mellomarktisk tundrasone (MATZ) og nordaktisk tundrasone (NATZ); 6SX[3,4], som svarer til mellomalpin og høgalpin sone på fastlandet. Også i polarørken-områdene [arktisk polarørkensone (APDZ); 6SX[5] kan det finnes en utsatt differensiering i vegetasjon med mer rabbe- respektivt snøleiepreg. Dette er en viktig forskjell fra alpine områder på fastlandet. Forskjellen i dominerende terrenghformer kan ha betydning. I høgalpin bioklimatisk sone på fastlandet forhindrer konveks terrenghform stabilt snødekket og jordsmonnsutvikling. Langt større nedbørmengder gjør dessuten at nesten alt som måtte finnes av jordsmonn er utsatt for solifluksjon eller oppfrysning, slik at T19 Oppfrysingsmark og T27 Blokkmark dominerer. På Svalbard finnes relativt stabile substrater også i den nordarktiske sonen.

Vegetasjonen som karakteriserer de to midtre sonene langs den lange, topografisk betingete 'rabbe-snøleie'-gradienten i lavalpin bioklimatisk sone – lesida og de moderate snøleiene – mangler både i mellomalpin sone på fastlandet og i mellomarktisk (og høgarktisk) sone på Svalbard (jf. Elvebakk 1994: Fig. 1) og erstattes der av tørrgrasheier (T22 Fjellgrashei og grastundra). Det er klare fellestrekk mellom de alpine områdene på fastlandet og de arktiske områdene med hensyn til soneringen langs 'rabbe-snøleie'-gradienten (Fig. B3–17). Elvebakk (1994) beskriver 4 soner langs gradienten. *Exposed ridges* omfatter typiske rabber (T14) lavheier (T3; UF•fg) med skjeggstarr (*Carex nardina*), bergstarr (*C. rupestris*) og reinrose (*Dryas octopetala*) som viktige arter. Elvebakk (1994) sin *mesic plain/slope*, som angis som *zonal community* (dominerende samfunn) i mellomarktisk sone på Svalbard, hører dels hjemme i T3 (fjellhei), dels i T22 (fjellgrashei og grastundra). Av grunner beskrevet ovenfor, karakteriseres disse samfunnene som (gras)tundra. T3-samfunn er sjeldne på Svalbard og finnes bare i områder med gunstig lokalklima, som i mellomalpin bioklimatisk sone på fastlandet. Tilsvarende *zonal communities* på fastlandet er i mellomalpin sone T22, i lavalpin sone fjell-lyngheier dominert av krekling (*Empetrum nigrum*) og lesider dominert av blåbær (*Vaccinium myrtillus*). Elvebakks *moderate snow beds* svarer dels til moderate snøleier [snødekket betinget vekstsesongreduksjon (SV), trinn SV•ab], med et artsinventar som ligger nærmest tørrgrasheiene artsinventar [bl.a. med snøskjerpe (*Cetraria ilicifolia*) som et framtredende element], dels til seine snøleier (SV•c). På lokalklimatisk gunstige steder i mellomarktisk sone blir innslaget av varmekrevende arter større, og artssammensetningen blir mer lik fastlandets eng-

pregete moderate snøleier (som typifiseres til T7, med SV•ab). *Late snowbeds* på Svalbard skiller seg lite fra tilsvarende snøleier på fastlandet.

Begrepene som benyttes for de arktisk-alpine natursystem-hovedtypene er drøftet i NiN[1] artikkkel 9, men gjentar kort her. Arktis omfatter områdene nord for den polare tregrensa. På det norske fastlandet er det kun kystområdene lengst nord i Finnmark med tilhørende fjellområder som blir definert som arktiske [grensa mellom alpine og arktiske områder på det norske fastlandet er grundig drøftet i omtalen av bioklimatiske soner i Arktis (6SX)]. Fjellområdene sør for denne grensa har vært kalt 'oroarktiske' i finsk tradisjon etter Ahti et al. (1968), men skillet mellom 'oroarktiske' og alpine områder er så problematisk at det ikke har blitt akseptert i norske fagmiljøer.

'Tundra', 'fjellhei', 'polarørken' og (alpin) 'blokkmark' er sentrale begreper for arealtyper på natursystem-nivået innen de arktiske og alpine områdene. 'Tundra' er et begrep med øst-samisk opphav som har blitt internasjonalt kjent gjennom den tradisjonelle russiske definisjonen, 'områder nord for den polare skoggrensa der vegetasjonen er dominert av busker og/eller dvergbusker, flerårige urter og mose og lav i ulike kombinasjoner'. Seinere har særlig nord-amerikanske forfattere ofte brukt begrepet 'tundra' som et fellesbegrep for 'kuldebetingete treløse områder', det vil si fjell, i hele verden. I NiN blir bruken av begrepet 'tundra' avgrenset til områder nord for den polare tregrensa. For å gjøre betydningen helt klar, kunne denne bruken av 'tundra' vært presistert som 'arktisk tundra'. I samsvar med den opprinnelige tundradefinisjonen blir imidlertid ikke alle områder nord for den polare tregrensa inkludert i tundrabegrepet.

Det er tradisjon for å bruke begrepene 'vidder', 'flyer' eller 'heier' for områder på det norske fastlandet med et tundra-lignende landskap, særlig med flate terrengformasjoner. I tråd med denne tradisjonen brukes i begrepet 'fjellhei' i navnet på natursystem-hovedtypen (og i grunntypene) for fastmark over tregrensa med sammenhengende eller svakt diskontinuerlig vegetasjon, med et karakteristisk innslag av busker eller dvergbusker og uten langvarig snødekk. Bruken av både fjellhei og tundra i navn signaliserer hovedtyper som finnes både i alpine og i arktiske områder.

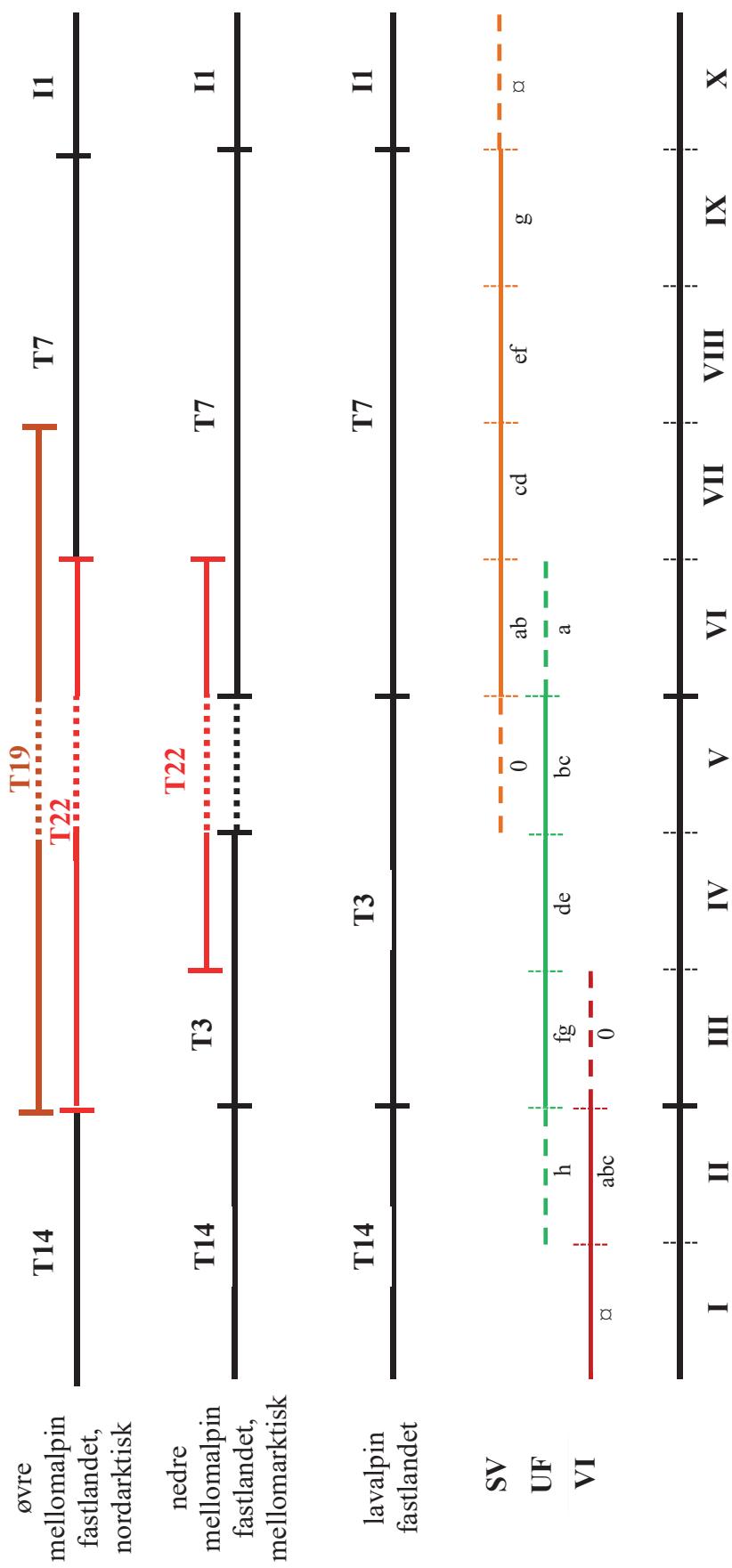


Fig. B3-17. Natursystem-hovedtypenes plassering langs ‘rabbe-snøleie’-gradienten på det norske fastlandet (romertall viser bakgrunnstrinn I-X), de tre LKM som brukes i NiN versjon 2.0 til å forklares variasjonen i artssammensetning og hvilke basistrinn som karakteriserer hovedtypetilpassete trinn langs disse LKM, i de alpine og arktiske bioklimatiske sonene. Stiplede linjer viser basistrinn langs LKM der andre LKM har overtaat som økologiske strukturerende. Prirkete linjer viser gradientplasseringen for leside i bioklimatiske soner der lesidevegetasjon mangler. LKM: SV = snødekket betinget vekstsesongredusksjon; UF = uttørkingsfare; VI = vindpåvirkning. Hovedtyper: II = snø- og isdekt fastmark; T3 = fjellhei, leside og tundra; T7 = snøleie; T14 = rabbe; T19 = oppfrisningsmark; T22 = fjellgrashei og grastundra.

B4 Typeinndeling og beskrivelsessystem på natursystem-nivået

Et hovedprinsipp i NiN versjon 2 er at typeinndelingen skal baseres på en hierarkisk delende (divisiv) inndelingsprosedyre, det vil si at all naturvariasjon på det aktuelle naturmangfoldnivået (innenfor området som omfattes av naturtypeinndelingen) først skal deles inn i hovedtypegrupper, at hver hovedtypegruppe deretter skal deles inn i hovedtyper, og at hver hovedtype til sist (eventuelt) skal deles inn i grunntyper. All variasjon i observerbare naturegenskaper som ikke er fanget opp gjennom grunntypeinndelingen, skal kunne fanges opp i et fleksibelt beskrivelsessystem. Metoden (prosedyren) for å definere typer på hvert av de tre hierarkisk ordnete generaliseringsnivåene består av et sett med kriterier (grunnleggende kriterier og tilleggskriterier) som er ordnet i en logisk rekkefølge etter viktighet. Kriteriene er begrunnet i generelle prinsipper beskrevet i kapitlene A2 og B1 og teori beskrevet i kapitlene A1, B2 og B3. Sjølv metoden er utformet som en trinnvis prosedyre for typeinndeling, gjengitt i Vedlegg 6. Dette kapitlet inneholder en kortfattet drøfting av de viktige valg som er foretatt som ledd i utarbeidelse av metoden, med begrunnelser for valgene.

B4a Inndeling i hovedtypegrupper

Inndelingen i hovedtypegrupper starter med all natur innenfor det geografiske området som naturtypeinndelingen skal dekke. Den divisive prosedyren tar utgangspunkt i at de fire kategoriene av grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter per definisjon (aksiomatisk), uten unntak, skal tilordnes ulike hovedtypegrupper. Et tilleggskrav for å bli lagt til grunn for typeinndeling på natursystem-nivået, er at den aktuelle naturen må inneholde noe som i rimelig grad fungerer som selvstendige økosystemer, og at den dessuten har en artssammensetning som i rimelig grad er konstant i et hundearårsperspektiv og som varierer langs komplekse miljøvariabler som et resultat av påvirkning fra økologisk strukturerende prosesser. Som det framgår av kapittel B1b er for NiN versjon 2 (under noen tvil) vurdert at luft ikke tilfredsstiller disse kravene, mens substrater, frie vannmasser og varig snø og is gjør det. Innenfor hver av de tre kategoriene substrater, frie vannmasser og varig snø og is kan det defineres flere hovedtypegrupper dersom et sett av kriterier er oppfylt.

Ett begrep står helt sentralt i metoden for å definere typer på hovedtypegruppe-nivået (og på hovedtypenivået) – **normal variasjonsbredde innenfor en hovedtypegruppe** – definert som 'arealmessig dominerende variasjonsbredde i artssammensetning og miljøforhold innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent), som kan beskrives ved hjelp av et begrenset sett av hovedkompleksvariabler'. I stedet for dette lange og tunge begrepet, brukes i stedet begrepene **normal mark**, **normal bunn**, normal mark/bunn, **normale frie vannmasser** og **normale snø- og issystemer** når det er tale om variasjon innenfor en spesifikk dominerende økosystemkomponent eller en spesifikk hovedtypegruppe. Motsatsen til normal mark er **spesiell variasjon innenfor en dominerende økosystemkomponent**, som defineres som 'all variasjon innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent) som ikke tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa'. Normal variasjonsbredde er 'referansenaturen' som all annen natur i samme natursystem-hovedtypegruppe blir sammenliknet med. Det er lett å peke ut kandidater til normal variasjonsbredde innenfor opplagte hovedtypegruppe-kandidater; på fastmark er det jorddekt mark (åpen mark i fjellet og skogsmark ned-enfor skoggrensa), på havbunnen er det hard- og bløtbunn, i våtmarkssystemer er det jordvannsmyr.

Metoden for å definere hovedtypegrupper tar utgangspunkt i tre likeverdige, grunnleggende kriterier som springer ut av definisjonen av hovedtypegruppe:

1. Fellesskap i artsstruktur og grunnleggende livsformer
2. Sterke fellestrekker i miljøstruktur innen hovedtypegruppa (de lokale miljøvariablene som er viktigst for å beskrive variasjon) og stor forskjell fra andre hovedtypegrupper

3. Logisk konsistent avgrensning mot andre hovedtypegrupper

Kriteriene 1–3 er imidlertid ikke i seg sjøl operasjonelle. Følgende egenskaper ved normal variasjonsbredde er derfor brukt til operasjonalisering av kriteriene 2 og 3:

- 2'. Normal variasjonsbredde innenfor ei hovedtypegruppe skal kunne beskrives ved hjelp av et sett av lokale komplekse miljøvariabler (LKM) som er forskjellig fra settet av LKM som kjennetegner normal variasjonsbredde i andre hovedtypegrupper, det vil si at hovedtypegruppa
- a. skal inneholde minst én kompleksmiljøvariabel som kjennetegner normal variasjonsbredde (nLKM) og som ikke deles av andre hovedtypegrupper;
 - b. skal inneholde minst to unike komplekse miljøvariabler som skiller spesiell variasjon fra normal variasjonsbredde (sLKM) eller
 - c. den kan inneholde minst fire unike klasser av en sLKM av faktorvariabel-typen, som er resultatet av prosesser som er kvalitativt forskjellige fra prosessene som kjennetegner øvrige klasser langs samme sLKM (dette kvalifiserer som 'i noen grad unike komplekse miljøvariabler'), eller
 - d. den kan inneholde minst én unik sLKM (jf. punkt b) og to unike klasser av en sLKM av faktorvariabel-typen som tilfredsstiller kravet i punkt c.
- 3'. Det skal være mulig å avgrense et konvekst, sammenhengende område som tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde i det økologiske rommet som spenner ut variasjonen innenfor hovedtypegruppa (dette er forklart i detalj i kapittel A2c).

Begrepet **normal lokal kompleks miljøvariabel** (nLKM) brukes om 'lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 1 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe'. Definisjonen av normal lokal kompleks miljøvariabel innebærer at det, innenfor den aktuelle hovedtypen minst er betydelig variasjon i artssammensetning (definert som mer enn 1 ØAE mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper), slik at det er grunnlag for å definere minst to standardtrinn langs denne. Fordi begrepene betydelig og vesentlig forskjell i artssammensetning står sentralt i kriteriesettet for å definere hovedtyper i på natursystem-nivået i NiN, er det hensiktmessig å skille mellom to kategorier av nLKM; **normal lokal kompleks hovedmiljøvariabel** (nhLKM), definert som 'lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe', og normal lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel (ntLKM), definert som 'lokal kompleks miljøvariabel som forklarer variasjon i artssammensetning mellom 1 og 2 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe'. Begrepet **spesiell lokal kompleks miljøvariabel** (sLKM) brukes om 'lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for en naturtype innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe og en sammenliknbar naturtype som ikke ligger innenfor normal variasjonsbredde'. Spesielle lokale komplekse miljøvariabler kan fordeles på to kategorier, miljøfaktorer (sLKMf) og miljøgradienter (sLKMg). Den eller de spesielle lokale komplekse miljøvariablene som er grunnlaget for å opprette ny hovedtype som skiller ut fra hovedtyper(r) for den normale variasjonsbredden, betegnes **definerende lokal kompleks miljøvariabel** (dLKM), 'spesiell lokal kompleks miljøvariabel som er grunnlaget å skille ut en spesiell hovedtype fra normal variasjon innenfor ei hovedtypegruppe'. Begrepene som brukes til å beskrive variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler, og deres relevans til inndeling av en hovedtypegruppe i hovedtyper, er illustrert i Fig. B4-1.

Normale lokale komplekse miljøvariabler innenfor en hovedtypegruppe kan være spesielle lokale komplekse miljøvariabler innenfor en annen hovedtypegruppe.

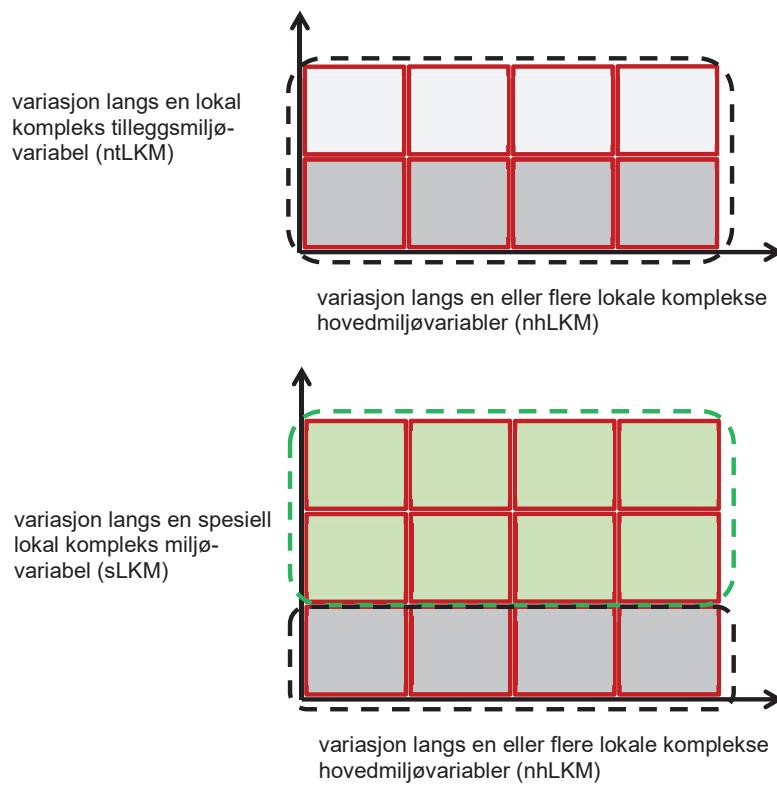


Fig. B4-1. Begrepene som brukes til å beskrive variasjon langs lokale komplekse miljøvariabler og deres relevans for inndeling av en natursystem-hovedtypegruppe i hovedtyper. Den øverste figuren illustrerer begrepet normal variasjonsbredde, som først og fremst beskrives av en hovedkompleksmiljøvariabelgruppe bestående av normale lokale komplekse hovedmiljøvariabler (nhLKM), det vil si LKM som 'forklarer' mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor en hovedtypegruppe. I den øverste figuren består hovedkompleksmiljøvariabelgruppen av én nhLKM med fire standardtrinn, hvert trinn illustrert som én 'boks' med grå bunnfarge, plassert langs den horisontale aksen. Dersom hovedkompleksmiljøvariabelgruppen inneholder flere enn én nhLKM, trengs flere dimensjoner (et flerdimensjonalt rom) for å beskrive denne variasjonen. Den øverste figuren illustrerer situasjonen der det innenfor én eller flere 'bokser' langs nhLKM finnes variasjon langs en LKM som i utgangspunktet ikke behører tilhøre normal variasjonsbredde, men som bare 'forklarer' mellom 1 og 2 ØAE mellom typiske naturtype-utforfninger (illustrert som 'bokser' på lys grå bunn). Denne LKM er da en normal lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel (ntLKM), og gir ikke grunnlag for å opprette ny hovedtype som skal skilles fra hovedtyper for den normale variasjonsbredden (svart stiplet linje omfatter den normale variasjonsbredden). Den nederste figuren illustrerer situasjonen der det finnes variasjon langs en LKM som ikke ligger innenfor normal variasjonsbredde, men hvor denne variasjonen 'forklarer' over 2 ØAE. Da blir denne LKM en spesiell lokal kompleks miljøvariabel (sLKM), som blir en definierende lokal kompleks miljøvariabel som gir grunnlag for å skille ut en spesiell hovedtype fra normal variasjon innenfor ei hovedtypegruppe (variasjonsbredden som omfattes av hovedtypen for spesiell variasjon er illustrert med grønn stiplet linje).

B4b Inndeling i hovedtyper

Inndelingen i hovedtyper gjøres separat innenfor hver hovedtypegruppe, og starter med all natur innenfor utbredelsesområdet til hovedtypegruppen i området naturtypeinndelingen skal dekke. Metoden for å definere hovedtyper tar utgangspunkt i fem likeverdige, grunnleggende kriterier (og ett tilleggs-kriterium, kriterium 6) som springer ut av definisjonen av hovedtypegruppe:

1. Variasjonen i artssammensetning og miljøforhold innenfor en natursystem-hovedtype skal kunne beskrives ved bruk av en og samme hovedkompleksmiljøvariabelgruppe.
2. De samme økologiske prosessene (miljøstress, regulerende forstyrrelse og/eller destabilisering forstyrrelse) skal være viktige gjennom hele hovedtypen.
3. En natursystem-hovedtype skal entydig kunne tilordnes en av de fem hovedkategorier av systemer (I, II og A–C) med til sammen 19 underkategorier.

4. Variasjonen i artssammensetning innenfor en hovedtype må minst være 1 ØAE. Hovedtypekandidater som ikke tilfredsstiller dette kravet, skal slås sammen med hovedtypen de har sterkest fellesskap i artssammensetning med.
5. Natursystem-hovedtyper for økosystemer i dynamisk likevekt skal defineres på grunnlag av sin kompleksvariabelgruppe, og omfatte all tilstandsvariasjon.
6. Hovedtypen bør ha et gjennomgående enhetlig utseendepreg, det vil si at de samme livsformene bør dominere gjennom hele hovedtypen.

Kriteriene 1 og 2 gir rom for tolkninger, og det finnes flere tilfeller der disse kriteriene ikke gir et entydig svar på hvordan hovedtyper skal defineres og avgrenses. Det er derfor behov for presiseringer. Et typisk eksempel er situasjonen der det langs én viktig hLKM finner sted økende grad av 'overstyring' av andre LKM slik at det nær enden av den viktige LKM ikke finnes variasjon relatert til den eller de andre LKM. Denne situasjonen er typisk for LKM som ender i en situasjon med disruptivt miljøstress eller destabiliseringe forstyrrelse, f.eks. naturlig gjødsling (NG), hvis endetrinn er en overgjødslingssituasjon der det knapt finnes arter og hvor kalkinnhold (KA) og vannmetning (VM) ikke lenger påvirker artssammensetningen. Tilleggskriterium 11 sikrer at det i slike tilfeller ikke skiller ut egne hovedtyper for disruptive gradient-endetrinn (se nedenfor). Mer problematisk er tilfeller der gradientendepunktene ikke er så ekstreme, men hvor det likevel finnes en eller flere LKM som ikke lenger er relevant nær enden av en annen LKM. Ett eksempel på dette er åpen jordvannsmyr, som omfatter variasjon fra myrflate til myrkant. Myrflata og myrkanten har samme hovedkompleksvariabelgruppe som består av to LKM, kalkinnhold (KA) og tørрleggingsvarighet (TV). Én tLKM, torvproduserende evne (TE), er felles for myrflate og myrkant, mens myrkanten i tillegg omfatter ytterligere tre tLKM: kildevannspåvirkning (KI), marin salinitet (SA) og vanntilførsel (VT). Skal denne forskjellen i tLKM være tilstrekkelig til å dele jordvannsmyr i egne hovedtyper for myrflate og for myrkant? Kriteriet sier at dette ikke er tilstrekkelig grunnlag for oppdeling i to hovedtyper i NiN 2. For ytterligere å presisere dette er kriterium 1 utstyrt med ett tillegg om at to hovedtypekandidater med samme hovedkompleksmiljøvariabelgruppe ha minst én tLKM som ikke deles av den andre hovedtypekandidaten for å kunne skiller ut som egen hovedtype. Jordvannsmyr-flata og jordvannsmyr-kanten tilfredsstiller ikke dette kravet (jordvannsmyr-flata har ingen egen tLKM) og det er derfor ikke grunnlag for oppdeling i to hovedtyper.

Kriterium 3 operasjonaliserer teorien i kapittel B3 om hvordan økologiske strukturerende prosesser gir opphav til natursystemer med vesentlig forskjellig artssammensetning i form av ei liste med 19 egenskapskombinasjoner som, dersom de er realisert i den aktuelle grunntypegruppa, skal utgjøre egne hovedtyper:

I Normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa

1. Uten variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper
2. Med variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper

II Spesiell variasjon innenfor hovedtypegruppa

- A. Preget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress, uten variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper
 3. Preget av miljøstress
 4. Preget av aktiv regulerende forstyrrelse
 5. Preget av aktiv destabiliseringe forstyrrelse
 6. Preget av historisk forstyrrelse
 - a. Rask suksesjon
 - b. Langsom eller frosset suksesjon
- B. Preget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress, med variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper
 7. Preget av miljøstress

8. Preget av (aktiv) regulerende forstyrrelse
 9. Preget av (aktiv) destabilisering forstyrrelse
- C. Betinget av middels eller omfattende menneskebetinget forstyrrelse (semi-naturlige systemer eller sterkt endrete systemer)
10. Semi-naturlig system uten eller med svake spor av hevd
 11. Semi-naturlig hevdpreget system
 - a. Semi-naturlig hevdpreget system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Semi-naturlig jordbruksmark
 12. Sterkt endret system uten eller med svake spor etter av hevd
 - a. Rask suksesjon
 - b. Langsom suksesjon
 13. Sterkt endret system med preg av ekstensiv hevd
 - a. Sterkt endret system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Oppdyrka mark
 14. Sterkt endret hevdpreget system
 - a. Sterkt endret system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Oppdyrka mark

Natursystem-hovedtyper defineres gjennom en detaljert, trinnvis prosedyre der 11 tilleggsriterier brukes til å fordele natur på de 19 egenskapskombinasjonene. Metoden starter med å identifisere strukturerende artsgrupper (trinn B1) som brukes til å definere et skille mellom variasjon betinget av strukturerende artsgrupper og variasjon som ikke er betinget av strukturerende artsgrupper. Tre ulike karterier gir grunnlag for å definere en strukturerende artsgruppe (se kapittel B3). I neste trinn (B2) identifiseres og karakteriseres en eller flere hovedtyper innenfor den normale variasjonsbredden innenfor hovedtypegruppa. Dette er et nøkkeltrinn i metoden, hvor også hovedtypegruppas normale lokale komplekse hovedmiljøvariabler blir identifisert. Alle andre kompleksvariabler som gir opphav til vesentlig forskjell i artssammensetning mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper innenfor og utenfor normal variasjonsbredde, gir grunnlag for å definere egne (spesielle) natursystem-hovedtyper (jf. tilleggsriterium 13), og er spesielle lokale hovedkompleksvariabler. Kriterier for å identifisere og definere disse, og avgrense hovedtyper på grunnlag av dem, blir gitt i trinnene B3–B7. Lokale komplekse miljøvariabler som gir opphav til betydelig forskjell i artssammensetning i forhold til sammenliknbare variasjon langs normale lokale komplekse hovedmiljøvariabler tilfredsstiller altså verken kriteriet for å definere spesielle natursystem-hovedtyper eller for å være en lokal kompleks hovedmiljøvariabel (Fig. B4–1). Disse normale lokale komplekse tilleggsvariablene (ntLKM) inngår i normale hovedtypers **kompleksmiljøvariabelgruppe** (definert som 'gruppe av lokale komplekse hoved- og tilleggsmiljøvariabler som kjennetegner en natursystem-hovedtype') men inngår ikke i deres **hovedkompleksmiljøvariabelgruppe** (definert som 'gruppe av hovedkompleksmiljøvariabler som hver for seg forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper innenfor en natursystem-hovedtype, samt hovedtypens definierende lokale kompleksmiljøvariabel').

Inndelingen i 19 egenskapskombinasjoner som skal tilordnes ulike hovedtyper løser en del utfordringer som har vært gjenstand for mye diskusjon, f.eks. hvorvidt parallelle systemer av nakent berg og jorddekte systemer skal høre til samme hovedtype eller skiller ut som egne hovedtyper. Kriteriene for hovedtypeinndeling sier entydig at de skal tilordnes ulike hovedtyper. Nakent berg er per definisjon preget av historisk forstyrrelse, typisk i langsom suksesjon, mens typer på jorddekt mark er preget av regulerende miljøstress eller forstyrrelse (kategori 4), eller av aktiv destabilisering forstyrrelse (kategori 5). Systemer utviklet gjennom primær suksesjon, som har nådd et stadium der jordsmonn er utviklet og som er rimelig stabile [f.eks. fuglefjell-eng (T15) og åpen grunnlendt naturmark (T25)] eller som har en forstyrrelsесbetinget dynamisk likevekt [f.eks. snøras-eng (grunntyper 5–14 i åpen

TABELL B4–1. Beskrivelse av artssammensetning i en arealenhet i NiN versjon 2 ved hjelp av den sammensatte variabelen artsmengde som består av de to enkeltvariablene smårutefrekvens og dekning (begge andelsvariabler). Artsmengde kan angis for ikke-mobile, lett observerbare arter. Smårutefrekvens angis for arealenheter > 100 m² flater som ett tall som gjenspeiler andelen tenkte småruter á 4 m² (2 × 2 m) som inneholder arten, for mindre arealenheter som smårutefrekvensen i 25 like store, tenkte småruter (S6-skalaen). Dersom smårute-antallet er mindre enn 32, benyttes verdien 1 på skalaen for arter hvis totale forekomst i arealenheten begrenser seg til et sammenhengende, konvekt område < 1/32 av arealenhetens totale areal. Dekning angis på A6-skalaen for andelsvariabler.

Verdi	Smårutefrekvens (S6-skalaen)	Dekning (A6-skalaen)
0	0	< 1/16
1	< 1/32 (0,03125)	1/16 – 1/8
2	1/32 – 1/8 (-0,125)	1/8 – 1/4
3	1/8 – 3/8 (-0,375)	1/4 – 1/2
4	3/8 – 4/5 (-0,8)	1/2 – 3/4
5	4/5 – 1	3/4 – 1

ur og snørasmark (T17)) og fosse-eng (T10)], skal konsekvent skilles på hovedtypenivå fra relaterte systemer som i et økologisk tidsperspektiv vil forbli i ekstremt langsom primær suksjon [åpen ur (grunntyper 1–4 i åpen ur og snørasmark (T17)], nakent berg (T20) og fugleberg (T14). Dette reverserer en tidligere beslutning i Vitenskapsrådet (møter 2012 11 og 2013 01; se NiNnot92) om at jorddekt og naken mark skal kunne inngå i samme hovedtype.

Kriterium 4 om krav til minste omfang adresserer situasjoner der streng anvendelse av øvrige kriterier, kanskje særlig åpningen som kriterium 3 gir for å skille ut hovedtyper på grunnlag av forekomst av strukturerende artsgrupper, resulterer i hovedtyper som omfatter veldig lite variasjon i utkanten av en kontinuerlig variasjonsbredde. Det finnes flere eksempler på slike situasjoner. Det aller meste av nedbørsmyr i Norge tilfredsstiller ikke definisjonen av tresatt areal (areal innenfor trærs kroneperiferi > 10 %; se kapittel B3m). I enden av den kontinuerlige variasjonsbredden fra åpen nedbørsmyr-flate til tresatt nedbørsmyr finnes imidlertid nedbørsmyrarealer (se f.eks. R. Økland 1989) tresatt med av vekstbegrensete trær, oftest furu, som sjeldent blir 5 m høye og som står så spredt at deres innflytelse på artssammensetning og økologiske prosesser i og nær marka er ubetydelig. Denne 'nedbørsmyr-skogsmarka' skiller seg knapt fra litt åpnere områder med myrkantpreg hensyn til artssammensetning. 'Nedbørsmyrskogsmark' tilfredsstiller derfor ikke kriterium 4 om minste omfang og skal derfor ikke defineres som egen hovedtype. Et tilsvarende eksempel er kildemark med lavvokste bestander av istervier (*Salix pentandra*) som tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal, og som kan finnes i mellomboreal bioklimatisk sone som endepunktet for en kontinuerlig variasjonsbredde innenfor kilder fra helt åpen kilde via kilder med lave busker [f.eks. kratt av solvvier (*Salix glauca*) og/eller lappvier (*S. lapponum*) og/eller ørevier (*S. aurita*)] til kilder med høgvokste busker som (så vidt) tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal. Kriterium 4 innebærer at disse 'krattskogskildene' skal inkluderes i én hovedtype (kaldkilde) sammen med øvrig mark på kildebunn. Enda et tilsvarende eksempel er vierkratt, f.eks. dominert av gråselje (*Salix cinerea*), langs innsjøer, som ikke skal skilles ut som egen hovedtype innenfor ferskvannssystemer sjøl om de måtte strekke seg så vidt ned under den definerte grensa mellom fastmarkssystemer og ferskvannssystemer (der marka oversvømmes 50 % av tida). Disse forekomstene av 'ferskvannskrattskogbunn' skal med referanse til kriterium 4 inkluderes i hovedtypen for flomskogsmark. Kriterium 4 sikrer at typeinndelingen på natursystem-nivået i NiN versjon 2 består av robuste hovedenheter som lar seg karakterisere ved en distinkt artssammensetning og en spesifikk kombinasjon av andre egenskaper. Tilleggskriterium 7, som adresserer variasjon betinget av strukturerende artsgrupper, har derfor en eksplisitt referanse til kriterium 4.

Tilleggskriterium 10 adresserer en spesiell situasjon der det kan være vanskelig, eller i en del tilfeller mer eller mindre umulig, å avgjøre hvilken egenskapskombinasjon et system skal tilordnes på grunnlag av observerbare egenskaper. Dette kriteriet, samt trinn B7 merknad 2, er derfor pragmatiske løsninger på vanskelige utfordringer.

Noen av tilleggskriteriene kan vise seg å trenge enda grundigere gjennomdrøfting. Særlig gjelder dette de to kriteriene 11 og 12:

11. Spesielle, naturlige systemer skal tilordnes ulike hovedtyper når den er preget av
 - a. miljøstress
 - b. aktiv regulerende forstyrrelse,
 - c. aktiv destabilisering forstyrrelse, og
 - d. historisk forstyrrelse.
12. Spesielle systemer preget av historisk naturlig forstyrrelse (10d) skal tilordnes ulike hovedtyper når det ligger til rette for henholdsvis
 - a. rask suksjon,
 - b. langsom eller frosset suksjon.

Konsekvensen av kriterium 11 slik det er formulert i NiN 2, er at steder med disruptiv forstyrrelse (f.eks. ei flomskredrenne uten vegetasjon) ikke blir skilt på hovedtypenivå fra steder med mindre intensivt miljøstress eller forstyrrelse, betinget av samme forstyrrelsесprosess. Alle trinn langs en og samme sLKM (f.eks. snørasmarka og den tilgrensende flomskredrenna), holdes dermed sammen i én og samme hovedtype. Ett argument for å skille endetrinnet fra mindre intensivt miljøstress- eller forstyrrelsесpåvirkete steder på hovedtypenivå, er at det er så stor forskjell mellom disse trinnene i artssammensetning og forstyrrelsесintensitet at kravet til vesentlig forskjell i artssammensetning er oppfylt. Ett annet argument kunne vært at snørasmarka viser variasjon langs andre LKM i tillegg til de som gjør seg gjeldende i flomskredrenna (hvor det knapt finnes miljøbetinget variasjon som gir opphav til variasjon i artssammensetning). Ett alternativ til tilleggskriterium 11 ville være å skille på hovedtypenivå mellom steder med aktiv destabilisering forstyrrelse og steder med aktiv disruptiv forstyrrelse og samtidig samle natur som er preget av ulike disruptive forstyrrelser i en og samme hovedtype. Ett argument for en slik løsning er at artssammensetningen er mer eller mindre ensartet gjennom det spekteret av variasjon det er tale om; dette er jo systemer uten eller med svært sparsom og tilfeldig artssammensetning. Denne løsningen er imidlertid uaktuell fordi den verken tilfredsstiller hovedkriterium 1 eller hovedkriterium 2. Dessuten ville den samle systemer som finnes på helt ulike steder og som til dels er forårsaket av svært ulike geologiske/ geomorfologiske prosesser i én hovedtype med uklar økologisk karakterisering. Denne problemstillingen reiser et prinsipielt spørsmål om hvor stor vekt som skal legges på økologiske strukturerende prosesser når det ikke finnes noen persistente artssammensetning. Skal det likevel være åpning for å definere flere hovedtyper i slike tilfeller, og i så fall på grunnlag av hvilke kriterier? Skal geomorfologisk prosess trekkes inn? Å holde det disruptive endepunktet for en forstyrrelsесbetinget sLKM sammen med steder med aktiv destabilisering forstyrrelse, betinget av samme prosess, i en og samme hovedtype er i tråd med kravet til NiN 2 om at typeinndelingen skal baseres på et konsistent kriteriesett.

Tilordningen av langsom og frosset suksjon, betinget av en og samme sLKM, til en og samme hovedtype, representerer en situasjon som har mange likhetstrekk med relasjonen mellom middels og intens (disruptiv) aktiv destabilisering forstyrrelse. Ett eksempel er nakent berg med lav- og mose-dekke i svært langsom primær suksjon og nakent berg som på grunn av bakgrunnsforstyrrelse eller bakgrunnsmiljøstress blir ukolonisert i tusener av år (frosset suksjon). I henhold til kriterium 12 holdes disse sammen i en og samme hovedtype. Denne løsningen innebærer også at en annen utfordring blir løst: å skulle avgjøre hvorvidt et sted faktisk er i langsom suksjon eller om suksjonen er frosset (det behøver ikke være forskjell i artssammensetning mellom et trinn i en langsom suksjon

og en suksesjon som har nådd et visst stadium, men stoppet opp der, f.eks. en bergvegg som har blitt kledd av moser, men der artssammensetningen på grunn av eksponering etc. ikke lenger er i endring).

Det er uklart hvilke kriterier som eventuelt skulle kunne brukes for å rettferdiggjøre en oppdeling på flere hovedtyper innenfor kategorien historisk naturlig forstyrrelse, på grunnlag av om suksesjonen er langsom eller frosset. De aktuelle systemene huser få arter og utgangspunktet for beregning økologisk avstand på grunnlag av forskjeller i artssammensetning er derfor tynt. Én mulig alternativ løsning kunne, som drøftet for tilfellet med aktiv disruptiv forstyrrelse, være at hele kategorien historisk naturlig forstyrrelse med frosset suksesjon holdes sammen som én udelelig hovedtype. En konsekvens av en slik presisering vil imidlertid være at nakent berg i frosset suksesjon og grotte havner i samme hovedtype! I NiN versjon 2 fordeles nakent berg og grotte på to hovedtyper fordi de to hovedtypene kjennetegnes av sLKM som ikke deles av den andre. Den unike sLKM for grotte er grottebetinget lyssvekking (GL), som forklarer den spesielle (og sparsomme) forekomsten av arter i grottene (se bl.a. Lauritzen 2010).

Et annet spørsmål som ikke er endelig avklart, er om såkalt 'inngrepsskapt suksesjonsmark/bunn', der ikke marka eller bunnen som sådan er endret, men hvor fundamentale økosystemegenskaper er forandret, skal tilordnes samme natursystem-hovedtype som andre sterkt endrete systemer. Eksempler på slike systemer er tørrlagte elveleier og neddemt fastmark. Inntil videre er det lagt til grunn at en slik findeling av sterkt endrete systemer ikke gjøres på hovedtypenivå, men at sterkt endrete systemer deles i natursystem-hovedtyper på grunnlag av hvilken egenskapskategori den tilordnes.

B4c Inndeling i grunntyper

Inndelingen i grunntyper gjøres separat innenfor hver hovedtype på grunnlag av identifiserte LKM som er klasse- og trinndelt etter standardprosedyren som er beskrevet i Vedlegg 5 og drøftet i kapitlene B2e-h. Grunntypeinndelingen gjennomføres på grunnlag av to grunnleggende kriterier og fem tilleggsriterier (se Vedlegg 6).

Tilleggsriterium 5, som sier at grunntyper ikke skal opprettes for tilfeldige kombinasjoner av trinn eller klasser langs to eller flere LKM med triviell artssammensetning, skal forhindre inflasjon i grunntyper som ikke representerer distinkte naturtyper (kombinasjoner av miljøforhold med særpreget artssammensetning). Med 'tilfeldige kombinasjoner av trinn eller klasser langs to eller flere LKM' menes her kombinasjoner av miljøforhold som under normale omstendigheter ikke forekommer, f.eks. seminaturlig eng som både er tørkeutsatt og preget av slått og/eller som har svake spor etter intensiv hevd. Vi kan ikke utelukke at en bonde, i et nødsår eller av en annen grunn, har slått en grunnlendt, lavproduktiv, uttørkingsutsatt eng, men dette er en kombinasjon som, om den i det hele tatt finnes, ikke representerer et økosystem som arter gjennom evolusjonen har tilpasset seg, nettopp fordi det normalt ikke forekommer. Dermed blir artssammensetningen også triviell i den forstand at dette er en kombinasjon av miljøforhold som ikke har en distinkt artssammensetning. Vi forventer derfor ikke at nye arter i særlig grad kommer inn langs de aktuelle gradientene. Det er dette som menes med 'triviell artssammensetning'. Artsuttynningsituasjoner er typiske eksempler på en artssammensetning som blir mer og mer triviell mot gradientendepunktet. Tilleggsriterium 5 er først og fremst relevant for grader i menneskepåvirkning og LKM som ender i disruptivt miljøstress eller disruptiv forstyrrelse.

Tilleggsriterium 6, som sier at 'grunntyper ikke skal opprettes for kombinasjoner av trinn eller klasser langs to eller flere LKM når ikke variasjonen i artssammensetning innenfor grunntypen blir større enn ca. 0,5 ØAE langs alle LKM som definerer grunntypen', skal også bidra til å forhindre inflasjon i grunntyper som ikke representerer distinkte naturtyper. Dette riteriet, som er en parallel til kriterium 4 for inndelingen i hovedtyper og som vil bli referert til som 'snippkriteriet', tar riterium 5 ett

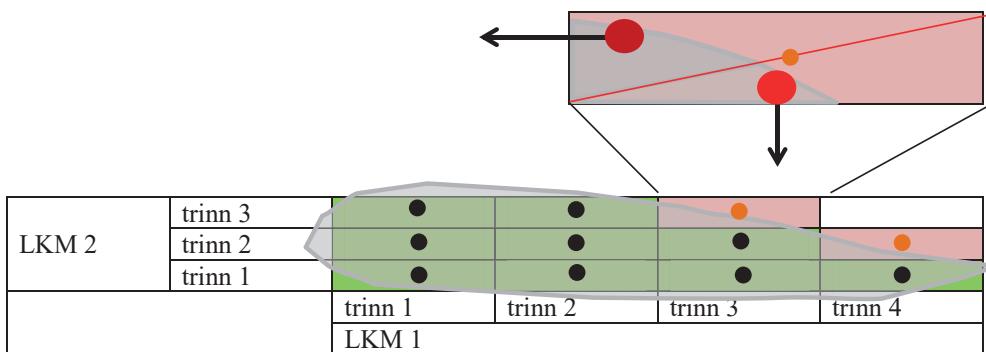


Fig. B4-2. Virkningen av tilleggskriterium 6 for inndeling av natursystem-hovedtyper i grunntyper, vist i grunntypediagrammet for en tenkt hovedtype som omfatter variasjon langs to LKM, LKM 1 med fire realiserte trinn og LKM2 med tre realiserte trinn innenfor hovedtypen. Grunntypediagrammet viser hovedtypens kompleksvariabelrom, men med ulik skala på x- og y-aksene i det todimensjonale koordinatsystemet (en celle i grammet svarer til ca. 1 ØAE langs begge akser). Den tykke grå streken i den nederste delfiguren omslutter kombinasjoner av miljøforhold som er, eller under normale omstendigheter (jf. tilleggskriterium 5) antas å være, realisert. Kriterium 6 medfører at de 9 cellene med midtpunkt i det økologiske rommet markert med svart prikk blir grunntyper, mens de to hvor midtpunktet er markert med oransje prikk ikke blir det. Den øverste delfiguren viser hvordan to konkrete arealenheter med plassering i det økologiske rommet gitt av den store mørkerøde og den store røde prikken blir tilordnet nabo-grunntypene, henholdsvis for LKM1 trinn 2 & LKM2 trinn 3 og LKM1 trinn 3 & LKM2 trinn 2.

skritt videre. Tilleggskriterium 6 skal tolkes slik at 'midtpunktet' i ei celle i et gradientdiagram for en hovedtype må antas å være realisert for at en grunntype skal kunne defineres for denne trinn- eller klassekombinasjonen (Fig. B4–2). Om så ikke er tilfellet, er natur innenfor rammen av denne grunntypekandidaten (i det økologiske rommet) så lite forskjellig fra 'nabo-grunntypene' at det verken er nødvendig eller hensiktsmessig for god og presis naturbeskrivelse at den aktuelle grunntypekandidaten blir opprettet. Arealenheter med en slik plassering i det økologiske rommet skal tilordnes den 'nabo-grunntypen' som er nærmest i det økologiske rommet, det vil si den grunntypen artssammensetningen har størst likhet med (Fig. B4–2). Denne situasjonen oppstår når variasjonen i artssammensetning langs én (sekundær) LKM varierer langs en annen LKM, og er typisk for 'overstyringssituasjoner' som f.eks. den reduserte betydningen av kalkinnhold (KA) på strandberg fra landsiden mot normalt flomål; som resultat av økende tilgang på mineralnæring gjennom saltsprut og økende påvirkning fra vannforårsaket forstyrrelse (VF). Fig. B4–2 illustrerer at effekten av tilleggskriterium 6 er at 'snipper' av realiserte trinn- eller klassekombinasjoner ikke skal resultere i at grunntyper opprettes.

B4d Overblikk over beskrivelsessystemet

Det fleksible beskrivelsessystemet for natursystem-nivået i NiN versjon 2 skal inneholde alle kilder til variasjon som anses relevante for presis beskrivelse av naturvariasjonen innenfor alle hovedtyper, og skal utformes som et generelt beskrivelsessystem som består av et sett av variabler som brukeren som kan velge fritt fra. Som det er redegjort for i kapittel A2d, kan kilder til variasjon inkluderes i beskrivelsessystemet på tre prinsipielt forskjellige måter, referert til som beskrivelsessystemets tre deler (se Fig. A2-3): fullstandardisert beskrivelsessystem, semi-standardisert beskrivelsessystem og åpent beskrivelsessystem. Et fullstandardisert beskrivelsessystem skal inneholde (kompleks)variabler som er klasse- og trinndelt på grunnlag av hvor mye variasjon i den karakteriserende naturegenskapen (det vil for natursystem-nivået si artssammensetningen) de gir opphav til. Et fullstandardisert beskrivelsessystem forutsetter altså at metodikken for standardisert klasse- og trinndeling som er utarbeidet for lokale komplekse miljøvariabler i kapittel B2 blir benyttet også for andre kilder til variasjon. I prinsippet er dette mulig, f.eks. for de andre kategoriene av miljøvariabler; regionale miljøvariabler og tilstandsvariabler. Et semi-standardisert beskrivelsessystem inneholder også klasse- og trinndelte variabler, men klasse- og trinninndelingen er pragmatisk uten eksplisitt referanse til mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen som omfattes av hver klasse eller hvert trinn. I et åpent beskrivelsessystem er bare

variablene som sådan definert og brukeren står helt fritt med hensyn til valg av måleskala (f.eks. mellom registrering på kontinuerlig eller trinndelt skala).

I NiN versjon 1 var både typeinndelingen og beskrivelsessystemet basert på semi-standardiserte variabler; alle ‘økokliner’ (lokale, regionale og tilstandsvariabler) og andre variabler ble klasse- og trinndelt, og ingen standardisering av omfanget av variasjon i artssammensetning innenfor hver klasse eller hvert trinn ble foretatt. I NiN versjon 1 ble det dessuten foretatt en hovedtypevis utvelgelse av variabler fra beskrivelsessystemet, det vil si at det for hver hovedtype ble lagd ei fast liste over variabler som innegikk i hovedtypens beskrivelsessystem. Erfaringene fra praktisk bruk av NiN versjon 1 viser at dette ga brukeren for liten mulighet til å tilpasse beskrivelsessystemet til sitt spesifikke kartleggingsformål.

I NiN versjon 2 er beskrivelsessystemet på natursystem-nivået utformet som følger:

1. Beskrivelsessystemet inneholder én og bare én fullstandardisert del, for lokale komplekse miljøvariabler (LKM) som ikke tilfredsstiller kravet om betydelig variasjon i artssammensetning innenfor en hovedtype (variasjon innenfor hovedtypen $< 2 \text{ ØAE}$; variasjon mellom tyngdepunkter for grunntypekandidater $< 1 \text{ ØAE}$), men som i denne hovedtypen tilfredsstiller definisjonen av **underordnet lokal kompleks miljøvariabel** (uLKM: ‘lokal kompleks miljøvariabel som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for utforminger av naturtyper med observerbar forskjell i artssammensetning (økologisk avstand 0,5–1,0 ØAE)’. Det fullstandardiserte beskrivelsessystemet for LKM består derfor av de uLKM som omfatter (minst) to (standard) basistrinn innenfor en hovedtype. Denne delen av beskrivelsessystemet er hovedtypespesifikk og gir brukerne mulighet til å definere utforminger innenfor grunntypene (se kapittel A2d). Med **utforming** menes ‘variasjon innenfor grunntyper, 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’. Et eksempel på en slik uLKM er (dominerende) hevdform (beite eller slått) i semi-naturlig eng, som har stor betydning for slike engers fysiognomi og for artenes relative mengdefordeling, og derfor er en svært viktig egenskap når engene skal forvaltes, enten dette skjer fra et kulturhistorisk eller fra et naturhistorisk perspektiv. Et annet eksempel er vannmetning (VM) i skogsmark, som ikke forklarer nok variasjon til å være en ntLKM, men som likevel er viktig for å beskrive skogsmarka; vannmetningen har betydning bl.a. for tresjiktets produktivitet og for regenerering av mange arter fra frø.
2. For alle andre kilder til variasjon som er relevante for beskrivelse av naturvariasjon på natursystem-nivået, er i NiN versjon 2 utarbeidet et semi-standardisert beskrivelsessystem i form av ei liste med (komplekse) variabler som er beskrevet så presist som mulig og som er gjort gjenstand for en pragmatisk klasse- eller trinninndeling. Hver variabel skal dermed registreres på en forhåndsspesifisert måleskala. Hensikten med klasse- og trinninndelingen er at alle brukerne beskriver variasjonen på samme måte, slik at resultater kan sammenliknes og inngå i samme kunnskapsbase. Dette skal imidlertid ikke forhindre utarbeidelse og analyse av generaliserte artslistedata også for variasjon langs trinn og mellom klasser for variabler i beskrivelsessystemet. Kunnskap om omfanget av variasjon i artssammensetning langs andre kilder til variasjon enn LKM er viktig som grunnlag for en henriktsmessig og etterprøvbar trinn- og klasseinndeling, blant annet fordi den vil gi et bedre grunnlag for en kriteriebasert verdisetting. Den spesielle utfordringen med standardisering av variablene i beskrivelsessystemet som følger av at ulike brukere kan ha behov for ulik detaljering av informasjonen, og dermed ha preferanse for ulike måleskalaer, er drøftet i kapittel B4e.
3. Det semi-standardiserte beskrivelsessystemet på natursystem-nivået i NiN versjon 2 er ikke hovedtypespesifikt, det vil si at det ikke, som ledd i utformingen av sjølv NiN-systemet, er foretatt noen hovedtypevis utvelgelse av variabler fra variabellista for hver enkelt kilde til variasjon. En slik utvelgelse kan eventuelt bli gjort i forbindelse med utarbeidelse av en standardveileder for kartlegging etter NiN (se NiN[2] artikkel 4).
4. Det semi-standardiserte beskrivelsessystemet skal, så langt som mulig, ‘gjenbruke’ godt innarbeidet.

dette kategoriseringer når slike finnes for den aktuelle kilden til variasjon. En forutsetning er at disse oppfyller de grunnleggende kravene til (verdi)nøytralitet i forhold til alle brukergruppers interesser som er presistert i kapittel A2e.

NiN versjon 2 åpner for at brukerne skal kunne erstatte en klasse- eller trinndelingen av variablene i det semi-standardiserte beskrivelsessystemet med kontinuerlige variabler i et åpent beskrivelsessystem for å kunne tilfredsstille brukerens eventuelle behov for en mer detaljert beskrivelse. Registreringene må i så fall gjøres med en slik presisjon at resultatene entydig kan ‘oversettes’ til klasser/trinn i den semi-standardiserte inndelingen.

I kapittel A1c er potensielle kilder til variasjon fordelt på 3 hovedkategorier med til sammen 20 underkategorier (på nivå 3). Av disse er følgende 10 kategorier på nivå 2 (14 på nivå 3) inkludert som kilder til variasjon i beskrivelsessystemet på natursystem-nivået i NiN versjon 2:

- natursammensetning
 - artssammensetning
 - geologisk sammensetning
 - ◆ bergarter
 - ◆ mineraler
 - ◆ jordarter
 - ◆ jordsmonn
 - ◆ fossiler
 - landformer (inkl. strukturgeologiske fenomener)
 - naturgitte objekter
 - menneskeskapte objekter
- naturstruktur
 - regional naturvariasjon
 - okal naturvariasjon
 - tilstandsvariasjon
 - terrenghformvariasjon
 - romlig strukturvariasjon

Den sjette og siste underkategorien av naturstruktur, avledete strukturegenskaper (f.eks. romlig struktur, plassering av en arealenhet i forhold til nabo-arealenheter etc.), ble ikke inkludert som egen kilde til variasjon i NiN versjon 2.0 fordi denne kategorien adresserer variasjon som beskrives gjennom *post hoc* beregning av indeks etc. og derfor ikke er aktuell for innhenting av primærdata, f.eks. i felt. Sannsynligvis vil det seinere vise seg hensiktmessig å inkludere avledete strukturegenskaper i beskrivelsessystemet for å fremme standardisert tallfesting av slike egenskaper. Slike egenskaper vil da bli samlet i en egen kategori for kilde til variasjon, ‘avledete strukturegenskaper’.

Den tredje hovedkategorien, naturfunksjon, er ikke direkte observerbar, men kommer til uttrykk gjennom de miljøvariablene som karakteriserer hver enkelt naturtypefigur (se kapittel B3 og NiN[2] artikkel 3: Tabell B1–1 for sammenhenger mellom økologiske strukturerende prosesser og lokale komplekse miljøvariabler).

De 10 kildene til variasjon som inngår i beskrivelsessystemet blir definert som følger (nøkkelstillingen til lokale komplekse miljøvariabler, som er karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået, er markert ved å gi denne kilden til variasjon nummeret 0):

1. **Artssammensetning** omfatter ‘de artene som lever sammen innenfor et gitt område’ og beskrives ved å angi hvilke arter som forekommer og eventuelt også deres mengde. Navn på arter (arts-variable) standardiseres ved nedlasting fra Artsdatabanken (<http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Eksport.aspx>). Dominans, som er en egen kilde til variasjon i NiN versjon

- 1, inngår i artssammensetningen som en side ved arters mengde. Artssammensetningen er en flerdimensjonal variabel som består av en enkelt eller en flerdimensjonal variabel på neste lavere hierarkiske nivå for hver enkelt art. Standard metoder for beskrivelse av arters mengde (inkludert dominans) er beskrevet i kapittel B4f.
2. **Geologisk sammensetning** er parallelten til artssammensetning, og omfatter 'bergarter, mineraler, jordarter, jordsmonn og eventuelle fossiler som finnes innenfor et gitt område'. Begrepene jordart og jordsmonn defineres henholdsvis som 'kategorisering av sedimenter basert på dannelsesmåte' og 'lag av løsmateriale på marka i landsystemer; dannet og modifisert ved geologiske prosesser'. For de fire førstnevnte underkategoriene av geologisk sammensetning finnes standard begrepsapparat som adopteres direkte (se NiN[2] artikkel 3, kapittel D2). For alle er det på natursystem-nivået mest aktuelt å registrere forekomst eller tilknytning til en grunnenhet (bergart, mineral etc.) som en binær variabel (se videre kapittel B4e for forklaring av variabeltyper).
 3. **Landform** omfatter 'mer eller mindre distinkt terrengform (overflateform på land eller utforming av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) som kan gis en felles karakteristikk på grunnlag av egenskaper som ofte er forårsaket av én enkelt eller en kombinasjon av distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser'. Kategoriseringen av landformer til 14 landformgrupper med til sammen 100 landformenheter i NiN versjon 1 blir benyttet i NiN versjon 2 slik at hver av de 14 landformgruppene svarer til en flerdimensjonal variabel og hver landformenhet til én enkeltvariabel. Landformene varierer mye i størrelse, fra jordpyramider som det kan forekomme flere av innenfor samme natursystem-arealenhet, til gjel og U-dal som typisk inneholder mange natursystem-arealenheter. For hver naturtype-arealenhet skal i utgangspunktet forekomst av, eller forekomst i eller i tilknytning til, en landformenhet, registreres som en binær variabel (forekomst eller fravær).
 4. **Naturgitte objekter** omfatter 'fysisk observerbare, romlig avgrensete elementer som helt eller for det meste består av umodifiserte livsmedier og som ikke inngår i et natursystems vanlige bunn- eller marksysten'. Eksempler på naturgitte objekter er rotvelter og dødvedforekomster i skogsmark. Naturgitte objekter skal vanligvis angis tetthets- eller konsentrasjonsvariabler (se kapittel B4e).
 5. **Menneskeskapte objekter** er 'fysisk observerbare gjenstander som helt eller for det meste består av sterkt modifiserte eller syntetiske livsmedier og som er resultatet av menneskers virksomhet'. Eksempler på naturgitte objekter er strømmaster, hensatte gjenstander (bilvrak, utrangerte hvitevarer etc.), veger og ulike typer bygninger. De fleste objektenhetene innenfor 'objektinnhold' som kilde til variasjon i NiN versjon 1, og alle kategorier innenfor objektgruppa kulturspor, er menneskeskapte objekter. Så langt som mulig skal sektorvise standardiserte kategoriinndelinger (for kulturminner, transportårer, bygninger etc.) bli benyttet, men det er sannsynlig at brukerbehov vil kreve tillegg av noen kategorier. Menneskeskapte objekter skal angis som antall eller som tetthets- eller konsentrasjonsvariabler (se kapittel B4e).
 6. **Regional naturvariasjon** omfatter 'variasjon i makroklimatiske og/eller andre miljøforhold som gir opphav til mønstre på grov romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk $> 1 \text{ km}$)', og svarer direkte til 'regionale økokliner' i NiN versjon 1. Med små endringer er klasse-/trinninndelingen av regional miljøvariasjon i NiN versjon 1 videreført i NiN versjon 2. Et unntak er variabelen 'marine vannmassetyper' som inngår som en 'regional økoklin' i NiN versjon 1, men som i NiN versjon 2 kommer til uttrykk som en lokale kompleks miljøvariabel, dybderelatert miljøstabilisering (DM).

I NiN[1] artikkel 1: kapittel D3i drøftes hvordan innvandringshistoriske årsaker til variasjon i artssammensetning på regional romlig skala skal håndteres, med forskjellen i artssammensetning for ferskvannsdyr mellom østlige deler av Norge (bl.a. Østlandet og indre Finnmark) og resten av Norge som ett av tre eksempler. For mellom 8000 og 9000 år siden var det direkte forbindelse mellom de østlige delene av Norge og det store ferskvannshavet *Ancylus*-sjøen som hadde en mye større utstrekning enn Østersjøen har i dag. Utbredelsen av en rekke ferskvannsdyrearter [krepsdyr og fisk, for eksempel langhalet istidskreps (*Mysis relicta*) og abbor (*Perca fluviatilis*)] er fortsatt

begrenset til vassdrag som sto i direkte ferskvannsforbindelse med *Ancylus*-sjøen (J. Økland & K. Økland 1999). Et annet klassisk eksempel, som har vært gjenstand for diskusjon gjennom nesten hundre år, er knyttet til fjellplanter med begrenset, ikke-sammenhengende (disjunkt) utbredelse i Sør- og/eller Nord-Norge. Gjennom det meste av 1990-tallet pågikk en engasjert debatt blant norske plantekloster om hvorvidt plantearter har overlevd siste istid på isfrie områder på eller nær det norske fastlandet, eller om de har vandret inn etter istida. Undersøkelser med molekylærbiologiske (Brochmann et al. 2003) og multivariat statistiske (Birks 1993) metoder har vist at den nåtidige forekomsten av disjunkte utbredelsesmønstre hos fjellplanter kan forklares uten å postulere *in situ* overvintring gjennom siste istid (eller deler av siste istid), slik man lenge hardnakket påsto (for eksempel Nordhagen 1963, Dahl 1987). Et tredje eksempel på et vandringshistorisk betyget utbredelsesmønster er utbredelsen av gran i Norge; grana er fortsatt en vandring vestover (Hafsten 1985).

Historisk betygete biogeografiske mønstre ble ikke eksplisitt inkludert i noen kilde til variasjon i NiN versjon 1, og bare ett av disse (historisk forbindelse med *Ancylus*-sjøen) blir det i NiN versjon 2.0. Denne variasjonen er ikke betyget av makroklimatiske eller andre nåtidige miljøforhold, men også historiske miljøforskjeller kan tolkes innenfor definisjonen av regional naturvariasjon, som adresserer ‘alle [slags] miljøforhold som gir opphav til mønster på regional skala’. Det er derfor naturlig at slik variasjon, når den skal inkluderes i beskrivelsessystemet, blir inkludert i regional naturvariasjon.

0. **Lokal naturvariasjon** omfatter ‘variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønster på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]’. Beskrivelse av lokal miljøvariasjon inngår som et fullstandardisert element i beskrivelsessystemet. Fordi lokal naturvariasjon er karakteriserende kilde til variasjon på natursystem-nivået har den delen av beskrivelsessystemet som adresserer lokal miljøvariasjon en spesiell rolle i NiN-systemets struktur, som er naturlig å se i sammenheng med typeinndelingen. Denne spesielle rollen er markert ved at LKM som kilde til variasjon er derfor gitt kategorikoden 0.
7. **Tilstandsvariasjon** omfatter ‘variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønster som er observerbare i et relativt kort tidsrom [typisk mindre enn 100(–200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til’. Tilstandsvariasjonsbegrepet adresserer altså i prinsippet øko-variasjon, det vil si den parallelle variasjonen i miljøforhold og artssammensetning (se Fig. A1–3). Øko-variasjonen kan være gradvis (økoklinal) eller naturlig klassedelt (av øko-faktortypen).

I NiN versjon 2 er tilstandsvariasjon tematisk snevrere definert enn tilsvarende begrep, ‘tilstandsøkolin’, i NiN versjon 1, som også omfatter variabler som f.eks. ‘sjiktning’, som i NiN versjon 2 faller inn under romlig strukturvariasjon.

Tilstandsvariasjon kan gi seg utslag over et stort spenn av romlige skalaer (fra suksesjon i et dyretråkkspor i skogbunnen til kontinentalskala-effekter av langtransportert tilførsel av nitrogen med luft og nedbør), men gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt korte tidsskalaer (for det meste dreier det seg om tiår). Grovskala-tilstandsvariabelen ‘klimaendring’, som ble inkludert i NiN versjon 1, er utelatt i NiN versjon 2 fordi klimaendringene sannsynligvis vil medføre varige endringer i miljøforhold og artssammensetning og derfor ikke tilfredsstiller definisjonen av tilstandsvariasjon. Rettesonen for typifisering av natur i NiN versjon 2 er at det er den aktuelle naturen som skal typifiseres, uten referanse til en eller annen, mer eller mindre tilfeldig valgt referanse- eller utgangssituasjon; klimaet og dermed også artssammensetningen har alltid fluktuert på ulike tidsskalaer.

Håndteringen av tilstandsvariasjon i NiN versjon 2 tar utgangspunkt i begrepet 'økologisk tilstand' som i Naturmangfoldlovens § 3s (Anonym 2009) defineres som 'status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer'. Antallet aktuelle tilstandsvariabler avhenger av hvor vidt begrepet 'økologisk tilstand' blir definert. I tråd med at artssammensetningen er karakteriserende naturegenskap på natursystem-nivået, er hovedregelen i NiN 2 at bare tilstandsvariabler med klart observerbar effekt på artssammensetningen blir inkludert i beskrivelsessystemet (det stilles imidlertid ingen krav til hvor stor denne effekten må være, f.eks. målt i økologiske avstandsenheter).

Tilstandsbegrepet er definisjonsmessig koblet til begrepet påvirkningsfaktor, fordi tilstandsvariasjon ofte (men slett ikke alltid) skyldes en eller annen form for ytre påvirkning (i vid forstand en miljøvariabel). Ødegaard et al. (2005) definerer 'påvirkningsfaktor' som 'menneskelige aktiviteter eller naturlige hendelser som direkte eller indirekte påvirker arter gjennom at populasjonsstrukturene eller populasjonsstørrelsene endres'. Tilstandsbegrepet er imidlertid også koblet til begrepet 'miljøeffekt', definert av Ødegaard et al. (2005) som 'tilstandsendringer i miljøet (inklusive kjemiske og økologiske prosesser) og påfølgende effekter på populasjoner som følge av påvirkningsfaktorer'. Mens begrepet 'påvirkningsfaktor' adresserer den økologiske årsaken til endring i artssammensetning, omfatter begrepet 'miljøeffekt' resultatet av påvirkningen, både på de rådende miljøforholdene og på artssammensetningen. Begrepet 'miljøeffekt' kan, som f.eks. i Naturindeks (Nybo et al. 2010), forstås som forskjellen mellom aktuell tilstand og en referansestilstand (for eksempel nulltilstanden), både for miljøet og artssammensetningen. Tilstandsvariasjonsbegrepet i NiN versjon 2 er imidlertid videre enn begrepet 'miljøeffekt' fordi det også inkluderer den påvirkningsfaktoren som er årsak til miljøeffekten.

I motsetning til lokal og regional naturvariasjon, der det i de fleste tilfeller (men ikke alltid) er mulig å trekke et klart skille mellom miljøvariasjon som årsak og variasjon i artssammensetning som virkning, er dette ofte vanskeligere for tilstandsvariasjon. Mange tilstandsvariabler er suksesjonsgradienter, det vil si at de gir uttrykk for endringer i artssammensetning som følge av et menneskebetinget inngrep eller en plutselig naturlig forstyrrelsesebegivenhet (se kapittel B3 for beskrivelse og drøfting av naturdynamikk i sin alminnelighet og kapittel B3j for drøfting av suksesjonsgradienter). Variasjonen i artssammensetning som finner sted gjennom tida etter forstyrrelsesebegivenheten, inntil en ettersuksesjonstilstand nås hvor det er en dynamisk balanse mellom miljøforhold og artssammensetning kan, men behøver ikke, reflektere parallel variasjon i miljøforhold. Like gjerne kan endringen i artssammensetning være en tilpasning til nye miljøforhold. Det gjøres derfor ikke noe prinsipielt skille mellom (kompleks) miljøvariabel og variasjon i artssammensetning for tilstandsvariabler, og begrepet tilstandsvariabel adresserer derfor økoklinal variasjon.

8. **Terengformvariasjon** omfatter 'variasjon i terrengets overflateformer som kan beskrives ved kontinuerlige variabler som for eksempel relativt relief og terrengejevnhet'. NiN versjon 1 inneholder to sammensatte terengformvariabler. I NiN versjon 2 er disse splittet opp i enkeltvariabler. Noen av disse har så stor betydning for variasjonen i artssammensetning at de har gitt opphav til lokale komplekse miljøvariabler, f.eks. 'vannflateareal' og 'dybde' som er koblet sammen til størrelsesrelatert miljøvariabilitet (i vannsystemer) (SM). Disse variablene er imidlertid også inkludert i NiN versjon 2 som reikt deskriptive variabler.
9. **Romlig strukturvariasjon** omfatter variabler som beskriver observerbare arealegenskaper (størrelse, omkrets etc.), vertikal samfunnsstruktur (sjiktning) etc., i motsetning til 'avlede struktur-egenskaper' (som ikke blir inkludert i NiN versjon 2 som egen kilde til variasjon), som også omfatter variabler som beskriver arealenheter, men der dette gjøres indirekte gjennom indekser etc. som beregnes på grunnlag av observerbare egenskaper. Diversitetsindekser, mål på formkompleksitet (f.eks. forholdet mellom omkretsen og arealet av en naturtypefigur), landskapskonnettivitet og andre strukturegenskaper er eksempler på avlede strukturegenskaper. Romlig strukturvariasjon blir beskrevet ved hjelp av flere ulike variabeltyper, se kapittel B4e.

Korte kommentarer til grenseoppgang mellom kategoriene finnes også i kapittel A1c. Begrepet 'spesiell type naturforekomst' i Naturmangfoldlovens naturtypedefinisjon (se kapittel A2a), som i denne definisjonen eksemplifiseres som 'dammer, åkerholmer og liknende', vil gjenfinnes i NiN-systemet dels som enheter på natursystemkompleks-nivået (innsjøer), dels som 'landskapselementer' (se kapittel C1) med veldefinert funksjon i landskapet, men som kan inneholde ett eller flere, ikke fast definerte, natursystem-arealenheter hørende til ulike hovedtyper (åkerholmer). Begrepet 'spesielle typer geologiske forekomster' gjenfinnes heller ikke direkte på natursystem-nivået, men vil kunne representeres av flere kilder til variasjon (f.eks. geologisk sammensetning og landform).

B4e Variabeltyper som benyttes i beskrivelsessystemet

I NiN[1] artikkel 1 kapittel G1 ble variabler som var aktuelle for å beskrive naturvariasjon delt inn i seks kategorier på grunnlag av statistiske egenskaper (statistiske variabeltyper): **kontinuerlig variabel** (K; 'variabel som i utgangspunktet kan angis med en hvilken som helst tallverdi, eventuelt innenfor et intervall, på en måleskala'), **binær variabel** [B; 'variabel med to mulige utfall; forekomst (1) og fravær (0)'], **andelsvariabel** (A; 'variabel som uttrykker andel av en maksimumsverdi, på en skala fra 0 til 1 eller i prosent'), **ikke-ordnet faktorvariabel** (F; 'variabel med et endelig antall klasser som mulige utfall, og der disse klassene ikke kan ordnes på naturlig vis'), **ordnet faktorvariabel** (O; 'variabel med et endelig antall klasser som mulige utfall, og der disse klassene er naturlig ordnet fra "minst" eller "minst av" til "størst" eller "mest av"') og **tetthets- eller konsentrasjonsvariabler** (T; 'variabel som gir uttrykk for antallet enheter av en gitt type innenfor en arealfigur, eventuelt pr. arealmål-enhet'). I tillegg kommer flerdimensjonale (komplekse, eller sammensatte) variabler som en sjunde kategori (M), bestående av flere enkeltvariabler som hører sammen og til sammen beskriver et fenomen. Det hovedtypespesifikke beskrivelsessystemet i NiN versjon 1 var basert på en streng kategorisering av variabler til ni operasjonelle variabeltyper, hvorav flere var sammensatte variabler som kombinerte spesifikke kategorier av enkle variabler. I NiN versjon 2 er fokuset på skjematiske kategorisering av variabler redusert noe. Erfaringene med beskrivelsessystemet på natursystem-nivået i NiN versjon 1 tilsier at det er viktig å standardisere registreringene, men at det først og fremst må skje gjennom praktisk tilrettelegging av beskrivelsessystemet og en gjennomarbeidet standardkartleggingsinstruks som gir brukeren reell mulighet for fleksibel tilpasning av beskrivelsessystemet til formålet med undersøkelsen. I stedet for å framheve forskjellen mellom 'faktorvariabler med og uten obligatorisk avkryssing' (som i NiN versjon 1), krever veilederen for standard kartlegging etter NiN versjon 2 (NiN[2] artikkel 4) at det for alle variabler enten skal angis en verdi eller krysses av for 'ikke vurdert' og/eller 'ikke relevant' (årsak angis i kommentarfelt). Avkrysningsalternativene 'ikke vurdert' og/eller 'ikke relevant' uttrykker imidlertid ikke en naturegenskap, og er derfor ikke inkludert som trinn eller klasse for noen av variablene i beskrivelsessystemet.

I NiN versjon 2 gruppertes variablene som benyttes i typeinndeling og beskrivelse av variasjon på natursystem-nivået som følger:

1. **Standardiserte kompleksvariabler**, 'komplekse variabler som er delt inn i standardtrinn og som uttrykker variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå og som gir et vesentlig, selvstendig bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskap i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået'. Dette er variablene som benyttes til å beskrive variasjon langs viktige LKM (se kapitlene B4a og B4d). Etter statistisk variabeltype deles standardiserte kompleksvariabler inn i:

- a. Standardisert kompleks miljøgradient (*KMg)
- b. Standardisert kompleks miljøfaktor (*KMf)
- c. Standardisert flerdimensjonal kompleks miljøvariabel (*mKM)

Som det framgår av beskrivelsene av viktige LKM i NiN[2] artikkel 3, finnes grensetilfeller mellom KMg og KMf, f.eks. komplekse miljøgradienter med markerte 'terskler' som gir seg utslag i en mer

Andel	> 9/10	3/4 – 9/10	1/2 – 3/4	1/4 – 1/2	1/8 – 1/4	1/16 – 1/8	1/32 – 1/16	0 – 1/32	0
Prosent	> 90	75–90	50–75	25–50	(10) 12,5–25	(5) 6,25– (10) 12,5	(2,5) 3,125–(5) 6,25	0–(2,5) 3,125	0
A3	2		1			0			
A4	3		0	1		0			
A4b	3			2		1			0
A5	4	3	2	1		0			
A6	5	4	3	2	1		0		
A7	6	5	4	3	2	1		0	
A8	7	6	5	4	3	2	1		0
A9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Fig. B4–3. Måleskalaer A3–A9 for inndeling av andelsvariabler med angivelse av avkryssingstverskel (nedre grense for angivelse av forekomst). For A8 og A9 er avkryssingstverskelen = 0; det vil si at all forekomst skal registreres som 1 på skalaen. Røde tall viser til trinngrenser på A9-skalaen, som er tilpasset den internasjonale definisjonen av skog med 10 % som viktig grenseverdi (for arealandel innenfor kroneperiferien som skiller tresatte fra andre arealer).

eller mindre tydelig bimodal (totoppet) fordeling av arealenheter på to kategorier. I slike tilfeller er variasjonen i praksis håndtert som miljøfaktor til tross for at gradienten egentlig er kontinuerlig.

2. **Semi-standardiserte enkle variabler**, ‘variabler som er delt inn i klasser og/eller trinn som ikke behøver tilfredsstille definisjonen av standardklasser eller standardtrinn, men som på en pragmatisk måte legger til rette for at variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå skal kunne beskrives på ensartet vis [det stilles ingen krav til variabelens bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået]’. Denne kategorien omfatter altså alle variablene som inngår i beskrivelsessystemet i NiN versjon 2 for alle andre kilder til variasjon enn LKM. Semi-standardiserte variabler kan systematiseres slik:

a. Tilrettelagte trinndelte kontinuerlige variabler eller andelsvariabler. Innenfor denne kategorien er det i NiN versjon 2 tre underkategorier av tilrettelagte variabler som skiller seg ut:

i. **Artssammensetningsvariabler**; ‘variabler som uttrykker artssammensetningsvariasjon’, det vil si variasjon i arters forekomst og mengde. Artssammensetningsvariabler kan ikke anta en negativ verdi. Artssammensetning kan beskrives ved bruk av enkle (f.eks. dekning) eller sammensatte (både adressere smårutefrekvens og dekning) variabler. Smårutefrekvens uttrykker hvilken andel av det totale småtuteantallet (en arealenhet er delt opp i) der en art forekommer (angis som et tall mellom 0 og 1). Smårutefrekvens og dekning er i prinsippet andelsvariabler, som uttrykker hvilken andel (av en maksimumsverdi, som fungerer som en øvre grenseverdi), som er observert. Andelsvariabler kan angis på skalaer med ulik presisjon; fra to trinn (for eksempel over og under 50 %, til svært stor presisjon (med klasser ned til 25 %, 10 %, 1 %, 0,5 % etc.). Begrepet avkryssingstverskel, ‘den laveste arealandelen som gir grunnlag for å registrere forekomst av en naturegenskap’, brukes til å angi denne presisjonen. I NiN versjon 1 brukes flere ulike måleskalaer for andelsvariabler, som betegnes A2, A4 etc. (se NiN[1] artikkkel 1: Fig. 69). De blant disse skalaene som er aktuelle for NiN versjon 2 er vist i Fig. B4–3. Nærmere drøfting og konkretisering av den flerdimensjonale variabeltypen som brukes for å beskrive enkeltarters mengde i NiN versjon 2 finnes i kapittel B4f.

ii. **Referansebaserte variabler** er variabler som tallfester en tilstand ved bruk av ett eller oftest to valgte referansepunkter, f.eks. en ‘nulltilstand’ og en ‘ekstremtilstand’ (se kapittel B4g for eksempler). Disse referansetilstandene kan tallfestes på en kontinuerlig måleskala, f.eks. mengde NO₃⁻ tilført med nedbøren pr. år. For beskrivelse av tilstand er imidlertid ikke denne tallverdien som sådan interessant; interessen knytter seg til observasjonsenhetens artssammensetning og hvor lik/ulik den er hvert av de to ytterpunktene. Statistisk sett er referanse-

baserte (R-type) variabler som en spesiell underkategori av andelsvariabler (A-type variabler) som er nærmere drøftet og konkretisert i kapittel B4g.

iii. **Andre spesialskala-variabler** er variabler som benyttes i så mange sammenhenger at det er hensiktsmessig å beskrive dem som tilrettekagte variabler og referere til dem som en spesialskala. Ett eksempel på dette er måleskalaen D7 som benyttes for variabelen grunnflateveid diameter (se Tabell B4–4).

- b. Ikke-ordnede faktorvariabler og binære variabler (F) omfatter alle variabler som gir uttrykk for en naturlig kategoriinndeling, f.eks. ulike årsaker til tetthetsreduksjon i skogbestand (tilstandsvariabelen TS). Når det bare finnes to kategorier, reduseres faktorvariablene til en binær variabel; forekomst eller fravær av egenskapen som kjennetegner den ene av de to kategoriene.
- c. Telle-, tetthets- eller konsentrasjonsvariabler (T), som tar utgangspunkt i oppstelling av antall enheter av en gitt type innenfor en arealenhet og som angir dette antallet direkte (tellevariabel) eller uttrykker det som en tetthet eller konsentrasjon (f.eks. antall pr. arealenhet). Ideelt sett bør resultatet av en oppstelling oppgis som eksakt antall enheter i en arealenhet; når arealet er kjent kan antallet omregnes til tetthet/konsentrasjon, uttrykt på en hvilken som helst forenklet skala.

Usikkerheten ved tellevariabler øker vanligvis proporsjonalt med middelverdien. Utvalg av observasjoner av slike variabler følger typisk den ideelle Poisson-fordelingen, en statistisk fordeling som ofte brukes til å beskrive utfallsrommet for biologiske tellevariabel-observasjoner [se for eksempel Crawley (2013) for innføring i statistiske fordelinger]. Poisson-fordelingen har en varians som er lik middelverdien; det vil si at usikkerheten antas å øke når det observerte gjennomsnittsantallet øker. Ofte kan imidlertid tellevariabler ha en varians som er proporsjonal med middelverdien, men der proporsjonalitetsfaktoren er forskjellig fra 1. Disse kalles 'kvasi-Poissonfordelinger'. Den praktiske betydningen av at tellevariabler er (kvasi)-Poissonfordelt, er at detaljeringen av angivelsen blir mindre viktig når den observerte verdien øker. Om det i gjennomsnitt finnes 1 eller 2 læger pr. da utgjør en viktig forskjell, mens det er mindre viktig om det eksakte tallet er 27 eller 28 (til tross for at forskjellen er 1 i begge tilfeller). Fordi biologiske prosesser ofte er logaritmiske, det vil si at hver dobling av 'mengden' av en viktig (miljø)variabel resulterer i en økning av 'den biologiske effekten' med 1 enhet, gir ofte (men ikke alltid) angivelse av konsentrasjonsvariabler på logaritmisk skala tilstrekkelig presisjon. Fastsettelse av presisjon for angivelse av tellevariabler er et viktig element i implementeringen av beskrivelsessystemet. Erfaringene fra praktisk bruk av NiN versjon 2.0 tilsier at få foretrekker å estimere eller telle antall enheter pr. arealenhet, mens langt de fleste foretrekker angivelse på avledete skalaer. Standard måleskala for telle- og konsentrasjonsvariabler i NiN versjon 2.1 er derfor den logaritmiske T4-skalaen. De fire standard måleskalaene for tellevariabler er vist i Tabell B4–2.

I kartlegging basert på NiN, f.eks. i MiS versjon 2 som er basert på NiN, utfigureres egenskapsområder på grunnlag av inngangsverdier for variabler som registreres ved bruk av T4-måleskala. Typiske eksempler er konsentrasjoner av liggende død ved (variabelgruppe 4DL) og stående død ved (variabelgruppe 4DG). Det er lang tradisjon i MiS for å benytte et maksimumsavstandskriterium og ikke direkte tetthetsberegnung som grunnlag for utfigurering av egenskapsområder; det vil si at et egenskapsområde avgrenses mot området omkring (matrix) når avstanden mellom enhetene overskridet den tillatte maksimumsavstanden mellom de aktuelle objektenhetene, f.eks. dødvedenheter, store trær og gamle trær. Hvilken maksimumsavstand som skal benyttes, vil naturligvis måtte avhenge av hvilken inngangsverdi på T4-skalaen som skal benyttes som kriterium. I NiN skal følgende konsekvente og etterprøvbar metode for fastsettelse av maksimumsavstand for ulike trinn langs T4-skalaen benyttes for enheter som registreres som antall pr. dekar: (i) Ta utgangspunkt i den laveste tettheten av enheter innenfor hver T4-klassen ($n_{min} = 1, 2, 4, 8, 16, 32$ og 64 enheter/da, svarende til T4-trinnene 2–8). (ii) Beregn forventet areal i m^2 som inneholder eksakt 1 enhet, $1000/n_{min}$. (iii) Anta at enhetene er helt regelmessig fordelt,

TABELL B4–2. Måleskalaer (T-skalaer) for å angi telle-, tetthets- og konsentrasjonsvariabler.

Måleskala	Betegnelse	Beskrivelse
T1	Tellevariabelen	Antall enheter, tall opp innenfor et aktuelt område
T2	Logaritmisk tellevariabel	Basert på 2-logaritmen til antallet enheter innenfor et aktuelt område (2-logaritmen er det tall 2 må opphøyes i for å gi det aktuelle tallet; 2-logaritmen til 1 ($\log_2 1 = 0$) = 0 (fordi $2^0 = 1$); $\log_2 2 = 1$; $\log_2 4 = 2$; $\log_2 8 = 3$; $\log_2 16 = 4$; $\log_2 32 = 5$ etc. TL-skalaen for tellevariabler brukes når det er tilstrekkelig for formålet å angi størrelsesorden, dvs. når angivelse av eksakt antall ikke anses regningssvarende. Det er ikke 2-logaritmen i seg sjøl som skal angis, men $1 + 2\text{-logaritmen til antallet}$, avrundet oppover til nærmeste hele tall. Når antallet er 5, angis for eksempel verdien 4 på TL-skalaen fordi $\log_2 2 = 2,32$, som avrundes oppover til 3 og adderes 1. Dersom antallet er 0, har variabelen pr. definisjon verdien 0.)
T3	Tetthets- og konsen- trasi- ons-variabelen	Antall enheter pr. flatemålsenhet (f.eks. hektar, dvs. $10\,000\text{ m}^2$); relevant flatemålsenhet angis for hvert tilfelle
T4	Logaritmisk tetthets- og konsentrasjons-variabel	2-logaritmen til antallet enheter pr. flatemålsenhet, angitt som for T2. Relevant flatemålsenhet angis for hvert tilfelle.

som i et rutenett med kvadratiske masker. Beregn forventet avstand mellom enhetene, $(1000/n_{min})^{0.5}$, det vil si kvadratroten av arealet som forventes å inneholde 1 enhet. (iv) Bestem en faktor f som den forventete avstanden multipliseres med, og rund av til nærmeste relativt runde tall. Dette tallet brukes som maksimalavstand ved utfigurering av egenskapsområder på grunnlag av 'T4-variabler'. Inngangsverdiene for død ved som benyttes i MiS svarer omtrent til $f = 1,5$, det vil si at et egenskapsområde avgrenses mot omgivelsene når avstanden mellom enhetene er $\geq 1,5 \times$ den forventete avstanden mellom dødvedenheter ved den tettheten som er angitt som inngangsverdi. Denne erfaringsbaserte maksimumsavstandsverdien blir også benyttet som standard i NiN. Tabell B4–3 viser maksimumsavstand ved ulike inngangsverdier for variabler som registreres på T4-måleskala, gitt $f = 1,5$.

3. **Flerdimensjonale variabler** (M) omfatter 'naturegenskaper som beskrives ved bruk av et trinn- og/eller klassekjema med mer enn en dimensjon, det vil si som er satt sammen av flere enkeltvariabler'. Flerdimensjonale variabler kan inneholde én eller flere variabelkategorier og kunne vært delt inn i underkategorier på grunnlag av disses egenskaper. Det er imidlertid ikke gjennomført noen systematisk kategorisering av flerdimensjonale variabler i NiN versjon 2 fordi hver enkelt slik variabel må forstås i lys av de enkeltvariablene de omfatter. Fra og med NiN versjon 2.1 er komplekse sett av variabler organisert i hierarkier av flerdimensjonale variabler med inntil fire nivåer (tre nivåer i NiN versjon 2.0).

Standardisering av variablene i beskrivelsessystemet, slik at hver variabel registreres på samme måte av alle brukerne og alle bruker samme måleskala, er på den ene siden en forutsetning for konsistens i datamaterialet som samles inn, på den andre siden et problem fordi ulike brukere ofte har ulike behov for presisjon i registreringene. Dessuten kan ulike kartleggere ha ulike preferanser for måleskalaer. Et relevant eksempel er tetthetsvariabel-måleskalaene T3 og T4 (Tabell B4–2), dvs. om trær skal telles og angis som antall pr. areal enhet (T3-måleskalaen) eller om tettheten skal estimeres og angis på den grovere 2-logaritmiske T4-måleskalaen. I praksis (ved konvertering til midtpunktet i hvert trinn) innebærer registrering på T4-måleskalaen at tillatte verdier reduseres fra alle positive tall eller alle positive heltall (inkludert 0) på T3-måleskalaen til heltallsverdiene 0, 1, 2, 3, 6, 12, 24 ... (midtpunktet i hver 2-log-klassen).

I NiN versjon 2 er den generelle regelen at alle variablene er satt opp med én spesifikk måleskala. I tillegg er det fra og med versjon 2.1 åpnet for bruk av en alternativ, mer detaljert **sekundærmåleskala**; det vil si 'en alternativ, mer detaljert måleskala som kan oversettes entydig til en primærmåleskala gjennom mange-til-en-relasjoner', som en tilleggsopsjon. Med **primærmåleskala** menes 'måleskala for

en NiN-variabel som er implementert i beskrivelsessystemet som standardopsjon, og som eventuelle alternative måleskalaer entydig kan oversettes til'. Eksempler på par av sekundær- og primærmåleskalaer som tilfredsstiller kravet om entydig oversettbarhet, er A9 → A5 og T3 → T4 (primærmåleskalaen utehevnet). I prinsippet tilfredsstiller også måleskalaserien A9 → A5 → B (der forekomst skåres for andeler over 1/8) dette kravet, men i NiN versjon 2.1 er alltid binære variabler implementert som egne variabler. Alternative måleskalaer (sekundær-, tertær- etc.) blir angitt ved å benytte kodene Vs, Vt etc., der V er variabelkoden, s er (eventuell) sekundärmåleskala og t er (eventuell) tertärmåleskala. Fra og med NiN versjon 2.1 er det underforstått at primærmåleskalaen er benyttet eller at det ikke finnes sekundärmåleskalaer når variabelkoden blir brukt uten suffiks.

TABELL B4–3. Maksimumsavstand ved utfigurering av egenskapsområder på grunnlag av variabler som tallfestes ved bruk av T4-måleskalaen.

Maksimumsavstanden beregnes som den forventete avstanden mellom enheter av den aktuelle kategorien ved den tettheten som er angitt som inngangsverdi, multiplisert med en fast faktor $f = 1,5$.

T4-verdi	Antall enheter pr. da (nedre trinngrense)	Forventet areal pr. enhet	Forventet avstand mellom enheter (m)	Beregnet minsteavstand (m)	Praktisk minsteavstand (avrundet, m)
2	1	1000	31,62	47,43	50
3	2	500	22,36	33,54	35
4	4	250	15,81	23,71	25
5	8	125	11,18	16,77	15
6	16	62,5	7,91	10,86	10
7	32	31,25	5,59	8,39	8
8	64	15,625	3,95	5,93	6

B4f Artssammensetningsvariabler

Standardmetoden for beskrivelse av artssammensetning i en gitt utfigurert arealenhet på natursystem-nivået (typisk et polygon som inneholder én og bare én natursystem-grunntype og som grenser til andre hoved- og/eller grunntyper) i NiN versjon 2 har metoden for tallfesting av artsmengder i generaliserte artslistedatasett som utgangspunkt. Forskjellen mellom de to oppgavene er at et generalisert artslistedatasett skal inneholde artsmengdeanslag for uendelig mange abstrakte naturtypefigurer, mens beskrivelse av artssammensetning i konkrete observasjonsenheter adresserer tallfesting av artsmengde i en og en konkret observasjonsenhet. Artsmengde kan, i hvert fall i prinsippet, angis for alle arter, også mobile arter, men er i praksis bare gjennomførbart som ledd i naturkartlegging for ikke-mobile (stasjonære) arter som er lette å observere (det vil si som har stor detekterbarhet; f.eks. MacKenzie et al. 2005). Planter, lav og noen soppgrupper med langlivete fruktlegemer tilfredsstiller disse kravene. For øvrige arter er i praksis bare angivelse av forekomst/fravær (som binær variabel) mulig.

Tallfesting av artsmengde for ikke-mobile, lett observerbare arter gjøres i NiN versjon 2 ved å 'nedskalere' og tilpasse metoden for å angi aggregerte artsmengder for sett av abstrakte naturtypefigurer i generaliserte artslister (se kapittel B2c) til å angi artsmengder i konkrete enkeltobservasjonsenheter. Artsmengde for en enkelt art i en arealenhet er en sammensatt variabel som i utgangspunktet består av to enkeltvariabler, **smårutefrekvens** ('andelen av småruter som en observasjonsenhet er delt inn i, hvor en art forekommer') og **dekning** ('vertikalprojeksjonen av levende biomasse, uttrykt som andel av arealet av en observasjonsenhet'). Smårutefrekvens i arealenheter med flateinnhold $> 100 \text{ m}^2$ (minstearealet for utfigurering av arealenheter ved kartlegging etter NiN i målestokk 1:5 000; se kartleggingsinstruksen NiN[2] artikkkel 4) angis som ett tall på en 6-trinns-skala, S-skalaen (med trinn fra 0 til 5), som gjenspeiler andelen tenkte småruter á 4 m^2 ($2 \times 2 \text{ m}$) som inneholder arten (se Tabell B4–1).

Når arealenheten er mindre enn 100 m² angis smårutefrekvensen i 25 like store, tenkte småruter (størrelsen på smårutene er da avhengig av arealenhetens flateinnhold). Dersom småruteantallet er mindre enn 32, benyttes verdien 1 på skalaen for arter hvis totale forekomst i arealenheten begrenser seg til et sammenhengende, konvekt område < 1/32 av arealenhetens totale areal. S6-skalaen for smårutefrekvens benyttes for å angi konstans i generaliserte artslistedatasett (se kapittel B2c, krav til generaliserte artslistedatasett, punkt 6, og Tabell B2–1). Dekning angis på A6-skalaen for andelsvariabler. Grunnen til at ingen av standardskalaene for andelsvariabler i Fig. B4–3 benyttes til å angi smårutefrekvens (og konstans i generaliserte artslistedatasett), er at artenes frekvenser i homogene bestander typisk har en bimodal (totoppet) fordelingskurve (Raunkiær 1918, Dahl 1957, Hanski 1982) som bedre gjenspeiles i den grupperingen av artene som frekvens/konstans-skalaen legger opp til. Tabell B4–1 gir en samlet oversikt over beskrivelsessystemet for artssammensetning for ikke-mobile arter.

Dominans, definert som ‘naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis men ikke nødvendigvis begrenset til øverste vegetasjonssjikt (inkluderer variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgradienter og som ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold)’, er et uttrykk for høy dekning. Dekning, angitt ved bruk av A6-måleskalaen, gir også uttrykk for dominans. Begrepet ‘dominant’ ble i NiN versjon 1 definert som art med dekning eller biomasseandel > 15 %, men også benyttet om en art eller artsgruppe som utgjør mer enn 50 % av totaldekningen innenfor ei gruppe. Denne uklare begrepsbruken er i NiN versjon 2.1 endret ved at begrepet ‘dominant’ i den første betydningen er erstattet med begrepet mengdeart, ‘art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/8 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter’, det vil si som har verdi 2 eller høyere for dekningsvariabelen (se kapittel B2j for definisjoner av begreper for diagnostiske arter). Dekning kan angis for enkeltarter eller taksonomiske (f.eks. bartrær og lauvtrær) eller systematiske (f.eks. ulike slekter av lauvtrær) eller andre kategorier av arter (f.eks. boreale lauvtrær og edellauvtrær; eller separat for tre- og busksjikt). Samlet dekning av trær (og busker) registreres ved bruk av A9-skalaen (se Fig. B4–3) som er harmonisert med den internasjonale definisjonen av skog, som også benyttes i Norge (se NiN[1] artikkel 4). Begrepet ‘dominant’ i den andre betydningen er i NiN versjon 2.1 erstattet med begrepet **relativ tresjiktsdominans**, det vil si ‘andelen av den totale dekningen i tresjiktet som utgjøres av en art eller del-artsgruppe’. Relativ tresjiktsdominans angis på A5-skalaen for andelsvariabler (Fig. B4–3), men i tillegg videreføres muligheten fra NiN versjon 1.0 til å karakterisere en arealenhet på grunnlag av kombinasjonen av de relativt viktigste artsgruppene (eller artene), det vil si artsgrupper med relativ tresjiktsdominans > 25 %. Slik karakteristikk er basert på A3-måleskalaen, som differensierer mellom relativ tresjiktsdominans i intervallet 25–50 % og > 50 %. Tre begreper benyttes for å karakterisere relativ tresjiktsdominans. En **relativ dominant** er ‘en art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet dekker over 50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi’. En **relativ med-dominant** er ‘en art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet der det finnes en relativ dominant dekker 25–50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi’. En **relativ samdominant** er ‘en art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet der det ikke finnes en relativ dominant dekker 25–50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi’.

Til presis karakterisering av trær som naturgitte objekter, er i NiN versjon 2.1 inkludert variablene **grunnflateveid diameter**, det vil si ‘den veide middelverdien av diameteren for alle trær av et gitt treslag innenfor et område, beregnet med trærnes grunnflate som vekter’. Et tres grunnflate er definert som ‘arealet av trestammetverrsnittet, målt i brysthøyde (1,3 m over normalt stubbeavskjær)’, og uttrykkes i m² pr. arealenhet. Siden grunnflata er proporsjonal med kvadratet av diameteren, kan grunnflateveid diameter beregnes ved å bruke (brysthøydediameter)² som vekter. Grunnflateveid diameter angis på D7-måleskalaen (se Tabell B4–4).

B4g Referansebaserte variabler

Tilstandsvariasjon gir seg mange ulike uttrykk og må derfor beskrives ved hjelp av mange ulike variabeltyper (se kapittel B4e). Et spesielt tilfelle, som betinger en spesiell kategori variabler for å beskrives, er tilstandsvariasjon som kommer til uttrykk som tydelige forskjeller (endringer) i artssammensetning, som en effekt av en påvirkning. Da er det naturlig å legge effektens størrelse til grunn for trinndeling av tilstandsvariabelen. Dette kan gjøres på flere måter. I NiN versjon 1 (NiN[1] artikkel 1: Boks 6) blir det skissert en metode som benytter referansebaserte variabler (se kapittel B4e). Denne metoden er basert på hvordan tilsvarende utfordring er løst i arbeidet med Vannveilederen (implementering av EUs vannrammedirektiv; se Anonym 2013a), til dels også i Naturindeks for Norge (Nybø et al. 2010).

Tilstandsindekset i Vannrammedirektivet, *ecological quality ratio* (EQR), er i prinsippet et tall mellom 1 (god tilstand – artssammensetning og mengde for utvalgte artsgrupper i slik som man finner i 'uforstyrt natur') og 0 (svært dårlig tilstand). Også i Naturindeks for Norge angis tilstand på en 0–1-skala. Tallfesting av effekter av en påvirkning på artssammensetningen er en parallell problemstilling til tallfesting av økologisk avstand og standardisert trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler (LKM) – i begge tilfeller handler det om å tallfeste forskjeller i artssammensetning som uttrykk for en effekt. Det er imidlertid noen viktige forskjeller. Mens standardisert trinndeling av LKM tar utgangspunkt i absolutt endring i artssammensetning brukes referansebaserte variabler til å sammenlikne den aktuelle artssammensetningen i en arealenhet med to referansetilstander, 'nulltilstanden' som karakteriseres ved at det ikke er noen målbar påvirkning, og 'ekstremitstanden' som representerer en maksimalverdi for realistisk påvirkning. Fastsettelse av 'nulltilstanden' skal, ideelt sett, basere seg på tilgjengelig økologisk kunnskap (Moy et al. 2003, Solheim & Schartau 2004). I mange tilfeller er det imidlertid ikke mulig å finne en allment akseptert, 'riktig' referanse fordi naturen hele tiden endrer seg. Ikke minst gjelder det for natur som er sterkt influert, eller direkte betinget, av menneskepåvirkning. Typiske eksempler er semi-naturligeenger (se Norderhaug et al. 2010), der flere ulike nulltilstander kan tenkes, f.eks. eng i bruk og skogsmarkssystemet som ga opphav til engene. Mens det er en faglig oppgave å beskrive nulltilstanden, er det et forvaltningsanliggende å fastsette målnivåer langs tilstandsvariabler som gjenspeiler politiske målsettinger (Halvorsen 2011). Vannveilederens skille mellom trinn 2 (god) og trinn 3 (moderat) på en skala med fem tilstandsklasser er på samme tid uttrykk for en faglig basert tilstandsklasseinndeling og for et målnivå fordi trinn 3 utløser tiltak, mens trinn 2 ikke gjør det.

Når det for en tilstandsvariabel på reit faglig grunnlag, uten å skjele til politiske målsettinger eller andre ikke-faglige hensyn, er mulig å definere en nulltilstand og en ekstremitstand på samme vis som det for raske suksesjoner er mulig å definere en initialtilstand (nulltilstand) og en ettersuksesjonstilstand (se kapittel B3j), skal tar disse tjene som utgangspunkt for trinndeling av den aktuelle tilstandsvariabelen. Nulltilstanden defineres som 'en naturtilstand der effekter av den utløsende faktoren på artssammensetningen ikke kan påvises' og ekstremitstanden defineres som 'naturtilstand der effektene av en gitt påvirkningsfaktor på artssammensetningen anses for maksimale (innenfor rimelighetens grenser)'. Nulltilstandstrinnet og ekstremitstandstrinnet avgrenses mot respektive nabotrinnder en påviselig annerledes tilstand inntreffer, og tilstandsvariabelen trinndeler for øvrig på grunnlag av artssammensetningens grad av ulikhet i artssammensetning med ekstremtrinnene, typisk med PD-indekset for artsulikhet som referanse (se kapittel B2b). En metode for omregning av PD-ulikheter mellom aktuell tilstand og null- og ekstremitstandene er beskrevet i NiN[1] artikkel 1: Boks 6. Denne metodens utgangspunkt er registreringer av artssammensetningen, som brukes til å beregne en tilstandsindeks mellom 0 og 1 ved bruk av ordinasjonsanalyse. Dette er en god tilnærtingsmåte i en ideell verden der ubegrensete ressurser står til rådighet for innsamling av store mengder konkrete observasjonsdata. I den virkelige verden er det imidlertid nødvendig med en pragmatisk tilnærming som baserer seg på tolkning av observasjoner og vurdering i felten av om artssammensetningen er mer eller mindre lik beskrivelser (eller oppfatninger) av referansetilstandene. Antallet trinn mellom referansetrinnene bestemmes av behovet for detaljert inndeling (se Fig. B4–4 for oversikt over måle-

Trinndefinisjon (effekt av påvirkning/rask suksjon)	Skala og trinn					
	R3b	R4	R4b	R5	R5b	R7
Nulltrinn (ingen effekt) – referansesituasjon der ingen effekt av påvirkningen på artssammensetningen kan observeres/intakt preg av semi-naturlig eller sterkt endret mark	1	1	1	1	1	1
Svak effekt – artssammensetningen inneholder minst én art eller en annen klar indikasjon på effekt av påvirkningen		2	2	2*	2*	2
Nokså svak effekt – artssammensetningen inneholder flere arter og/eller andre indikasjoner på effekt(er) av påvirkningen, men ulikheten med nulltrinnet karakteristiske artssammensetning er mye mindre enn (< 1/7 av) ulikheten med ekstremtrinnet		2*	3	3*	3	3
Middels sterk effekt – stor ulikhet i artssammensetning både med nulltrinnet og med ekstremtrinnet, men klart størst likhet med nulltrinnet (ulikhet 1/7 – 2/3 av ulikheten med ekstremtrinnet)	2*	3	3	3*	3*	4
Nokså sterk effekt – ulikhet i artssammensetning omtrent like stor med nulltrinnet og ekstremtrinnet (ulikheten med ett ekstremtrinn > 2/3 av ulikheten med det andre ekstremtrinnet)			4	4*	4*	5
Sterk effekt – stor ulikhet i artssammensetning både med nulltrinnet og med ekstremtrinnet, klart størst likhet med ekstremtrinnet (ulikhet 1/7 – 2/3 av ulikheten med nulltrinnet)			4	4*	4*	6
Ekstremtrinn (gjennomgripende effekt) – referansesituasjon der artssammensetningen ikke eller nesten ikke inneholder arter som kjennetegner nulltrinnet/ettersuksjonstilstanden (ulikheten med ekstremtrinnet < 1/7 av ulikheten med ekstremtrinnet)	3	4	4	5	5	7

Fig. B4-4. R-måleskalaer for inndeling av referansebaserte variabler R4, R5 og R7 og sammenlikning med tilsvarende variabler for rask suksjon (R3b, R4b og R5b). * – begreper som brukes ved beskrivelse av rask suksjon (7RA) er med måleskala R3b for trinn 2 ‘suksjonsfase’; med måleskala R4b er for trinn 2 ‘tidlig suksjonsfase’ og for trinn 3 ‘sein suksjonsfase’; og med måleskala R5b for trinn 2 ‘koloniseringsfase’ eller (for jordbruksmark) ‘brakkleggingsfase’, for trinn 3 ‘etableringsfase’ eller (for jordbruksmark) ‘tidlig gjenvekstsuksesjonsfase’ og for trinn 4 ‘konsolideringsfase’ eller (for jordbruksmark) ‘sein gjenvekstsuksesjonsfase’ (se Tabell B3–3). Merk at det med ‘ulikheter’ her menes PD-ulikheter som er korrigert for ulikheten mellom replikater (se kap. B2b).

skalaene for referansebaserte variabler, R-skalaene, som benyttes i NiN versjon 2). R-skalaene representerer en videreutvikling av framlegget en måleskala i NiN[1] artikkkel 1: Tabell 4 som oversetter de fem trinnene for økologisk kvalitetsgrad i Vannveilederen (høy – god – moderat – dårlig – svært dårlig status) til en sjutrinnskala for ‘tilstandsøkokliner’. Dersom tilstandsvariabelens ekstremtrinn (svært dårlig status, definert som: ‘Opplagt betydelige endringer av de biologiske kvalitetselementene). Typiske biologiske samfunnselementer som normalt er assosiert med vanntypen, er borte fra store deler.’; Moy et al. 2003) tolkes som en mer eller mindre fullstendig utskifting av artssammensetningen, kan Vannveilederens trinn 1, 3 og 5 oversettes til henholdsvis null-, midt- og ekstremtrinnet (trinn 1, 4 og 7) på R7-skalaen, og omtrentlig til trinnene 1, 3 og 5 på R5-skalaen i Fig. B4-4.

B4h Navnsetting av natursystem-hovedtyper, -grunntyper og kartleggingsenheter på natursystem-nivået

Prinsippene for navnsetting av typer (hovedtyper og grunntyper) på natursystem-nivået i NiN versjon 2.0 tar utgangspunkt i de generelle retningslinjene for valg av begreper og navnsetting som er drøftet i kapittel A1h og er i stor grad presiseringer av disse. Følgende generelle og spesielle prinsipper og kriterier skal legges til grunn for navnsetting av hovedtyper og grunntyper på natursystem-nivået (eksemplene er hentet fra typeinndelingen, som er beskrevet i NiN[2] artikkkel 3):

- Alle typer på natursystem-nivået (hovedtyper og grunntyper) skal ha et beskrivende navn og et populærnavn (kortnavn, praktisk navn). Beskrivende grunntypenavn skal inneholde den karakteristiske kombinasjonen av LKM-klasser og -trinn som identifiserer grunntypen, mens populærnavnene skal velges som det optimale kompromisset mellom lengde (skal være kortest mulig) og andre hensyn (jf. kap A1h og punktene 2–12 nedenfor), som er listet etter avtakende viktighet. Ett prinsipp/kriterium med lavere nummer skal ha forrang foran ett som har høyere nummer.

2. Populærnavn på grunntyper skal ha entallsform.
3. I tilfeller der beskrivende navn ('langnavn') er korte og konsise og kan fungere godt som kortnavn, brukes det beskrivende navnet også som populærnavn.
4. Hensikten med populærnavnene er å gi intuitive assosiasjoner til den økologiske definisjonen av typen. Betydningen av typenavnet bør derfor være lett å forstå. Rettensoren for arbeidet med å finne gode populærnavn skal være at et eget sett populærnavn berettiges av at disse fungerer bedre til kommunikasjon om naturvariasjon mellom de mest typiske brukerne (bestillere av naturkartlegging i offentlig og privat formidling, undervisere, forskere, den interesserte allmennheten) enn de beskrivende navnene (eller typekodene).
5. Navn på normale grunntyper (grunntyper for normal variasjon langs en sLKM), f.eks. grunntyper av Nakent berg (T1) som ikke er vindutsatt (VI·1 uten vindpreg) skal ikke inneholde informasjon som 'kvalifiserer vakk' øvrige (spesielle) trinn; når et grunntypenavn ikke inneholder opplysninger om en LKM i hovedtypens kompleksvariabelgruppe, tas det for gitt at grunntypen omfatter normaltrinnet. Dette prinsippet gjør at typenavnene ikke blir fullt så entydige, men denne ulempen mer enn oppveies av fordelen med kortere og mer konsise navn.
6. Navn på grunntyper som er definert av spesielle trinn langs en eller flere LKM behøver ikke inneholde opplysninger om alle andre LKM i hovedtypens kompleksvariabelgruppe. Det tas for gitt at en grunntype omfatter normaltrinnet langs LKM'er som ikke addreseres i grunntypenavnet.
7. Artsnavn eller artsgruppenavn skal i minst mulig grad benyttes i populærnavn, både på hoved- eller grunntyper (jf. prinsipp 3, over). Unntak er:
 - a. tilfeller der det finnes presise, svært godt innarbeidete begreper, f.eks. blåbærskog, storbregneskog og høgstaudeskog [grunntyper i Fastmarksskogsmark (T4)]
 - b. tilfeller der slike navn resulterer i adskillig kortere og/eller vesentlig mer intuitive begreper enn alternativene
 - c. tilfeller der det ikke finnes bedre og/eller andre tilgjengelige begreper som følger logikken i den øvrige begrepsbruken for navnsetting gitt av andre prinsipper
8. Begreper som karakteriserer andre nivåer innen NiN skal ikke benyttes som grunntypenavn eller som navn på kartleggingsenheter på natursystemnivået:
 - a. Begreper som karakteriserer én utforming av en grunntype [f.eks. kalkrik lågurt-slåtteeng; en grunntype i Semi-naturlig eng (T32)] skal ikke benyttes som grunntypenavn, heller ikke dersom dette er den arealmessig dominerende utformingen av grunntypen.
 - b. Begreper som karakteriserer en hovedtypegruppe, en landskapstype eller et naturkompleks (f. eks. våtmark) skal ikke benyttes som grunntypenavn eller som navn på kartleggingsenheter
9. Negasjoner i typenavn unngås så langt det er mulig.
10. Følgende gradsadverb skal benyttes til å karakterisere trinn langs LKM, og i neste omgang til å konstruere typenavn, dersom det ikke er gode grunner for annet:
 - a. 4 trinn i tillegg til et eventuelt normaltrinn: (ingen/ikke), lite/litt, temmelig (mye), svært (mye) og ekstremt (mye).
 - b. 3 trinn i tillegg til et eventuelt normaltrinn: (ingen/ikke), lite/litt, temmelig (mye) og svært (mye).
 - c. 2 trinn i tillegg til et eventuelt normaltrinn: (ingen/ikke), lite/litt og mye; litt og klart; svak og sterk, kald og varm eller veldrenert og fuktig.

Disse begrepene skal også benyttes til karakterisering av trinn innenfor en inndeling i mange 'hovedtrinn', slik for f.eks. LKM kalkinnhold (KA), som er delt i 9 basistrinn (a–i). 'Hovedtrinnene' er kalkfattig (basistrinn a–c), intermediær (basistrinn d–e) og kalkrik (basistrinn f–i). De kalkfattige basistrinnene navnsettes i henhold til (b) henholdsvis litt, temmelig og svært kalkfattig; de intermediære basistrinnene navnsettes svak og sterk (punkt c), og de kalkrike basistrinnene navnsettes litt, temmelig, svært og ekstremt kalkrik. Som samlebegreper for 'litt' og 'temmelig' benyttes begrepet 'svak(t)', som samlenavn for begrepene 'svært' og 'ekstremt' benyttes 'sterkt'.

For LKM som ender i et trinn preget av disruptiv forstyrrelse eller miljøstress, kan 'klart' brukes i stedet for 'svært'. For slike LKM vil det disruptive endetrinnet svare til begrepet 'ekstrem', og begrepene for øvrige trinn justeres i henhold til dette. Begrepet 'observerbar(t)' kan benyttes for nest laveste trinn for slike LKM når antallet trinn mellom ekstremtrinnene er 4 eller flere [eksempler på LKM der dette begrepet er brukt, er jordvarme (JV), naturlig gjødsling (NG) og rasutsatthet (RU)].

Et unntak fra punkt a gjøres for LKM uttørkingsekspesifisering (UE), der denne er delt i fire trinn. Disse betegnes henholdsvis svært lite uttørkingsekspesifert, temmelig lite uttørkingsekspesifert, temmelig uttørkingsekspesifert og svært uttørkingsekspesifert. Det er nødvendig for at begrepsbruken skal stemme overens med gjengs oppfatning av hvor uttørkingsekspesifert de ulike trinnene er.

11. Der to veldefinerte, korte navn definerer en type (eller en kartleggingsenhetsgruppe), kan begge begrepene beholdes i typenavnet; f.eks. 'lav- og lyngskog'. Språklige hensyn bestemmer hvilke begrep som skal komme først i sammensetningen; normalt er det det korteste begrepet eller det med færrest stavelsjer.
12. Bruk av og/til i navnsetting:
 - a. Navn på grunntyper eller kartleggingsenheter som omfatter to påfølgende navnsatte trinn langs en LKM, og som skal navnsettes ved beskrivelse av det samlede intervallet langs denne LKM som typen omfatter, skal ha et navn der de to trinnenes navn er forbundet med og; f.eks. 'kalkfattig og intermediær', som skal tolkes som intervallet som omfatter de kalkfattige og de intermediære basistrinnene langs kalkinnhold (KA), det vil si basistrinnene fra og med KA-a til og med KA-e.
 - b. Navn på grunntyper eller kartleggingsenheter som omfatter et intervall langs en LKM som strekker seg mellom to navnsatte trinn som ikke er nabotrinn, og som skal navnsettes ved beskrivelse av det samlede intervallet langs denne LKM som typen omfatter, skal ha et navn der de to definerende trinnenes navn er forbundet med til; f.eks. 'temmelig kalkfattig til intermediær', som skal tolkes som intervallet langs kalkinnhold (KA) fra og med KA-b (temmelig kalkfattig) til og med KA-e (sterkt intermediær).
13. Andre forkortelser enn de godkjente NiN-kodene skal ikke benyttes på NiN-baserte naturtypekart eller i andre tilsvarende sammenhenger, verken til navnsetting av kartleggingsenheter, grunntyper eller hovedtyper.

Prinsippene for navnsetting av hovedtyper og grunntyper (over) skal også, så sant de er relevante, gjelde for navnsetting av kartleggingsenheter. Følgende spesifikke prinsipper skal gjelde for navnsetting av kartleggingsenheter (se Kartleggingsveilederen for NiN, versjon 2.0.1, kapittel A10, for aggregering av grunntyper til kartleggingsenheter som er tilpasset kartlegging i målestokker grovere enn 1:500):

1. Kartleggingsenheter skal, dersom ikke de spesifikke prinsippene nedenfor (jf. punktene 2–6) sier noe annet, navnsettes ved bruk av de samme prinsipper og kriterier som hoved- og grunntyper.
2. Kartleggingsenheter som bare omfatter én grunntype skal, uansett kartleggingsmålestokk, ha samme navn som denne grunntypen.
3. Kartleggingsenheter som omfatter to eller flere grunntype skal navnsettes med en flertallsform. Når f.eks. grunntypene 5, 6 og 9 av Våtsnøleie og snøleiekilde (V6) slås sammen til en kartleggingsenhetsgruppe, er 'Ekstreme våtsnøleier' et aktuelt navn.
4. LKM'er der alle hovedtypetilpassete trinn er slått sammen ved aggregering av grunntyper til kartleggingsenheter, skal ikke inngå i navnet på kartleggingsenheten.

5. Navn på sammenslåtte kartleggingsenheter beskriver hvordan kartleggingsenheterne er definert. Navnet skal brukes uendret i praktiske sammenhenger, f.eks. for kartlagte enkeltpolygoner, uten henblikk på hvor stor del av kartleggingsenhets utstrekning i det økologiske rommet som faktisk er realisert i det aktuelle polygonet. F.eks. skal 'kalkfattig og intermediær grunnkilde' brukes som navn på kartleggingsenheten V4–D–1 også for polygoner som bare inneholder grunntypen V4–1 (kalkfattig svak grunnkilde).
6. Navnene på kartleggingsenheterne skal benyttes ved framstilling av kart, på følgende måte:
 - a. I kartene vises koder for kartleggingsenheterne
 - b. I kartlegenden vises koder på de kartleggingsenheterne som er realisert på det aktuelle kartbladet sammen med navn på kartleggingsenheterne

Prinsippene for navnsetting av typer og kartleggingsenheter skal, så langt som mulig, også gjøres gjeldende ved navnsetting av klasser og trinn langs LKM og andre variabler. Dette gjelder for eksempel begrepsbruken for gradsadverb (se punkt 10 i prinsippene for navnsetting av typer (over)).

TABELL B4–4. Måleskalaen D7 som benyttes for variabelen grunnflateveid diameter, som er en alternativ artsmengdevariabel for trær i arealenheter i NiN versjon 2. Variabelen kan benyttes for enhver kategori av arealenheter (naturtypepolygoner og egenskapsområder).

Verdi	Diameterintervall (cm)	Betegnelse
0	< 5	svært liten
1	5–10	liten
2	10–20	nokså liten
3	20–30	nokså stor
4	30–40	stor
5	40–80	svært stor
6	> 80	kjempe

C LANDSKAPSTYPENIVÅET

C1 Definisjon, generaliseringsnivåer, generelle prinsipper for typeinndeling og prosedyre for utvikling av NiN-system for landskapstyper

Dette kapitlet oppsummerer og utdyper karakteristikken av landskapstypenivået som er gitt i kapittel A2.

C1a Definisjon

Landskap er et begrep som omfattes av den europeiske landskapskonvensjonen der landskap defineres på følgende måte: "Landskap" betyr et område, slik folk oppfatter det, hvis sær preg er et resultat av påvirkningen fra og samspillet mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer'. Konvensjonen understreker både den tverrfaglige karakteren av begrepet og den personlige opplevelsen av landskap som viktig for landskapsforvaltningen. Særlig den personlige oppfatningen av begrepet kan imidlertid skape problemer ved sammenligning av ulike landskap, og legger ikke til rette for utvikling av standardiserte systemer for å beskrive landskaper, f.eks. som felles plattform for landskapskartlegging. NiN versjon 2 tar landskapskonvensjonens definisjon av landskap som utgangspunkt (på samme vis som utgangspunktet for inndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået er naturmangfoldlovens definisjon av naturtype) for å definere et mer allment begrep, **landskapstype**, som et 'større geografisk område med enhetlig visuelt preg, skapt av enhetlig dominans av store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landformer, natursystemkomplekser, natursystemer og andre landskapselementer' (se også Tabell A2-1). Denne definisjonen baserer seg på definisjoner av utvalgte kilder til variasjon som anses viktig på landskapstypenivået (se definisjoner av begreper som blir introdusert i kapittel A1), samt på definisjon av begrepet landskapselement. Et landskapselement defineres, som tidligere nevnt, som 'naturlig eller menneskeskapt objekt, enhet eller egenskap, inkludert naturtype-arealenheter på natursystem- og natursystemkompleks-nivåene, som lar seg identifisere og observere på en landskapsrelevant skala'. Disse definisjonene videreføres i NiN 2.

Landskapstypenivået i NiN versjon 2 er et tverrfaglig nivå fordi det inkluderer både på naturlige og menneskeskapte landskapselementer. Som resten av NiN er landskapstypenivået en del av et typeinndelings- og beskrivelsessystem som ikke omfatter verdisetting. Typeinndelingen og beskrivelsessystemet på landskapstypenivået er et deskriptivt system som sikrer sammenliknbarhet mellom landskapstyper over hele det området NiN skal dekke, på grunnlag av kriterier framkommet gjennom analyse av store datamengder for ulike landskapselementers romlige fordeling. Typeinndeling og beskrivelsessystem på landskapstypenivået i NiN versjon 2 vil danne et godt grunnlag for videre landskapsanalyse; en prosess som omfatter fastsettelse av landskapskarakter og systemer for å fastsette landskapsverdi. Fordi NiN-systemet omfatter hele landet, åpner det for meningsfull lokal diskusjon og medvirkning i landskapsanalyseprosessesen uten at det går ut over den nasjonale oversikten og sammenliknbarheten mellom landskapstyper.

Landskapstypenivået i NiN versjon 2 skal adressere landskapsvariasjon på en romlig skala som er tilpasset kartlegging i målestokk 1:50 000. Landskapstypeinndelingen har til hensikt å bidra til at NiN oppfyller formålet å gi et begrepssmessig grunnlag for å kunne beskrive naturvariasjon i så stor detalj som brukerne har behov for, også på denne skalaen. Det gjøres ved hjelp av en typeinndeling og et beskrivelsessystem for å beskrive den øvrige variasjonen ved hjelp av et standardisert sett av variabler for relevante kilder til variasjon (se kapittel A1c for oversikt over kilder til variasjon, med definisjoner).

C1b Karakteriserende naturegenskap, karakteriserende kilde til variasjon og landskapsgradientbegrepet

Natursystem-nivået i NiN versjon 2 har artssammensetningen som karakteriserende naturegenskap og lokal kompleks miljøvariasjon som karakteriserende kilde til variasjon (Tabell A2–2), hvilket innebærer at typeinndelingen baseres på variasjonen i artssammensetningen som kan relateres til lokale komplekse miljøvariabler. På landskapstypenivået er det ikke mulig, entydig, å identifisere én karakteriserende naturegenskap. Tvert imot så inneholder definisjonen av landskapstypenivået et komplekst sett av karakteriserende naturegenskaper, som inkluderer sammensetningen av landskapselementer. To kilder til variasjon innenfor kategorien natursammensetning; 'naturtype-arealenheter på natursystem- og natursystemkompleks-nivåene' og 'menneskeskapte objekter' (jf. kapittel A1c), nevnes eksplisitt i definisjonen av landskapselement, mens definisjonen av landskap nevner landformer som eksempel på en kategori av 'objekter' som naturlig inngår i karakteriserende naturegenskap på landskapstypenivået. Ei uttømmende liste over 'objekter, enheter og egenskaper ... som lar seg identifisere og observere på en landskapsrelevant skala' må imidlertid omfatte flere av kildene til naturvariasjon som er nevnt i kapittel A1c. Følgende kategorier av kilder til variasjon er relevante for karakterisering av landskap i NiN versjon 2:

- natursammensetning (kategorier av observerbare elementer og mengden av disse)
 - naturtype-arealenheter på natursystem- og natursystemkompleks-nivåene
 - bergartssammensetning (indirekte, via landformer og den terrenghformvariasjonen de gir opphav til; bergartssammensetningen i seg sjøl vil være en blant mange egenskaper som kan beskrive, men som ikke er viktig nok i seg sjøl til å inngå i karakteriserende kilde til variasjon og/eller karakteriserende naturegenskap)
 - jordartssammensetning (inkludert løsmassetyper) (indirekte, via landformer og den terrenghformvariasjonen den gir opphav til)
 - landformer
 - menneskeskapte elementer
- naturstruktur (fordelingen av observerbare elementer i rom og tid)
 - miljøstruktur; fanges opp gjennom fordelingen av arealenheter på natursystem- og/eller naturkompleksnivåene
 - ♦ lokal miljøvariasjon (indirekte, ved at lokal kompleks miljøvariasjon er karakteriserende kilde til variasjon på natursystem- og naturkompleksnivåene)
 - terrenghformvariasjon
 - romlig strukturvariasjon (f.eks. størrelsesfordeling, romlig plassering av elementene i forhold til hverandre)

Denne kategoriseringen av kilder til variasjon blir imidlertid ikke benyttet direkte til å kategorisere landskapselementer. I stedet vil en inndeling av landskapselementer i tre kategorier bli benyttet:

- **geoelementer:** 'landskapets sammensetning av og struktur i observerbare geologiske og geografiske elementer, det vil si variasjon i forekomst, mengde og fordeling av bergarter, mineraler, jordarter, landformer og terrenghformer'

- **økoelementer:** 'landskapets sammensetning av og struktur i økosystemrelaterte elementer, det vil si variasjon i forekomst, mengde og fordeling av arter og miljøvariasjon slik den kommer til uttrykk gjennom variasjon på natursystem-, naturkompleks- og naturkomponent-nivåene'
- **kulturelementer:** 'observerbare spor etter fortidig og nåtidig menneskeaktivitet'

Stedfestet informasjon om de tre kategoriene av landskapselementer gjennomgår en multivariat analyse av variasjonsmønstrene for å identifisere landskapsggradienter og definere landskapstyper.

Mens natursystem-nivået i NiN versjon 2 har én karakteriserende kilde til variasjon, lokal miljøvariasjon, karakteriseres altså landskapstypenivået av et sett av naturegenskaper. Karakterisende naturegenskap på landskapstypenivået må derfor omfatte alle disse kildene til variasjon. Hvilken vekt skal så hver og en av disse kategoriene av egenskaper skal ha ved typeinndelingen på landskapstypenivået? Det finnes ikke noe opplagt svar på dette spørsmålet, men vektene bør gjenspeile egenskapenes relative betydning for landskapets 'visuelle preg'. Hvilke naturegenskaper (kilder til variasjon) fanger best opp viktige grunnleggende egenskaper ved et landskap, og hvilke forklarer best sammensetning og fordeling av observerbare landskapselementer? Det er disse som bør inngå i karakteriserende kilde til variasjon på landskapstypenivået med størst vekt. Heller ikke på disse spørsmålene finnes opplagte svar, og den relative vektleggingen av ulike kilder til variasjon på landskapstypenivået må derfor utredes nærmere. Fordi såvel menneskets utnyttelse av naturen (og sammensetningen av menneskeskapte elementer) som fordelingen av 'naturlige' landskapselementer i stor grad bestemmes av naturgrunnlaget (terrengform, landformer, bergartssammensetning og forekomst av løsmasser, ofte via forekomst av spesifikke natursystemer), blir terrengform- og landformvariasjonen, samt berggrunns- og kvartærgeologisk sammensetning, både karakteriserende naturegenskap og karakteriserende kilde til variasjon på landskapstypenivået! En konsekvens av dette er at det ved karakterisering (typeinndeling og beskrivelse) av landskap verken er mulig eller hensiktsmessig å skille karakteriserende naturegenskap fra karakteriserende kilde til variasjon. Som en pragmatisk løsning blir derfor inndelingen på landskapstypenivået i NiN versjon 2 basert på identifisering av komplekse variabler i samvariasjon mellom landskapselementer. Siden variasjonen i landskapsegenskaper ikke nødvendigvis er helt kontinuerlig, er **kompleks landskapsvariabel**, definert som 'variabel som beskriver mer eller mindre sterk grad av samvariasjon mellom forekomst, mengde og/eller fordeling av flere landskapselementer', en presis betegnelse for dette. Denne betegnelsen er en parallel til betegnelsen **øko-variabel** som brukes om samvariasjon mellom en kompleks miljøvariabel og artssammensetningen (Fig. A1-3). I hovedsak vil imidlertid variasjonen i landskapsegenskaper være mer eller mindre gradvis, og vi har derfor valgt å bruke det enklere begrepet **landskapsgradient**, definert som 'parallel, mer eller mindre gradvis variasjon i forekomst og mengde av landskapselementer', som synonym til kompleks landskapsvariabel. Dette til tross for at dette begrepet i sin ordlyd kan indikere en parallel på landskapstypenivået til økokliner (cf. Fig. A1-3), hvilket ikke er presist riktig (et alternativt, mer presist begrep er 'kompleks landskapsvariabel').

Landskapsgradientene kan deles i to kategorier på grunnlag av hvilke landskapselementer (kilder til variasjon) som først og fremst karakteriserer dem. Med **geo-økologisk (landskaps)gradient** menes 'landskapsgradient som uttrykker samvariasjon mellom landskapets terrengform og innholdet av landformer, og miljøbetinget variasjon slik det kommer til uttrykk gjennom forekomst og mengde av landskapselementer knyttet til lite menneskepåvirket mark (natursystem-typer og natursystem-kompleks-typer)'. Med **arealbruks(landskaps)gradient** menes 'landskapsgradient som uttrykker samvariasjon mellom forekomst og mengde av landskapselementer som er knyttet til menneskers bruk av landskapet, inkludert natursystem-typer som er knyttet til semi-naturlig og sterkt menneskepåvirket mark'.

C1c Generaliseringsnivåer

Som primært naturmangfold-nivå i NiN versjon 2 skal landskapstypenivået omfatte en fullstendig arealdekkende typeinndeling basert på eksplisitte prinsipper og kriterier (kriteriebasert prosedyre for å definere typer), utarbeidet med utgangspunkt i en gradientanalytisk forståelse av naturvariasjon. Med referanse til konklusjonen i forrige avsnitt, skal inndelingen i landskapstyper baseres på identifisering av landskapsgradienter. I tråd med generell systemarkitektur i NiN versjon 2 skal inndelingen på landskapstypenivået inneholde de tre hierarkiske nivåene hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype (se kapittel A2d). I tillegg skal det utarbeides et fleksibelt beskrivelsessystem. Av grunner som vil bli forklart nedenfor, vil det på landskapstypenivået også bli benyttet et fjerde formalisert hierarkisk nivå i typeinndelingen, grunntypegruppe.

I NiN versjon 2 er hovedtype-nivået definert slik at det fanger opp den mer grunnleggende variasjonen (relatert til de viktigste karakteriserende kildene til variasjon). En **landskaps-hovedtype** skal være en 'ensartet type landskap med hensyn til store trekk i terrenghform- og landformvariasjon'. En **landskaps-hovedtypegruppe** er 'resultatet av en pragmatisk tredeling av landskapstyper i innlandslandskap, kystlandskap og marine landskap'. Mens hovedtypene er resultatet av kriterieanvendelse, er hovedtypegruppeinndelingen en pragmatisk samling av hovedtyper, slik det framgår av midtre kolonne i Fig. C1-1.

Øvrig, viktig, variasjon i landskapets innhold av landskapselementer skal komme til uttrykk i inndelingen på grunntypenivået. En **landskaps-grunntype** skal være en 'ensartet type landskap med hensyn til overordnet landform og landskapets innhold av elementer slik det kommer til uttrykk gjennom plasseringen langs de viktigste landskapsgradientene'. Denne definisjonen er i overensstemmelse med den generelle definisjonen av grunntype (se kapittel A2c) som en 'kombinasjon av (ett eller flere) standardtrinn langs hver av hovedtypens hovedkompleksvariabler'. Hvordan begrepet 'standardtrinn', som inngår i definisjonen av grunntype (kapittel A2c) og der er definert som 'trinn langs en trindelt hovedkompleksvariabel (typisk en hovedkompleksgradient) som omfatter en forhåndsspesifisert mengde variasjon i en karakteriserende naturegenskap', men som (foreløpig) ikke inngår i definisjonen av landskaps-grunntypen, skal implementeres ved inndelingen i landskapstyper, er fortsatt uavklart. Grunntypene skal, på landskapstypenivået såvel som på natursystem-nivået, defineres som kombinasjoner av trinn langs trinndelte variabler. Grunntypeinndelingen forutsetter derfor avklaring av minst to prinsipielle, viktige, spørsmål:

1. Hvilke landskapsgradienter skal anses blant 'de viktigste' innenfor en hovedtype?
2. Hvordan skal landskapsgradientene trinndeles?

Vi vil drøfte disse to spørsmålene etter tur. Det finnes ingen 'naturlige' kriterier for å skille mellom landskapsgradienter som skal legges til grunn for grunntypeinndeling ('viktige landskapsgradienter') og annen variasjon som ikke er viktig nok til å tas i betrakting ved grunntypeinndelingen. Valget av kriterium for 'viktige landskapsgradienter' vil styre hvor findelt grunntypeinndelingen blir, og dermed hvordan grunntypen plasserer seg i generaliseringshierarkiet i forhold til hovedtypen. Følgende pragmatiske hovedkriterium for å akseptere en landskapsgradient som viktig, ble valgt i pilotarbeidet med landskapstypeinndeling av Nordland fylke:

En landskapsgradient ble karakterisert som viktig innenfor en hovedtype når den ga seg uttrykk i variasjon innenfor en hovedtype langs en bekreftet ordinasjonsakse.

Begrepet 'bekreftet ordinasjonsakse' innebærer krav om at mer eller mindre samme variasjon skal komme til uttrykk på ordinasjonsakser funnet med minst to ulike metoder (R. Økland 1996, Liu et al. 2008).

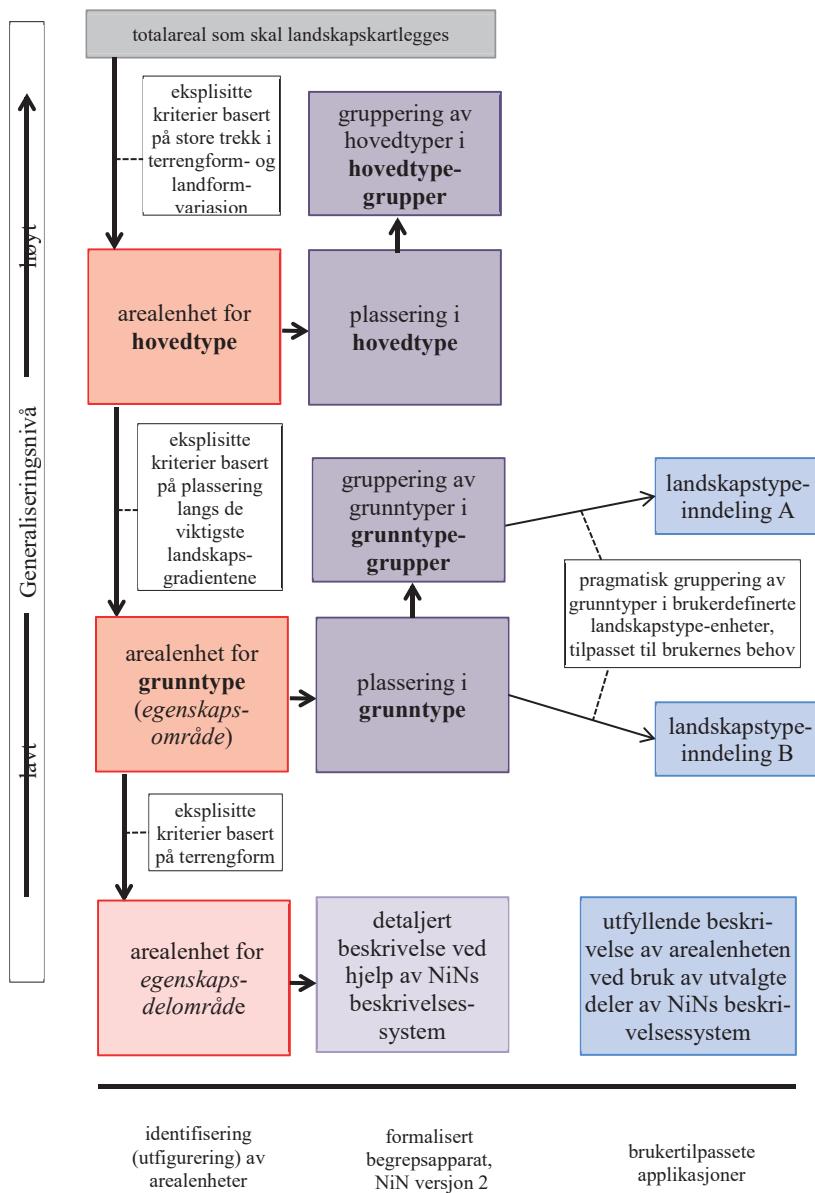


Fig. C1–1. Prinsippskisse for relasjoner mellom ulike faser i landskapskartleggings- og landskapstypifiseringsprosessen. Venstre søyle viser utfigurering av arealenheter, midtre søyle viser typifisering etter NiN versjon 2 (tilordning av arealenhetene til hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype), og høyre søyle viser verktøy for brukertilpasset landskapsbeskrivelse.

Dette kriteriet gjør at en landskapsgradient anses som viktigere enn en annen landskapsgradient når den uttrykker variasjon langs en ordinasjonsakse som forklarer mer variasjon i det analyserte datasettet (dvs. kommer til uttrykk på en ordinasjonsakse av lavere orden, fordi akse 1 er viktigere enn akse 2 etc.) og/eller kommer til uttrykk i et større datasett (dvs. i hele datasettet framfor separate datasett for kyst eller innland).

Til bruk ved inndelingen på natursystem-nivået, er det utviklet en metode for standardisert trinninndeling av (lokale) komplekse miljøvariabler (LKM); se kapittel B2. Denne metoden bygger på følgende forutsetninger:

1. At det er mulig å standardisere mengdeangivelse for de ulike elementene (her: alle relevante kilder til variasjon som omfattes av begrepet landskapselement) som karakteriserer variasjon langs den aktuelle variabelen (her: landskapsgradienten).
2. At vekten som skal legges på hvert av de ulike elementene er forhåndsspesifisert.
3. At det er utviklet et kriteriesett for fastsettelse av standard trinnbredde.

Forslaget til standardisert metode for angivelse av artsmengde for bruk ved trinndeling av LKM er vist i Tabell B2–1, mens Tabell B1–2 inneholder framlegg til vektlegging av ulike artsgrupper ved beregning av standardtrinn. Kriterier for standardisering av trimbredde (bygd på definisjonen av økologisk avstandsenhet) er beskrevet i kapittel B2.

I prinsippet kan metodikken for standardisert trinndeling tilpasses bruk for landskapsgradienter, men begge punktene 1 og 2 vil innebære vanskelige avveiinger. Ved pilotanalysene av landskapstypevariasjon i Nordland, utført 2011–12 (NiNLAnot13; Vedlegg 7), ble kvantitet ('mengde', 'intensitet' eller liknende) for alle variabler som ble brukt til å karakterisere landskapstypevariasjonen standardisert til å uttrykkes på én felles skala (0–1). Det ble ikke foretatt noen eksplisitt, *a priori* vekting av variablene før dataanalyse; vekten av hver enkelt variabel som inngikk i analysen ble bestemt av variabelens varians, og vekten av hver kilde til variasjon ble bestemt av antallet registrerte variabler som representerte denne variasjonskilden og disses samlede varians. I stedet for å foreta trinndeling av de identifiserte landskapsgradientene på grunnlag av spesifiserte kriterier, foretok faggruppa for arbeidet med landskap i NiN en pragmatisk oppdeling av landskapsgradientene som en ekspertvurdering. Det må i løpet av den videre prosessen fram mot landskapstypeinndelingen i NiN versjon 2 avklares hvorvidt en strengere kriteriebasert og standardisert trinndeling av landskapsgradienter er mulig og ønskelig. I så fall peker kopiering av metodikken for standardisert trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler, som er grunnlaget for typeinndelingen på natursystem-nivået, seg ut som en opplagt første tilnærningsmåte. Det vil måtte innebære at en enhet for avstand langs landskapsgradienter (**landskapsavstandsenhet**, LAE, generelt definert som 'avstanden langs en landskapsgradient som svarer til en gitt median forskjell i innholdet av landskapselementer mellom to representative utvalg av landskapsarealenheter') defineres. Spørsmål knyttet til standardisert trinndeling av landskapsgradienter vil bli avklart som ledd i det videre arbeidet med landskapstypeinndelingen.

Som det framgår av beskrivelsen av landskapstypeinndelingen for Nordland fylke i Vedlegg 8, resulterte kriteriet for å akseptere en landskapsgradient som viktig og praksisen for trinndeling av disse landskapsgradientene i pilotprosjektet i et høyt antall viktige landskapsgradienter innen mange landskaps-hovedtyper. For praktisk bruk av landskapstypeinndelingen, meldte det seg raskt et behov for et generaliseringsnivå mellom landskaps-hovedtype og landskaps-grunntype seg. Dette var ingen indikasjon på at grunntypeinndelingen var for finmasket, ettersom også landskaps-grunntypene har vist seg praktisk nyttige, blant annet for vurdering av landskapstypers sjeldenhets og representativitet. Resultatet ble et nytt generaliseringsnivå, **landskaps-grunntypegruppe**, definert som en 'samling av landskaps-grunntyper foretatt ved sammenslåing av trinn langs viktige landskapsgradienter'. Grunntypegruppene framkom ikke ved oppdeling av hovedtyper, som ledd i en hierarkisk divisiv (delende) typifiseringsprosess, men var resultatet av et ekstra, samlende (agglomerativt) trinn etter at grunntypene var bestemt. Prinsippet for identifisering av landskaps-grunntyper og -grunntypegrupper i 'Nordlandsprosjektet' er illustrert i den midtre kolonnen i Fig. C1–1. Prinsippet for samling av grunntyper i grunntypegrupper har likhetstrekk med Tuomikoskis prinsipp (først formulert av den finske vegetasjonsøkologen Risto Tuomikoski i 1942). Dette prinsippet kan formuleres slik (cf. Tuomikoski 1942):

Variasjonen langs hver av de viktigste gradientene [ordinasjonsaksene] deles opp i diskrete enheter (trinn) og disse enhetene ordnes i sin tur hierarkisk ved å legge den gradienten som anses som viktigst ... til grunn for inndeling på øverste hierarkiske nivå og dernest den nest viktigste til grunn for inndelingen på neste nivå innen hver av typene på første nivå.

Tuomikoskis prinsipp er anvendt ved samlingen av grunntyper i grunntypegrupper på følgende måte:

1. Sammenslåing av alle trinn langs de landskapsgradientene som er ansett for minst viktige innenfor

- hovedtypen, slik at disse landskapsgradientene ikke kommer til uttrykk i grunntypegruppe-inndelingen.
2. Sammenslåing av enkelttrinn langs landskapsgradienter som i utgangspunktet er delt i tre eller flere trinn til **samletrinn**, 'samling av to eller flere trinn langs en landskapsgradient', slik at antallet grunntypegrupper utsikt på grunnlag av disse landskapsgradientene blir færre enn antallet grunntyper.

Liksom for grunntypeinndelingen, ble den samlede prosessen for inndeling i grunntypegrupper foretatt av landskaps-faggruppa på grunnlag av en pragmatisk ekspertvurdering. Rettesonen for denne ekspertvurderingen var å plassere grunntypegruppa i generaliseringshierarkiet for landskapstyper på en måte som gir den optimale balansen mellom antallet grunntypegrupper (som ikke må være for høyt) og variasjonen innenfor hver grunntypegruppe (som ikke må være for stor). Fordi faggruppa anså at grunntypegruppe-inndelingen ville bli helt sentralt for den praktiske bruken av landskaps-typeinndelingen for Nordland, ble det åpnet for bruken av begrepet landskapstype som synonym til grunntypegruppe. Dette forhindrer naturligvis ikke brukere fra sjøl å kunne definere landskapstyper tilpasset sitt bruk ved samling av grunntyper etter andre kriterier enn de som er brukt til å definere formaliserte NiN-grunntypegrupper (Fig. C1–1), og det forandrer ikke på grunntypens betydning som ett av tre basale generaliseringsnivåer i NiN-systemet.

Som ledd i utviklingsarbeidet med landskapstypeinndelingen i NiN versjon 2 vil prosedyrene for trinndeling av landskapsgradienter, inkludert kriteriene for å samle trinn for å foreta inndeling i grunntypegrupper, bli vurdert på nytt. Som ledd i denne vurderingen, vil det også bli vurdert hvorvidt en standardisert metodikk for trinndeling av landskapsgradienter skal benyttes både til å identifisere grunntyper og for å samle grunntypene i grunntypegrupper.

Liksom for øvrige primære naturmangfold-nivåer, skal variasjon innenfor grunntypene kunne beskrives ved hjelp av et fleksibelt beskrivelsessystem. Fig. C1–1 illustrerer generaliseringshierarkiet på landskapstypenivå.

C1d Relasjoner mellom landskapskartlegging, tilordning til landskapstype og landskapsbeskrivelse

Et grunnleggende prinsipp for typeinndeling av primære naturmangfold-nivåer i NiN (kapittel A2d, punkt 2h), er at inndelingen foruten å være prinsipp- og kriteriebasert, skal være strengt delende fra toppen. Typeinndelingen på landskapstypenivået i NiN følger dette for generaliseringsnivåene hovedtype og grunntype (og kan også gjøre det for nivået grunntypegruppe dersom dette defineres med utgangspunkt i en standardisert trinndeling av landskapsgradientene). Et annet viktig NiN-prinsipp (se kapittel A2e), er at brukernes behov for å kunne beskrive alle observerbare egenskaper ved naturen skal etterkommes, men på en slik måte at alle variabler strengt følger de prinsipper og kriterier som gjelder i NiN-systemet, uten hensyn til brukergruppers interesser og verdivurderinger. Anwendelser basert på NiN-systemet skal implementeres i tilrettelagte applikasjoner, f.eks. kartleggingsinstrukser. For inndelingen på natursystem-nivået er dette prinsippet håndhevet ved at det blir trukket et prinsipielt skille mellom typeinndeling og naturbeskrivelse på den ene siden, som er basert på artssammensetning og observerbar miljøvariasjon, og utfigurering av natursystem-arealenheter (kartlegging av naturtypevariasjon på natursystem-nivået) på den andre siden. På natursystem-nivået lar dette seg gjennomføre fordi typeinndelingen ikke forutsetter utfigurering av spesifikke arealenheter; typene er abstrakte idealer med et meningsinnhold som er uavhengig av hvilken metode som velges for å avgrense konkrete arealenheter (typefigurer) i naturen og/eller på et kart. På landskapstypenivået er dette annerledes. Ikke bare er det umulig å trekke et skarpt skille mellom karakteriseringen til

variasjon og karakteriserende naturegenskap, men en annen vesentlig forskjell fra natursystem-nivået er at de karakteriserende landskapselementene omfatter så vidt forskjellige kategorier av kilder til variasjon (se forrige kapittel), med så stor variasjon i størrelse og romlig fordelingsmønster, at det ikke er mulig å karakterisere landskaper gjennom forekomst av landskapselementer uten å knytte denne karakteriseringen til **arealenheter** ('avgrensete områder som tilhører en gitt naturtype') av spesifikk størrelse, med fastlagt avgrensning.

Den hierarkisk delende prosedyren for typeinndeling på landskapstypenivået må derfor samtidig være en hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av arealenheter.

Landskapstypifisering og tilrettelegging for bruk av beskrivelsessystemet for landskapsvariasjon forutsetter altså en metode for landskapskartlegging. Dette innebærer imidlertid ikke et brudd med prinsippet om at det ikke skal gjøres brukertilpasning eller tas andre brukerhensyn ved utarbeidelsen av sjølve NiN-systemet – utfigureringen av arealenheter som foregår som en implisitt del av prosedyren for landskapstypifisering og landskapsbeskrivelse kan baseres på entydige og helt generelle kriterier, ikke tilrettelagt for noen spesielle brukerbehov. Den integrerte landskapstypifiserings- og landskapskartleggingsprosessen innebærer utfigurering av arealenheter på to hierarkisk næstete nivåer – hovedtypenivået og grunntypenivået (Fig. C1-1). Arealenheterne for landskaps-grunntyper som utfigureres som ledd i denne prosedyren betegnes **egenskapsområder** fordi de er definert som 'arealhet karakterisert ved en spesifikk egenskap eller kombinasjon av egenskaper som ligger til grunn for å definere trinn langs viktige landskapsgradienter'.

Store egenskapsområder (grunntypefigurer) kan omfatte betydelig variasjon, som det ved landskapsanalyse vil være hensiktmessig å kunne gi separate karakteristikker av (ved bruk av beskrivelsessystemet). For å legge til rette for praktisk implementering av beskrivelsessystemet for landskapstypenivået (detaljert landskapsbeskrivelse), inneholder prosedyren for typeinndeling og utfigurering av egenskapsområder (kapittel C2, Vedlegg 7) også en standardisert prosedyre for oppdeling av store egenskapsområder i **egenskaps-delområder**, det vil si 'arealenheter som er del av et større egenskapsområde og som er skilt fra andre egenskaps-delområder innen samme egenskapsområde på grunnlag av terregngform'.

C1e Drøfting av landskapstypebegrepet i NiN i forhold til andre definisjoner av landskap

Definisjonen av landskapstype i NiN versjon 2 er kompatibel med definisjonen av landskap i Den europeiske landskapskonvensjonen, og innebærer en operasjonalisering av landskapsbegrepet i tre punkter som muliggjør typeinndeling og standardisert beskrivelse av landskap:

1. 'slik folk oppfatter det' tolkes i betydningen 'slik folk flest oppfatter det'; det vil si med fokus på generelle trekk i variasjonen i landskapenes egenskaper;
2. 'slik folk flest oppfatter det' tolkes slik at det skal legges vekt på egenskaper som observerbare på en landskapsrelevant skala (i tråd med norsk landskapsanalysetradisjon innebærer dette at arealenheter som utfigureres som landskapstyper etter NiN versjon 2 i utgangspunktet skal ha en utstrekning større enn 4 km² eller være spesielt iøynefallende); og
3. 'naturlige og menneskelige faktorer' tolkes slik at geo-økologiske egenskaper og arealbruksengeskaper sammen skal legges til grunn for landskapstypeinndeling og landskapsbeskrivelse etter NiN.

C1f Rollen til typeinndelingen og beskrivelsessystemet på landskapstypenivået i NiN i landskapsanalyse

Begrepet **landskapsanalyse** brukes (jf. Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvarens veileder for landskapsanalyse; Anonym 2011a) om en 'samlet prosess som omfatter beskrivelse, tolkning (fastsettelse av landskapskarakter) og verdisetting av landskap'. Disse tre hovedelementene i landskapsanalysen defineres slik:

1. **Landskapsbeskrivelse:** 'avgrensning og beskrivelse av (del)områder innenfor et landskap'
2. **Landskapskarakter:** 'konsentrert uttrykk for samspillet mellom et områdes naturgrunnlag, arealbruk, historiske og kulturelle innhold, og romlige og andre sansbare forhold som særpreges området og adskiller det fra omkringliggende landskap'; omfatter:
 - a. angivelse av typetilhørighet
 - b. beskrivelse av stedlige kvaliteter
 - c. vurdering av fordelingsegenskaper (sjeldenhetsrepresentativitet)
 - d. vurdering av arealenhetenes egenskap som representant for typen (sterk/svak)
3. **Verdisetting av landskap:** 'fastsettelse av verdien som tillegges landskapskarakteren som er satt for et delområde innenfor en landskapstype-arealenhet'

Målsettingen for arbeidet med landskapstypenivået i NiN versjon 2 er å utvikle et konsistent begrepsapparat for punkt 1, bestående av en typeinndeling for å systematisere generelle trekk i variasjonen på landskapstypenivået (jf. definisjonen av landskapstype ovenfor) og et beskrivelsessystem for systematisk beskrivelse av variasjon på landskapstypenivået som ikke fanges opp av typeinndelingen. Landskapstypenivået i NiN versjon 2 skal også inneholde klarest mulige regler for avgrensning av områder med størrelse og grad av homogenitet i innhold og fordeling av landskapselementer som er hensiktsmessig når landskap skal beskrives. Ufigurerete egenskapsområder (arealenheter for grunntyper) og egenskaps-delområder skal tjene dette formålet. Begrepsapparatet for variasjon på landskapstypenivået i NiN versjon 2 skal også gi et best mulig grunnlag for fastsettelse av landskapskarakter (og dermed for en eventuell verdivurdering) ved å bidra til standardisering av landskapsbeskrivelsene (punktene 2a og 2b), ved å gjøre vurdering av sjeldenhetsrepresentativitet mulig (punkt 2c), og ved å klargjøre hvilke delområder det er naturlig å sammenlikne med ved vurdering av øvrige egenskaper (punkt 2d). En overordnet målsetting for arbeidet med landskapstyper i NiN versjon 2, er å bidra til at hensikten med landskapsanalyse, slik den er formulert i Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvarens veileder, oppnås: '... metode for å analysere landskapet ... på en systematisk og etterprøvbar måte, samt å konsekvensutrede virkninger for landskapet av planlagte arealbruksendringer'. Den viktigste rollen til NiN versjon 2 i arbeidet med landskap i Norge i de kommende åra, vil sannsynligvis være som premissleverandør: å levere definisjoner og prosedyrer for utfigurering, typeinndeling og beskrivelse slik at kartleggingen av landskapsvariasjon blir etterprøvbar og mest mulig observatøruavhengig. **Landskapstypekartlegging**, som kan defineres som 'avgrensning, typifisering og beskrivelse av landskapstype-arealenheter', har til hensikt å forbedre kunnskapsgrunnlaget for landskapsanalyse. Behovet for faglig skjønn ved fastsettelse av landskapskarakter og verdivurdering av landskap forblir imidlertid uendret.

C2 Hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av landskaps-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået

C2a Innledning

Et hovedprinsipp for typeinndelingen i NiN versjon 2 er at den skal baseres på en hierarkisk delende (divisiv) inndelingsprosedyre, det vil si at all naturvariasjon på det aktuelle naturmangfoldnivået (innenfor området som omfattes av naturtypeinndelingen) suksessivt skal deles opp i enheter på lavere og lavere generaliseringsnivåer (se kapittel A2d). Til sist skal all annen relevant variasjon (restvariasjon som det knytter seg brukerinteresse til å kunne beskrive) fanges opp i et fleksibelt beskrivelsessystem. Definisjonen av landskapstypenivået basert på innhold av landskapselementer, og det faktum at det på landskapstypenivået ikke er mulig å trekke klare skiller mellom karakteriserende naturegenskap og karakteriserende kilde til variasjon (se kapittel C1), gjør at den generelle prosedyren for inndeling av primære naturmangfoldnivåer i NiN må spesialtilpasses landskapstypenivået. Følgende tilpasninger er gjort (jf. Fig. C1-1):

1. Typeinndelingen er knyttet til utfigurering av arealenheter, slik at en metodikk for landskapskartlegging er innbakt i prosedyren for typeinndeling..
2. Prosedyren for identifisering av typer ned til grunntypenivå foregår i to trinn:
 - a. utfigurering av arealenheter som tilordnes hovedtyper; og
 - b. utfigurering av arealenheter (egenskapsområder) som tilordnes grunntyper innenfor hovedtypene.

Hovedtypegrupper er definert som en samling av hovedtyper.

3. Utfigureringen av arealenheter på grunntypenivået er basert på en spesifikk metodikk for identifisering og trinndeling av landskapsgradienter.
4. Et nytt generaliseringsnivå, grunntypegruppe, er satt inn mellom hovedtype og grunntype. Typer på dette nivået er definert som en samling av grunntyper.
5. For praktisk bruk av beskrivelsessystemet for landskapstyper, blir store grunntypefigurer (arealenheter for grunntyper; egenskapsområder) delt videre opp i egenskaps-delområder.

Den hierarkisk delende, trinnvise prosedyren for å definere typer på hovedtype- og grunntypenivå gjennom oppdeling i arealenheter, samt videre oppdeling av disse i egenskaps-delområder, blir utviklet gjennom en iterasjonsprosess (se kapittel C2b). Prosedyren skal, når den er ferdig utviklet, inneholde kriterier (grunnleggende kriterier og tilleggsriterier) som er ordnet etter viktighet og i en logisk rekkefølge. Ett av de viktigste resultatene av pilotprosjektet i Nordland fylke er et gjennomarbeidet kriteriesett som er utprøvd i praksis (gjengitt i Vedlegg 7). Dette kriteriesettet skal danne grunnlag for neste trinn i arbeidet med landskapstypenivået i NiN versjon 2. Kriteriene er i noen tilfeller basert på spesiifikke metoder (for eksempel en metode for utfigurering av egenskapsområder basert på identifisering av nøkkelegenskapsområder). Disse metodene er også beskrevet i dette kapitlet. I tråd med Fig. C1-1 skal prosedyren inneholde fire trinn:

1. Prosedyre for avgrensning av arealenheter for hovedtyper og for å samle hovedtypene i hovedtypegrupper
2. Prosedyre for avgrensning av egenskapsområder (arealenheter for grunntyper) basert på kriterier for identifisering av viktige landskapsgradienter og trinndeling av disse
3. Prosedyre for å samle grunntyper i grunntypegrupper
4. Prosedyre for avgrensning av egenskaps-delområder

Hoveddelen av dette kapitlet er en gjennomgang av prosedyren slik den framstår ved avslutningen av pilotprosjektet med landskapskartlegging av Nordland fylke, med begrunnelser og drøfting av viktige, konkrete valg som er foretatt. Dette kapitlet starter imidlertid med en beskrivelse av den iterative metoden som benyttes i arbeidet med landskapsinndelingen i NiN versjon 2, slik den er implementert

gjennom kartleggingen av landskapstyper i Nordland fylke. Beskrivelsen vil bli løpende oppdatert med endringer etter hvert som metodikken for landskapstypeinndeling i NiN 2 utvikles. Beskrivelsene av prinsipper og kriterier som ble anvendt i 'Nordlandsprosjektet', og en kortfattet oppsummering av de viktigste resultatene og erfaringene fra dette prosjektet, finnes henholdsvis i Vedlegg 7 og 8. Disse vil ikke bli oppdatert med resultater av arbeidet med en nasjonal landskapstypeinndeling innenfor rammen av NiN 2; i stedet vil disse bli innarbeidet i to nye vedlegg som vil være paralleller til Vedlegg 7 og 8.

C2b Arbeidsmetode for å operasjonalisere prinsippene for utfigurering av landskaps-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået

Målet for arbeidet med typeinndeling og beskrivelsessystem på landskapstypenivået i NiN versjon 2 har fra starten av vært å utarbeide en eksplisitt, hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av landskapstype-arealenheter, typeinndeling og landskapsbeskrivelse. Men allerede tidlig i dette arbeidet ble det klart at det ikke var mulig å nå målet ved hjelp av enkle analyser etter mønster av vegetasjonsøkologiske basisundersøkelser av natursystemer (R. Økland 1996), hvor lokale basisøkokliner identifiseres gjennom ordinasjonsanalyse av artssammensetningen, og ordinasjonsaksene deretter tolkes ved bruk av registrerte miljøvariabler. I løpet av arbeidet med landskapstypeinndeling for Nordland fylke, ble det stadig klarere at kompleksiteten i landskapsvariasjonen er den største utfordringen; dvs. at det ikke er mulig å skille karakteriserende naturegenskap og karakteriserende kilde til variasjon, og at det heller ikke er mulig å identifisere viktige landskapsgradienter uten samtidig å utvikle regler for utfigurering av arealenheter. Arbeidet fram mot det endelige målet om en hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av landskapstype-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået, gyldig for hele NiN-området, blir derfor gjennomført etter iterasjonsprinsippet: Med en førstegenerasjonstypeinndeling/utfigureringsprosedyre som utgangspunkt, å utvikle nye generasjoner av prosedyren inntil resultatet vurderes som tilfredsstillende. Iterasjonsprosedyren fram mot en landskapstypeinndeling i NiN versjon 2 består av følgende gjennomførte og planlagte trinn og faser:

1. Trinn 1: Utgangspunkt: Inndelingen i landskapstyper i NiN versjon 1, i 5 hovedtyper med til sammen 20 grunntyper, implementert i en prosedyre for typeinndeling og utfigurering av arealenheter (Erikstad & Blumentrath 2011).
2. Trinn 2: Pilotprosjekt for landskapstypeinndeling og -kartlegging av Nordland fylke. Den første generasjonen av en prosedyre for utfigurering av landskapstype-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået etter nye prinsipper (NiN versjon 2), gyldig for Nordland fylkes landområder og tilgrensende skjærgård ut til de yttersteøyene, har blitt utviklet og utprøvd som ledd i dette arbeidet, som ble avsluttet i november 2013. Arbeidet har omfattet følgende faser:
 - a. Fase 1: Forenkling av typeinndelingen fra trinn 1 til en inndeling i 6 tentativer grunntypegrupper (tGTG'er) innenfor de 4 hovedtypene i NiN versjon 1. Landskapsgradienten Relativt relief (RR) ble brukt ved inndelingen i tGTG.
 - b. Fase 2: De 11 393 rutene i et rutenett med maskevidde 2,5 km plassert over Nordland som inneholdt landarealer ($høyder > 0$ m o.h.), ble benyttet som potensielle observasjonsenheter (pOEer) for bruk i en analyse av landskapsvariasjon i Nordland fylke.
 - c. Fase 3: pOEene ble typifisert til dominerende tGTG (den tGTG som omfattet $> 50\%$ av areal innenfor pOEen).
 - d. Fase 4: En pilot-analyse (PCA-ordinasjon) av variasjonen i arealdekke (10 arealkategorier: bebyggelse, skog, innsjø, myr, etc.) mellom pOEer innenfor hver tGTG ble utført, og konklusjoner ble trukket om hvilke gradienter i arealdekkevariasjon som var viktige innen hver tGTG.
 - e. Fase 5: Resultatene av pilot-analysen i fase 4 ble nyttet til stratifisert tilfeldig utvelgelse av til sammen 258 pOEer fra Nordland fylke. Utvelgelsen foregikk i tre trinn:
 - i. Allokering av et antall pOEer til hver tGTG på grunnlag av antallet pOEer typifisert til tGTGen.

- ii. Stratifisert tilfeldig utvelgelse av pOEer innenfor hver tGTG slik at variasjonen, slik den framkommer gjennom resultatene fra fase 4 og andre, spesifikke kriterier, blir dekket.
 - iii. Hver av de uttrukne pOEene ble omskrevet av en 5×5 km rute, og den delen av denne ruta som tilhørte samme tGTG som pOEen ble benyttet som observasjonsenhet (OE) i videre analyser.
- f. Fase 6: OEene ble forhåndstypifisert til 14 tentative grunntyper tGT, som ble benyttet ved tolkning av resultatene av statistiske analyser.
- g. Fase 7: En første utvelgelse av 279 variabler for beskrivelse av landskapsvariasjon, og tilrettelegging av disse for standardisert registrering i felt, fra flybilder og høsting fra databaser, ble utført.
- h. Fase 8: Tilrettelegging av variablene fra fase 7 for statistisk analyse. Denne fasen besto i kritisk gjennomgang av datakvalitet og variablenes relevans for karakterisering av landskapstyper, samt transformering. Det endelige utvalget besto av 173 variabler. Disse ble fordelt på kategorier på grunnlag av hvilke kilder til variasjon de representerer og andre egenskaper som kunne være til hjelp ved tolkningen av analyseresultatene.
- i. Fase 9: Kritisk gjennomgang av datasettet av 258 OEer. OEer som (likevel) ikke inneholdt landområder (f.eks. som bare omfattet innsjø) eller som av andre grunner ikke egnet seg for ordinasjonsanalyse, ble fjernet. Det konsoliderte datasettet besto av 240 OEer.
- j. Fase 10: Statistisk analyse (ordinasjonsanalyser) av matrisen av 173 landskapsvariabler i 240 OEer, samt deldatasett (utvalg av variabler og/eller OEer). Parallelle ordinasjoner med metodene GNMDS og DCA ble benyttet. Ordinasjonsaksjer som ble identifisert ved begge metodene ble ansett for bekreftet, og gjort gjenstand for tolkning ved korrelasjonsanalyse mellom akseposisjoner og landskapsvariabler, visuell tolkning av isolinjediagrammer og vektortilpassingsdiagrammer for enkeltvariabler, og visuell tolkning av fordelingsmønstre for tGTer. Fem datasett ble gjort gjenstand for full ordinasjonsanalyse:
 - i. Tot240; alle OEer; dette datasettet ble delt i to distinkte deldatasett (kyst og innland), og tre avvikende OEer ble fjernet
 - ii. Kyst92; alle aksepterte OEer med kystlinje
 - iii. Innl145; alle aksepterte OEer uten kystlinje
 - iv. Kyst83; deldatasett av Kyst92 der 9 avvikende OEer fra ytre skjærgård, med svært få positive karakteristika, er fjernet
 - v. Innl140; deldatasett av Innl140 der 5 bredominerte OEer, med svært få positive karakteristika, er fjernet
- k. Fase 11: Drøfting av analyseresultatene i faggruppa i flere faser, samt tilleggsanalyser, blant annet PCA-ordinasjonsanalyse av sett av landskapsvariabler som var sterkt korrelert med ordinasjonsaksene og nye grafiske framstillinger av resultater.
- l. Fase 12: Konklusjon om viktige landskapsgradienter i Nordland fylke og trinndeling av disse.
- m. Fase 13: Framlegg til første generasjons landskapstypeinndeling etter utkast til prinsipper for NiN versjon 2 (dette kapitlet), gyldig for Nordland fylke.
Hovedtrekkene i første generasjons landskapstypeinndeling for Nordland fylke er gjengitt i kapittel Vedlegg 8. En oppsummering av metoder, resultater og drøfting av resultatene i trinn 2 finnes i NiNAnot13.
3. Trinn 3: Utvikling av metodikk for landskapstypeinndeling av Norge (NiN versjon 2). Ferdigstilling av landskapstypeinndelingen i NiN versjon 2 for hele Norge er en viktig milepål på vegen mot et nasjonalt landskapstypekart. Prosedyren for utfigurering av landskapstype-arealenheter og inndeling på landskapstypenivået, som er utprøvd med godt resultat i Nordland fylke, er grunnlaget for dette trinnet. Først blir erfaringer og resultater fra 'Nordlandsprosjektet', tilbakemeldinger fra brukere av landskapstypeinndelingen for Nordland fylke kritisk gjennomgått og nye, målrettet analyser blir utført. Dette arbeidet gir innspill til en løpende videreutvikling av prinsippene for inndeling på landskapstypenivået til å gjelde for hele landet, og for uttesting av denne prosedyren i full skala. Som ledd i dette arbeidet blir det foretatt nye statistiske analyser etter mønster av analysene i trinn

- 2, med egenskaps-delområder identifisert ved bruk av framlegg til annengenerasjonsprosedyre som OEer. OEer som skal inngå i datagrunnlaget for disse analysene blir valgt ut for høsting av variabler fra flybilder og databaser på en stratifisert tilfeldig metode med næstet datastruktur. Først ble et antall, ca. 90, storruuter á 25 × 25 km, som utspenner den antatte variasjonen i landskapsegenskaper (grunntypesammensetning) innenfor Norge, valgt ut. I hvert av disse ble alle egenskaps-delområder som dekker et visst areal innenfor stor ruta identifisert. Et utvalg av disse egenskaps-delområdene vil bli brukt som OEer i de påfølgende analysene. Variabler for bruk i analysene velges ut etter en kritisk gjennomgang av erfaringene fra trinn 2. Ordinasjonsanalyser utføres i hovedsak ved bruk av de samme metodene som i trinn 2; for hele datasettet og separat for deldatasett som omfatter ei hovedtypegruppe eller en eller en samling hovedtyper. De viktigste landskapsgradientene i hver hovedtype identifiseres og behovet for justeringer av annengenerasjonsprosedyren vurderes i lys av resultatene.
4. Trinn 4: Konsolidering av endelig prosedyre for utfigurering av landskaps-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået i Norge som inngår i NiN-systemet. Dette trinnet omfatter en kritisk gjennomgang av resultatene av trinn 3, eventuelt også ytterligere analyser for å besvare uavklarte spørsmål.

C2c Avgrensing av arealenheter for hovedtyper og samling av hovedtypene i hovedtypegrupper

Inndelingen i landskaps-hovedtyper har i pilotprosjektet tatt utgangspunkt i erkjennelsen av at det finnes to distinkte hovedkategorier av 'store trekk i terrengform- og landformvariasjon': sletteform og dalform. Det marine landskapet inneholder i tillegg til daler og sletter en tredje distinkt hovedform: kontinentalskråningen. 'Restlandskapet', som ikke tilfredsstiller kravene til noen av de tre distinkte hovedkategoriene, har blitt plassert i kategorien ås- og fjell-landskap. Innholdet av landskaps-elementer i hver av disse fire hovedkategoriene av landskaper er imidlertid mer forskjellig mellom helt marine landskaper og helt terrestre landskaper enn mellom hver av de fire kategoriene. Analysene av samvariasjonen mellom landskapselementer i Nordland fylke viste dessuten at forskjellen mellom kystlandskapet (landskap med kystlinje) og innlandslandskapet (landskap uten kystlinje) gjennomgående er større enn forskjellene som er relatert til store, konkave, plane eller konvekse terrengformer (GNMDS-ordinasjonen av hele datamaterialet viser et markert skille mellom observasjonsenheter med og uten kystlinje; se NiNLAnot13). I 'Nordlandsprosjektet' ble det derfor foretatt en fordeling på tre hovedtypegrupper basert på spesifikke kriterier. Arealenheter med kystlinje ble plassert i hovedtypegruppa kystlandskap og arealenheter uten kystlinje ble tilordnet marine landskap eller innlandslandskap. Dette resulterte i 10 hovedtyper fordelt på 3 hovedtypegrupper (se Tabell V8-1).

Anvendelsen av kriteriene for avgrensning av hovedtypene etterlot noen viktige spørsmål og ga også i noen tilfeller svar på disse. Viktige punkter er:

1. En eventuell utskilling av innlandsfjordlandskap (dallandskap med lang, smal og dyp innsjø som er resultatet av glasial overfordypning av dalbunnen) på et overordnet nivå (som hovedtyper) støttes ikke av analysene.
2. Kystslettelandskapet omfatter strandflaten i klassisk forstand (et plan beliggende omkring kystlinja mellom +50 og -50 m o.h. langs kysten fra Rogaland og nordover) samt annet kysttilknyttet landskap med tilsvarende relativt relief (se landskapsgradienten RR; vedlegg 8). Denne definisjonen åpner for også å identifisere kystslette utenfor det klassiske strandflateområdet. Begrepet 'kystslettelandskap' er brukt i NiN versjon 2 fordi hovedtypen er videre definert enn strandflaten i klassisk forstand. Innenfor det klassiske strandflateområdet vil imidlertid begrepet 'strandflaten' stort sett være dekkende for denne hovedtypen.
3. Ås- og fjell-landskap omfatter 'restlandskapet', det vil si arealenheter med eller uten kystlinje, som verken tilfredsstiller kriteriene for dal eller innlandsslette, eller fjord eller kystslette. For praktiske avgrensningskriterier mellom ås- og fjell-landskap og ås- og fjellkyst, se Vedlegg 7.

4. 'Nordlandsprosjektet' omfattet ikke marine landskap, og framlegget til kriterier for inndeling av marine landskap i hovedtyper er derfor svært tentativ; med én hovedtype for hvert sett av landskaps-grunntyper i NiN versjon 1.0. Inndelingen av marine landskap vil måtte revideres på grunnlag av analyser når et egnet datamateriale foreligger.
5. Som generelt prinsipp ble knesatt at en hovedtype-arealenhet skal inneholde alle grunntyper som seinere blir utfigurert innenfor denne hovedtypen. Den praktiske konsekvensen av dette er at en hovedtype-arealenhet for kystslettelandskap per definisjon skal inneholde en kystlinje, men at ikke alle grunntyper som seinere utskilles innenfor denne hovedtype-arealenheten behøver inneholde kystlinje. Et typisk eksempel finnes på Vega. Størstedelen av øya Vega er et kystslettelandskap. Utfigurering av en grunntype-arealenhet for myrrikt kystslettelandskap i de indre delene av Vega, uten kystlinje, forandrer ikke denne grunntypens tilhørighet til hovedtypen kystslettelandskap. Tilsvarende vil et dyphavsområde i en fjord, som tilfredsstiller krav til utfigurering som egen grunntype mellom to fjordside-grunntypearealenheter, fortsatt tilhøre hovedtypen fjord (i hovedtypegruppa kystlandskap) og ikke en marin landskaps-hovedtype.
6. Definisjonene av kystslette på grunnlag av relativt relief og av dalform (fjord) er ikke gjensidig utelukkende, det vil si at det er mulig å identifisere kystslettefigurer innenfor fjordfigurer. Typiske eksempler på slike arealer finnes langs åpne sund og eider, f.eks. i Lofoten og Vesterålen. Analysene av datamaterialet fra Nordland fylke indikerer at innholdet av landskapselementer innenfor arealer som både tilfredsstiller kystslette- og fjord-definisjonene har større likhet med øvrige kystslettefigurer enn med øvrige fjordfigurer. Som en konsekvens av dette, blir slike figurer tilordnet hovedtypen kystslette.
7. Hovedtypen innlandsslettelandskap blir definert ved en kombinasjon av egenskaper; relativt relief [i naboskapssirkel med diameter 1 km (her referert til som RR1; merk at dette etter definisjonen svarer til et målenabolag på 500 m, målenabolaget definert ved sirkelens radius r)] $RR < 50$ og krav om at flaten utgjør en geomorfologisk slette som er formet i løsmasser og som ikke er del av en dal-arealenhet. Et typisk eksempel på et innlandsslettelandskap som tilfredsstiller dette kriteriet, er Gardermo-sletta.

C2d Avgrensing av egenskapsområder (arealenheter for grunntyper) basert på kriterier for identifisering av viktige landskapsgradienter og trinndeling av disse

I 'Nordlandsprosjektet' ble landskapsgradienter identifisert på grunnlag av tolkning og grundig drøfting av resultatene av de statistiske analysene i trinn 2, som har ledet fram til en prosedyre for utfiguring av landskaps-arealenheter og typeinndeling på landskapstypenivået (se NiNLAnot13 og Vedlegg 8 for dokumentasjon av trinn 2 basert på materialet fra Nordland fylke).

Mange av landskapsgradientene som ble identifisert i 'Nordlandsprosjektet' uttrykker variasjon fra en 'normalsituasjon' som blir betegnet med begrepet **normaltrinn**, definert som 'trinn langs gradient som omfatter minst 3/4 av arealet der gradienten er relevant for naturbeskrivelse', i motsetning til **spesialtrinn**, 'øvrige trinn langs en gradient der ett trinn er et normaltrinn'. Begrepene normalklasse og spesialklasse defineres tilsvarende. Normaltrinn, om et slikt finnes, angis som trinn 1 langs den aktuelle landskapsgradienten (ett unntak er landskapsgradienten skjærgårdspreg, der trinn 2 er normaltrinnet). Landskapsgradienter med normaltrinn kjennetegnes ved at normaltrinnet er negativt karakterisert, mens de øvrige trinnene er positivt karakterisert ved at et forekomstkriterium er oppfylt. Også landskapsgradienter uten normal- og spesialtrinn kan være positivt karakterisert eller delvis positivt karakterisert, det vil si at enkelte trinn er positivt karakterisert, mens andre trinn omfatter den resterende variasjonen.

Begrepet **normal geo-økologisk grunntype** brukes om 'grunntype (på landskapstypenivået) kjennetegnet ved normaltrinnet langs alle geo-økologiske landskapsgradienter som inneholder ett

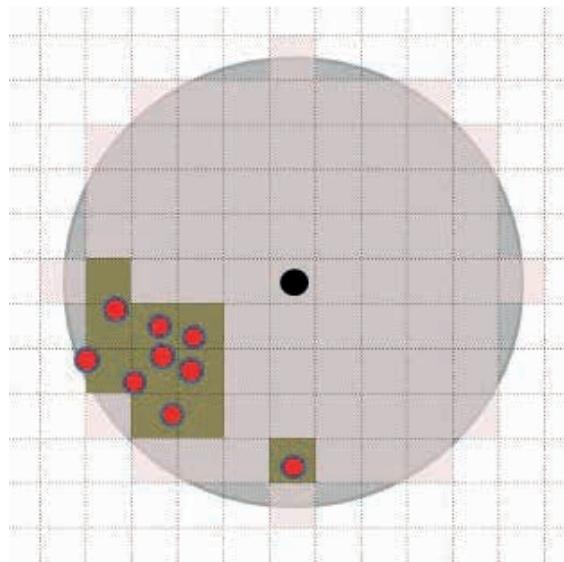


Fig. C2-1. Skisse som viser beregning av nøkkelvariabel av naboskapstypen som frekvens i 81 standardiserte ruter á 100 × 100 m. De 81 rutene (markert med rosa skygge) ligger helt eller delvis innenfor en sirkel (naboskapssirkelen, markert med grå skygge) med radius 500 m omkring et fokuspunkt, som nøkkelvariabelen blir beregnet for (markert med en svart prikk som er plassert i midten av ei rute). I eksemplet er egenskapen nøkkelvariabelen basert på (f.eks. forekomst av bygninger) indikert med rød prikk. I dette eksemplet har nøkkelvariabelen verdien 10, eller alternativt 0,123 hvis oppgitt som frekvens.

normaltrinn og ett eller flere spesialtrinn', mens **spesiell geo-økologisk grunntype** brukes om 'grunntype (på landskapstypenivået) kjennetegnet ved spesialtrinnet langs minst en geo-økologisk landskapsgradient som inneholder ett normaltrinn og ett eller flere spesialtrinn'. Spesielle geo-økologiske grunntyper kan grupperes etter antallet spesialtrinn som inngår i grunntypekarakteristikk.

Til grunn for kriteriene for trinndeling og utfigurering basert på positivt karakteriserte trinn, ligger beregning av en **nøkkelvariabel** (NV), det vil si en 'variabel som er spesifikk for en landskapsgradient og som nyttes ved trinndeling av denne' (se Vedlegg 8 for beskrivelse av nøkkelvariabler benyttet i førstegenerasjonsinndelingen for Nordland). De fleste nøkkelvariablene er av naboskapstypen, og uttrykker frekvens av en egenskap, registrert i et standardraster med ruter som er 100 × 100 m, innenfor en naboskapssirkel med gitt radius r (og diameter d). Valget av r gjenspeiler den romlige oppløsningen inndelingen på landskapstypenivået har til hensikt å adressere. De aller fleste trinngrensekriteriene basert på nøkkelvariabler av naboskapstypen brukte arealbaserte inngangsverdier for nøkkelvariabelen; typisk utformet som et krav til utstrekningen av et **nøkkelegenskapsområde** (NEO), det vil si 'et sammenhengende område av en gitt utstrekning, der en nøkkelvariabel har en verdi over ei viss nedre grense'. Når nøkkelegenskapsområdet er stort nok, skal grunntyper for positivt karakteriserte trinn langs landskapsgradientene utfigureres. Denne metoden for trinnidentifisering på grunnlag av nøkkelvariabler er illustrert i Fig. C2-1.

Trinngrensekriterier for landskapsgradienten dalform (DF) avviker fra dem som er beskrevet ovenfor ved å være basert på en linjebasert inngangsverdi for nøkkelvariabelen; typisk utformet som krav til lengden av en **nøkkelegenskapslinje** (NEL), 'en sammenhengende linje (langs dalbunnen) med en viss lengde, der en nøkkelvariabel har en verdi over ei viss nedre grense'.

En god praktisk metodikk for utfigurering av arealenheter (egenskapsområder) forutsetter at landskapsgradientene blir trinndelt og ordnet i en prioriteringsrekkefølge, og at denne prioriteringsrekkefølgen brukes ved den praktiske utfigureringen av arealenheter innenfor hver hovedtype-arealet. Prinsippene for å gjøre dette er beskrevet i kapittel C1b, prosedyren slik den utkristalliserte seg gjennom 'Nordlandsprosjektet' i Vedlegg 7. Prosedyren inneholder mange arealbaserte kriterier. Disse

ble fastlagt slik at arealenhetenes størrelse styres mot et intervall som harmoner med den romlige skalaen landskapstypeinndelingen i NiN versjon 2 per definisjon skal adressere (1: 50 000). Normen for minstestørrelse på landskapstype-arealenheter ble satt til 4 km², med åpning for unntak.

Prosedyrens endepunkt er et landskapstypekart der hver avgrenset arealenhet (egenskapsområde) kjennetegnes av en kombinasjon av trinn langs alle landskapsgradienter som anses viktige innenfor den aktuelle hovedtypen som er forskjellig fra alle tilgrensende arealenheter. Et egenskapsområde er dermed også en grunntypefigur, det vil si en arealenhet for en grunntype.

C2f Samling av grunntyper i grunntypegrupper

Prinsippene for samling av grunntyper i grunntypegrupper er beskrevet i delkapittel C1c.

C2g Avgrensning av egenskaps-delområder

Prosedyren for utfigurering av egenskapsområder (grunntypefigurer) innebærer styring av disse mot en hensiktsmessig minstestørrelse (4 km²). Det finnes imidlertid ingen maksimumsstørrelse for egenskapsområder og det kan derfor være betydelig variasjon innenfor ett og samme egenskapsområde i egenskaper som inngår i en viktig landskapsgradient. For å muliggjøre separat karakterisering av deler av store egenskapsområder ved bruk av beskrivelsessystemet, inneholder prosedyren i Vedlegg 7 også en delprosedyre for oppdeling av store egenskapsområder i egenskaps-delområder. Med grunnlag i en rekke eksempler fra Nordland fylke, ble minstestørrelsen på egenskaps-delområder som er resultatet av oppdeling av egenskapsområder satt til 16 m². Bare egenskapsområder større enn 36 km² ble vurdert med hensyn til oppdeling i egenskaps-delområder.

C2h Koding og navnsetting av typer på landskapstypenivået

Følgende prinsipper legges til grunn for koding av typer på landskapstypenivået:

1. For å kunne identifisere landskaps-grunntyper presist, men i så kort form som mulig, brukes en kodestreng bestående av fem elementer:
 - a. Én bokstav for hovedtypegruppe
 - b. Én bokstav for hovedtype
 - c. Bokstaven G som angir at det er grunntype som angis.
 - d. Tall som karakteriserer grunntypens plassering langs alle de geo-økologiske landskapsgradiene, ordnet i en standard rekkefølge.
 - e. Tall som karakteriserer grunntypens plassering langs alle arealbruks-(landskaps)gradientene, ordnet i en standard rekkefølge.

Sifrene skiller av en loddrett strek eller et oppholdsrom mellom geo-økologiske landskapsgradiene og arealbruksgradienter.

Alle landskapsgradientene, uansett om de benyttes til inndeling av den aktuelle hovedtypen eller ikke, skal inngå i kodestrengen, slik at kodestrengen får samme antall sifre for alle hovedtyper og hver landskapsgradient har sin spesielle plass i kodestrengen. Tallet 0 benyttes for å angi at den aktuelle landskapsgradienten ikke er benyttet ved grunntypeinndeling innenfor den aktuelle hovedtype.

To eksempler fra førstegenerasjon av systemet for landskapstypeinndeling for Nordland (NiNL-Anot13) er: (i) KS G 01100220|33: Kystslettelandskap (strandflaten), grunntype med sterkt innsjøpreg og sterkt myrpreg, middels omfang av infrastruktur og moderat jordbrukspåvirkning. (ii)

IA G 03011123|21: Ås- og fjell-landskap uten kystlinje, kupert, alpint, med sterkt myrpreg og lavt omfang av infrastruktur.

2. For å kunne identifisere landskaps-grunntypegrupper så presist, men i så kort form som mulig, benyttes samme prinsipp for koding av grunntyper, men flere av landskapsgradientene vil da bli kodet med tallet 0, og for noen landskapsgradienter vil en annen trinndeling bli benyttet. Bokstaven L (for landskapstype = grunntypegruppe), settes da inn etter hovedtypeangivelsen.
3. Ved digital lagring av typeinformasjon må separate felter benyttes for hvert av elementene i kodestrengen.

Grunntyper kan navnsettes på flere måter, som må gjennomtenkes grundig. Her presenteres bare noen foreløpige tanker. Et naturlig utgangspunkt for navnsetting er navn på trinn langs de viktige landskapsgradientene, f.eks. kan trinntilhørighet langs geo-økologiske landskapsgradienter og trinntilhørighet langs arealbrukslandskapsgradienter kombineres med hovedtypetilhørighet. Navn kan da lages på minst to prinsipielt forskjellige måter:

1. Fullstendig karakteriserende navn. Navn som angir plassering langs alle viktige landskapsgradienter, med unntak for normaltrinn og trinn langs landskapsgradienter som ikke brukes ved trinndeling av den aktuelle hovedtypen. Navn basert på dette prinsippet blir lange, men kan forenkles i flere trinn, f.eks. ved at ikke jordbrukspreg trekkes inn dersom det er ubetydelig og omfanget av infrastruktur er ubetydelig (trinn 1) eller svært høy (trinn 6). Rekkefølgen på leddene i et fullstendig karakteriserende grunntypenavn må framstå som logisk. Det er ikke sikkert at det vil være behov for formalisering av et fullstendig karakteriserende navn bestående av ledd i en bestemt rekkefølge. Fullstendig karakteriserende navn på grunntypene i eksemplene ovenfor kan være: (i) middels bebygd kystslettelandskap med sterkt innsjø- og myrpreg, med jordbrukspreg, og (ii) ubetydelig bebygd kupert alpint ås- og fjell-landskap med sterkt myrpreg [eventuelt ubetydelig bebygd alpint fjell-landskap med sterkt myrpreg].
2. Kortnavn. Fullstendig karakteriserende navn etter mønster av navnene ovenfor vil sannsynligvis bli altfor kompliserte til å kunne fungere i normal praktisk bruk. Et sett av kortere (og mindre presise) navn vil derfor måtte utarbeides. Ett eksempel for (ii) over kan være kupert fjellmyrlandskap. Ved utarbeidelse av kortnavn, utelates komponenter som ikke anses for særlig viktige. Sannsynligvis vil gode regler for konstruksjon av kortnavn vil være mye lettere å utarbeide etter at vi har bedre oversikt over hvilke grunntyper (trinnkombinasjoner langs landskapsgradienter) som faktisk finnes og hvilke som ikke gjør det.

En alternativ løsning på navnsettingsutfordringen er at grunntypegruppene, og ikke grunntypene, gis formaliserte navn etter prinsippene som er beskrevet ovenfor (fullstendig karakteriserende navn eller kortnavn). Dersom bare landskapsgradienter som brukes ved trinndeling av den aktuelle hovedtypen trekkes inn, og normaltrinn ikke nevnes annet enn i tilfeller der alle aktuelle gradienter er realisert med normaltrinn, vil man få relativt korte, hensiktsmessige navn.

Referanser

- Ahti, T., Hämet-Ahti, L. & Jalas, J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. – Annls bot. fenn. 5: 169-211.
- Almås, R. 2002. Norges landbrukshistorie IV. 1920-2000. Frå bondesamfunn til bioindustri. –Det norske samlaget, Oslo.
- Anonym, 2005. Global forest resources assessment update 2005: terms and definitions (final version). – Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma. (<http://www.fao.org/forestry/fra2005-terms/en/>)
- Anonym, 2007. Kartlegging av Naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. 2. utgave (Oppdatert 2007). – DN-Håndbok 13.
- Anonym, 2009. Lov 2009-06-19 nr 100: Lov om forvaltning av naturens mangfold (naturmangfoldloven). – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym, 2011a. Veileder. Metode for landskapsanalyse i kommuneplan. – Direktoratet for naturforvaltning & Riksantikvaren, Trondheim & Oslo.
- Anonym, 2011b. Landsskogtakseringen feltinstruks 2011. – Håndb. Skog Lansk. 2011: 1: 1-119.
- Anonym, 2013a. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. – Direktoratsgruppen for miljøtilstandsprosjektet 'Vann fra fjell til fjord', Trondheim.
- Anonym, 2013b. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak: Egnede arealer og miljøkriterier. – Miljødir. Rapp. 2013: 26: 1-149.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961–1990. – Norske meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Austin, M.P. 1980. Searching for a model for use in vegetation analysis. – Vegetatio 42: 11-21.
- Austin, M.P. 1985. Continuum concept, ordination methods, and niche theory. – A. Rev. Ecol. Syst. 16: 39-61.
- Austin, M.P. 1999. The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. – Ecography 22: 465-484.
- Austin, M.P. 2005. Vegetation and environment: discontinuities and continuities. – I: van der Maarel, E. (red.), *Vegetation ecology*, Blackwell, Oxford, s. 52-84.
- Austin, M.P. & Smith, T.M. 1989. A new model for the continuum concept. – Vegetatio 83: 35-47.
- Baadsvik, K. 1974. Phytosociological and ecological investigations in an alpine area at Lake Kamtjern, Trollheimen Mts, Central Norway. – K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1974: 5: 1-61.
- Bele, B. & Norderhaug, A. 2013. Traditional land use of the boreal forest landscape: Examples from Lierne, Nord-Trøndelag, Norway. – Norsk geogr. Tidsskr. 67: 12-23.
- Bendiksen, E., Økland, R.H., Høiland, K., Eilertsen, O. & Bakkestuen, V. 2004. Relationships between macrofungi, plants and environmental factors in boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 30: 1-125.
- Birkemoe, T. 1993. Distribution of ground-dwelling beetles along the main vegetation gradient in an old growth boreal forest. – Cand. scient. Thesis, Univ. Oslo, upubl.
- Birks, H.J.B. 1993. Is the hypothesis of survival of glacial nunataks necessary to explain the present-day distributions of Norwegian mountain plants? – Phytocoenologia 23: 399-426.
- Bjerkeng, B. & Molvær, J. 2002. Oppvirrling og spredning av forurensset sediment på grunn av skipstrafikk - Litteraturstudium og feltundersøkelser i Kristiansand havn. – Norsk Inst. Vannforsk. Oppdragsrapp. 4545: 1-144.
- Bjørdal, I. 2007. Markslagsklassifikasjon i økonomisk kartverk. – Handb. Skog Lansk. 2007: 1: 1-89.
- Björk, R.G. & Molau, U. 2007. Ecology of alpine snowbeds and the impact of global change. – Arct. antarct. alp. Res. 39: 34-43.
- Blaalid, R., Carlsen, T., Kumar, S., Halvorsen, R., Ugland, K.I., Fontana, G. & Kauserud, H. 2012. Changes in the root-associated fungal communities along a primary succession gradient analysed by 454 pyrosequencing. – Molec. Ecol. 21: 1897-2908.
- Bouttier, J., Di Francesco, P. & Guittier, E. 2003. Geodesic distance in planar graphs. – Nucl. Phys. Ser. B 663: 535-567.
- Brath, H., Økland, T., Økland, R.H., Dramstad, W.E., Elven, R., Engan, G., Fjellstad, W., Heegaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. – Agric. Ecosyst. Environm. 114: 270-286.
- Braun-Blanquet, J. 1928. *Pflanzensoziologie*. Gründzuge der Vegetationskunde. – Springer, Berlin.
- Brochmann, C., Gabrielsen, T.M., Nordal, I., Landvik, J.M. & Elven, R. 2003. Glacial survival or tabula rasa? The history of North Atlantic biota revisited. – Taxon 52: 417-450.
- Bruteig, I.E., Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. Utgreiingar i samband med ny rovviltforvaltning. – Norsk Inst. Naturforsk. Fagrapp. 71: 1-65.
- Bryn, A. 2006. Vegetation mapping in Norway and a scenario for vegetation changes in a mountain district. – Geogr. pol. 79: 42-64.
- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-east Norway: effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? – Norsk geogr. Tidsskr. 62: 251-270.
- Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. – Soc. scient. fenn. Commentnes biol. 20: 16: 1-49.
- Busby, J.R. & Whitfield, D.W.A. 1978. Water potential, water content, and net assimilation of some boreal forest mosses. – Can. J. Bot. 56: 1551-1558.
- Cajander, A.K. 1921. Über Waldtypen II. I. Über Waldtypen im allgemeinen. – Acta for. fenn. 20: 1: 1-41.
- Caswell, H. 2001. Matrix population models: construction, analysis, and interpretation, 2nd ed. – Sinuauer, Sunderland, Mass.
- Christensen, A.L. 2002. Det norske landskapet - om landskap og landskapsforståelse i kulturhistorisk perspektiv -Oslo, Pax.
- Collins, S.L., Glenn, S.M. & Roberts, D.W. 1993. The hierarchical continuum concept. – J. Veg. Sci. 4: 149-156.
- Connor, D.W., Allen, J.H., Golding, N., Howell, K.L., Lieberknecht, L.M., Northen, K.O. & Reker, J.B. 2004. The marine habitat classification for Britain and Ireland version 04.05. – JNCC, Peterborough.
- Crawley, M.J. 2013. The R book, ed. 2. – Wiley, Chichester..

- Curtis, J.T. & McIntosh, R.P. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. – *Ecology* 32: 476-496.
- Dahl, E. 1957. Rondane: mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – *Skr. norske Vidensk.-Akad. Oslo mat.-naturvid. Klasse* 1956: 3: 1-374.
- Dahl, E. 1987. The nunatak theory reconsidered. – *Ecol. Bull.* 38: 77-94.
- Davey, M.L., Heegaard, E., Halvorsen, R., Ohlson, M. & Kauserud, H. 2012. Seasonal trends in the biomass and structure of bryophyte-associated fungal communities explored by 454 pyrosequencing. – *New Phytol.* 195: 844-856.
- Davies, C.E., Moss, D. & Hill, M.O. 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. – <http://eunis.eea.eu.int/related-reports.jsp>, European Environment Agency, Brussel.
- De'ath, G. 1999. Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. – *Pl. Ecol.* 144: 191-199.
- DeLeon-Rodriguez, N., Lathem, T.L., Rodriguez-R, L.M., Barazesh, J.M., Anderson, B.E., Beyersdorf, A.J., Ziembka, L.D., Bergin, M., Nenes, A. & Konstantinidis, K.T. 2013. Microbiome of the upper troposphere: species composition and prevalence, effects of tropical storms, and atmospheric implications. – *Proc. natl. Acad. Sci. U.S.A.* 110: 2575-2580.
- Drake, J.A. 1991. Community-assembly mechanics and the structure of an experimental species ensemble. – *Am. Nat.* 137: 1-25.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur metodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. – Holzhausen, Wien.
- Ejrnæs, R. 2000. Can we trust gradients extracted by detrended correspondence analysis? – *J. Veg. Sci.* 11: 565-572.
- Elvebakken, A. 1994. A survey of plant associations and alliances from Svalbard. – *J. Veg. Sci.* 5: 791-802.
- Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. – *Oikos* 68: 371-374.
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. 2011. Fjell, berg, rasmek og annen grunnlendt mark. – I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.), *Norsk rødliste for naturtyper 2011*, Artsdatabanken, Trondheim, s. 93-98.
- Erikstad, L. & Brumentrath, S. 2011. Landskapstypekart for Norge, en ny infrastruktur for landskapsanalyse og modellering. – Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp. 11: 99-117.
- Erkamo, V. 1958. Kesän 1955 kuivuudesta ja sen vaikutuksesta kasveihin erityisesti Etelä-Suomessa (Deutsches Ref: Über die Dürre des Sommers 1955 und deren Einwirkung auf die Pflanzen besonders in Südfinnland). – *Annls bot. Soc. zool.-bot. fenn.* Vanamo 30: 2: 1-45.
- Etzelmüller, B. & Frauenfelder, R. 2009. Factors controlling the distribution of mountain permafrost in the northern hemisphere and their influence on sediment transfer. – *Arct. alp. Res.* 41: 48-58.
- Fjellstad, W., Dramstad, W. & Huso, B. 2007. 3Q: Jordbrukskets kulturlandskap - status og utviklingstrekk. – *Dokum. Skog Landsk.* 2007: 4: 1-54.
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. – I: Wilson, E.O. (red.), *Biodiversity*, National Acadamy Press, Washington, D.C., s. 166-175.
- Fransson, S. 1972. Myrvegetation i sydvästra Värmland. – *Acta phytogeogr. suec.* 57: 1-133.
- Fremstad, E. 1981. Flommarksvegetasjon ved Orkla, Sør-Trøndelag. – *Gunneria* 38: 1-90.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – *Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte* 12: 1-279.
- Gams, H. 1918. Prinzipienfragen der Vegetationsforschung. – *Vjschr. naturf. Ges. Zürich* 63: 293-493.
- Gisnås, K., Etzelmüller, B., Farbrot, H., Schuler, T.V. & Westermann, S. 2013. CryoGRID 1.0: permafrost distribution in Norway estimated by a spatial numerical model. – *Permafro. periglac. Proc.* 24: 2-19.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Storaunet, K.O., Blom, H.H., Gundersen, V. & Heegaard, E. 2005. Productivity-diversity relationships for plants, bryophytes, lichens, and polypore fungi in six northern forest landscapes. – *Ecography* 28: 705-720.
- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. – *K. norske Vidensk. Selsk. Skr.* 1956: 1: 1-405.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant association. – *Bull. Torrey bot. Club* 53: 7-26.
- Gleason, H.A. 1939. The individualistic concept of the plant association. – *Am. Midl. Nat.* 21: 92-110.
- Goldberg, D.E. & Landa, K. 1991. Competitive effects and response: hierarchies and correlated traits in the early stages of competition. – *J. Ecol.* 79: 1013-1030.
- Grabowski, R.C., Droppo, I.G. & Wharton, G. 2011. Erodibility of cohesive sediment: the importance of sediment properties. – *Earth-Sci. Rev.* 105: 101-120.
- Grime, J.P. 1979. Plant strategies and vegetation processes. – Wiley, Chichester.
- Hafsten, U. 1985. The immigration and spread of spruce forest in Norway, traced by biostratigraphical studies and radiocarbon datings. A preliminary report. – *Norsk geogr. Tidsskr.* 39: 99-108.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy – Univ. Oslo NatHist. Mus. Rapp. 10: 1-117.
- Halvorsen, R. 2012. A gradient analytic perspective on distribution modelling. – *Sommerfeltia* 35: 1-165.
- Halvorsen, R. & Bendiksen, E. 1982. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser i Grunningsdalen, Telemark med henblikk på økologiske grader i Sør-Norges skog- og fjellvegetasjon. I. Regionale og lokale grader. – *K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. bot. Ser.* 1982: 8: 166-194.
- Halvorsen, R. & Lindgaard, A. 2011. Naturtyper i Norge (NiN) og vurderingsenheter. – I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.), *Norsk rødliste for naturtyper 2011*, Artsdatabanken, Trondheim, s. 25-35.
- Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. – *Oikos* 38: 210-221.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V. & Kováčová, M. 1993. Small-scale spatial dynamics of plant species in a grassland community over six years. – *J. Veg. Sci.* 4: 171-178.
- Hilmo, O. & Holien, H. 2002. Epiphytic lichen response to the edge environment in a boreal Picea abies forest in central Norway. – *Bryologist* 105: 48-56.
- Hirzel, A.H. & Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. – *J. appl. Ecol.* 45: 1372-1381.

- Hjulström, F. 1935. Studies on the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. – Bull. geol. Instn Univ. Uppsala 25: 221-527.
- Hosokawa, T., Odani, N. & Tagawa, H. 1964. Causality of the distribution of corticolous species in forests with special reference to the physio-ecological approach. – Bryologist 67: 396-411.
- Hutchings, M.J. 1997. The structure of plant populations. – In: Crawley, M. J. (red.), Plant ecology, Blackwell, Oxford, s. 325-358.
- Hylander, K., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. – Ecol. Appl. 12: 797-806.
- Hylen, G. & Larsson, J.Y. 2008. Landsrepresentativ overvåking av skogens vitalitet i Norge 1988–2007. – Oppdragsrapp. Skog Landsk. 2008: 5: 1-27.
- Hæggström, C.-A. 1983. Vegetation and soil of the wooded meadows in Nätö, Åland. – Acta bot. fenn. 120: 1-66.
- Jackson, S.T. & Sax, D.F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. – Trends Ecol. Evol. 25: 153-160.
- Jonasson, S. 1981. Plant communities and species distribution of low alpine Betula nana heaths in northernmost Sweden. – Vegetatio 44: 51-64.
- Kalela, A. 1954. Zur Stellung der Waldtypen im System der Pflanzengesellschaften. – Vegetatio 5-6: 50-62.
- Kielland-Lund, J. 1981. Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. – Phytocoenologia 9: 53-250.
- Killingbeck, K.T. 1986. The terminological jungle revisited: making a case for use of the term resorption. – Oikos 46: 263-264.
- Kjekstad, E. 2013. Et Bygde-Norge uten 'kunstmark'. Nationen 9. september 2013: 3.
- Klanderud, K. & Birks, H.J.B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. – Holocene 13: 1-6.
- Kullman, L. 1979. Change and stability in the altitude of the birch tree-limit in the southern Swedish Scades 1915–1975. – Acta phytogeogr. Suec. 65: 1-121.
- Kuusipalo, J. 1985. An ecological study of upland forest site classification in southern Finland. – Acta for. fenn. 192: 1-77.
- Lahti, T. & Väistönen, R.A. 1987. Ecological gradients of boreal forests in South Finland; an ordination test of Cajanders's forest site type theory. – Vegetatio 68: 145-156.
- Larsson, J.Y. 2000. Veiledning i bestemmelse av vegetasjonstyper i skog. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2000: 11: 1-29.
- Larsson, J.Y. & Hylen, G. 2007. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000–2004. – Viten Skog Landsk. 2007: 1: 1-91.
- Lauritzen, S.-E. 2010. Grotter. – Tun, Oslo.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? – Ecology 74: 1659-1673.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical ecology, ed. 2. – Amsterdam, Elsevier.
- Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7 utgåve ved R. Elven. – Det Norske Samlaget, Oslo, Norway.
- Lindgaard, A., Henriksen, S. & (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Liu, H.Y., Økland, T., Halvorsen, R., Gao, J.X., Liu, Q.R., Eilertsen, O. & Bratli, H. 2008. Gradient analyses of forests ground vegetation and its relationships to environmental variables in five subtropical forest areas, S and SW China. – Sommerfeltia 32: 1-196.
- Losvik, M.H. 2000. The effect of an increasing tree canopy on hay meadow vegetation in south-west Norway. – Norsk geogr. Tidsskr. 54: 65–73.
- Löffler, J., Lundberg, A., Rössler, O., Bräuning, A., Jung, G., Pape, R. & Wundram, D. 2004. The alpine treeline under changing land use and changing climate: approach and preliminary results from continental Norway. – Norsk geogr. Tidsskr. 58: 183-193.
- McDonald, R.I. & Urban, D.L. 2004. Forest edges and tree growth rates in the North Carolina Piedmont. – Ecology 85: 2258-2266.
- McInerny, G.J. & Etienne, R.S. 2012. Ditch the niche – is the niche a useful concept in ecology or species distribution modelling? – J. Biogeogr. 39: 2096-2102.
- McIntosh, R.P. 1967. The continuum concept of vegetation. – Bot. Rev. 33: 130-187.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Sutton, N., Kawanishi, K. & Bailey, L.L. 2005. Improving inferences in population studies of rare species that are detected imperfectly. – Ecology 86: 1101-1113.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – Gunneria 63: 1-451.
- Moen, A. 1998a. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Moen, A. 1998b. Endringer i vårt varierte kulturlandskap. – I: Framstad, E. & Lid, I.B. (red.), Jordbruks kulturlandskap. Forvaltning av miljø-verdier. – Universitetsforlaget, Oslo, s. 18-33.
- Moen, A., Kjelvik, L., Bretten, S., Sivertsen, S. & Sæther, B. 1976. Vegetasjon og flora i Øvre Forradalsområdet i Nord-Trøndelag, med vegetasjonskart. – K. norske Vidensk. Selsk. Mus. Rapp. bot. Ser. 1976: 9: 1-135.
- Mork, E. 1968. Økologiske undersøkelser i fjellskogen i Hirkjølen forsøksområde. – Meddr norske SkogforsVesen 25: 463-614.
- Moy, F., Bekkby, T., Cochrane, S., Rinde, E. & Voegele, B. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettker. FOU-oppdrag tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. – Norsk Inst. Vannforsk. Oppdragsrapp. 4731: 1-90.
- Myklebust, I. & Halvorsen, R. 2013. Om begrepet 'kunstmark'. Nationen 17. september 2013: 19.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. – Valdres Trykkeri, Fagernes.
- Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbertorp, O. 2010. Naturindeks for Norge 2010: Åpent lavland. – Dir. Naturforv. Utredn. 2010: 3: 70-78.
- Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation und Flora des Sylengeebietes. – Skr. norske Vidensk.-Akad. Oslo mat.-naturvid. Klasse 1927: 1: 1-612.
- Nordhagen, R. 1943. Sikilsdalen og Norges fjellbeiter. – Bergens Mus. Skr. 22: 1-607.

- Nordhagen, R. 1954. Vegetation units in the mountain area of Scandinavia. – Veröff. geobot. Inst. Rübel Zürich 29: 81-95.
- Nordhagen, R. 1963. Recent discoveries in the South Norwegian flora and their significance for the understanding of the history of the Scandinavian mountain flora during and after the last glaciation. – I: Löve, A. & Löve, S. (red.), North Atlantic biota and their history, Pergamon, Oxford, s. 241-260.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – Conserv. Biol. 4: 355-364.
- Nybo, S., Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Naturindeks for Norge 2010: Naturindeks, hovedresultater og kunnskapsbehov. – Dir. Naturforv. Utredn. 2010: 3: 9-24.
- Odland, A. 2005. Oligotrophic and mesotrophic vegetation in southern Scandinavian mountains. Gradients in species and community distribution extracted by numerical analyses of earlier published vegetation descriptions. – Phytocoenologia 35: 985-1018.
- Odland, A. & Munkejord, H.K. 2008. The importance of date of snowmelt for the separation of different oligotrophic and mesotrophic mountain vegetation types in Southern Norway. – Phytocoenologia 38: 3-21.
- Ohlson, M., Økland, R.H., Nordbakken, J.-F. & Dahlberg, B. 2001. Fatal interactions between Scots pine and Sphagnum mosses in bog ecosystems. – Oikos 94: 425-432.
- Osvald, H. 1964. Äng är åkers moder. Några drag ur ängskötselns historia. – Bygd Nat. Årsb. 1964: 48-57.
- Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. – Am. Nat. 103: 91.
- Pedersen, B. 1990. Distributional patterns of vascular plants in Fennoscandia: a numerical approach. – Nord. J. Bot. 10: 163-189.
- Pedersen, O. 2009. Strandplanter på vandring – om nye, langdistansespredte havstrandplanter, spesielt på Lista. – Blyttia 67: 75-94.
- Preston, F.W. 1948. The commonness, and rarity, of species. – Ecology 29: 254-283.
- Preston, F.W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity. – Ecology 43: 185-215, 410-432.
- Proctor, M.C.F., Oliver, M.J., Wood, A.J., Alpert, P., Stark, L.R., Cleavitt, N.L. & Mishler, B.D. 2007. Desiccation-tolerance in bryophytes: a review. – Bryologist 110: 595-621.
- Pykälä, J. 2000. Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. – Conserv. Biol. 14: 705-712.
- Raunkiær, C. 1918. Recherches statistiques sur les formations végétales. – Biol. Meddr k. Vidensk. Selsk. 1: 1-80.
- Rekdal, Y. & Larsson, J.Y. 2005. Veiledning i vegetasjonskartlegging M 1:20 000 – 50 000. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2005: 5: 1-108.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – J. appl. Ecol. 39: 157-176.
- Romell, L.G. 1935. Ecological problems of the humus layer in the forest. – Corn. Univ. agr. Exp. Stn Mem. 170: 1-28.
- Ryberg, M. 1968. Vegetationen, floran och förändringarna i landskapet – Sveriges Natur Årsb. 59: 139-168.
- Rydgren, K. 1994. Low-alpine vegetation in Gutulia National Park, Engerdal, Hedmark, Norway, and its relation to the environment. – Sommerfeltia 21: 1-47.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Økland, T. 2003. Species response curves along environmental gradients. A case study from SE Norwegian swamp forests. – J. Veg. Sci. 14: 869-880.
- Røsberg, I. & Øvstedral, D.O. 1987. Phytosociology and soil properties of *Corylus avellana* coppices on the coast of western Norway. – Nord. J. Bot. 7: 169-185.
- Samuelsson, G. 1917. Studien über die Vegetation der Hochgebirgsgegenden von Dalarne. – Nova Acta regiae Soc. scient. upsal. Ser. 4 4: 8: 1-252.
- Sandvik, S.M. & Odland, A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. – Nord. J. Bot. 32: 377-384.
- Shields, A. 1936. Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. – Mitt. preuss. VersAnst. WassBau Schiffbau 26: 5-24.
- Shvidchenko, A.B., Pender, G. & Hoey, T.B. 2001. Critical shear stress for incipient motion of sand/gravel streambeds. – Wat. Resources Res. 37: 2273-2283.
- Simensen, T. & Uttakleiv, L.A. 2011. Metodikk og strategi for landskapskartlegging i Norge. Forprosjekt. – Sweco & Aurland naturverkstad, Trondheim.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – Acta phytogeogr. suec. 21: 1-299.
- Sjörs, H. 1954. Slätterängar i Grangärde finnmark. – Acta phytogeogr. suec. 34: 1-135.
- Sjörs, H. 1967. Nordisk växtgeografi, ed. 2. – Svenska bokförlaget, Stockholm.
- Skinnemoen, K. 1969. Skogskjøtsel. – Landbruksforlaget, Oslo.
- Skre, O. & Oechel, W.C. 1981. Moss functioning in different taiga ecosystems in interior Alaska. I. Seasonal, phenotypic, and drought effects on photosynthesis and response patterns. – Oecologia 48: 50-59.
- Smith, H. 1920. Vegetationen och dess utvecklingshistoria i det centralsvenska högfjällsområdet. – Norrländsk Handbokl. 9: 1-239.
- Solheim, A.L. & Schartau, A.K. 2004. Revidert typologi for norske elver og innsjøer. – Norsk Inst. Vannforsk. Oppdragsrapport 4888: 1-17.
- Sulebak, J.R. 2007. Landformer og prosesser. En innføring i naturgeografiske tema. – Fagbokforlaget, Bergen.
- Swan, J.M.A. 1970. An examination of some ordination problems by use of simulated vegetation data. – Ecology 51: 89-102.
- Tengwall, T.Å. 1925. Die Vegetation des Sarekgebietes. Zweite Abteilung. – Naturw. Unters. Sarekgeb. schwed.-Lappl. 3: 703-774.
- ter Braak, C.J.F. & Prentice, I.C. 1988. A theory of gradient analysis. – Adv. ecol. Res. 18: 271-317.
- Tilman, D. 1990. Constraints and trade-offs: toward a predictive theory of competition and succession. – Oikos 58: 3-15.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. – Nature 371: 65-66.
- Tonteri, T., Mikkola, K. & Lahti, T. 1990. Compositional gradients in the forest vegetation of Finland. – J. Veg. Sci. 1: 691-698.

- Trass, H. & Malmer, N. 1978. North European approaches to classification. – I: Whittaker, R.H. (red.), *Classification of plant communities*, Junk, The Hague, s. 201-245.
- Tuomikoski, R. 1942. Untersuchungen über die Untervegetation der Bruchmoore in Ostfinnland I. Zur Methodik der pflanzensoziologischen Systematik. – Annls bot. Soc. zool.-bot. fenn. Vanamo 17: 1: 1-203.
- van Son, T.C. & Halvorsen, R. 2014. Multiple parallel ordination and data manipulation: the importance of weighting species abundance data – Sommerfeltia 37: 1-37.
- van Son, T.C., Halvorsen, R., Norling, K., Bakke, T., Kaurin, M. & Melsom, F. 2014. Identification of fine-scale marine benthic ecoclines by multiple parallel ordination. – J. Mar. Biol. 2014: ID 462529: 1-23.
- Vestergren, T. 1902. Om den oljiformiga snöbetäckningens inflytande på vegetationen i Sarekfjällen. – Bot. Not. 55: 241-268.
- von Post, L. & Granlund, E. 1926. Södra Sveriges torvtillgångar I. – Sver. geol. Unders. Ser. Ca Avh. Upps. 335: 1-127.
- Visted, K. & Stigum, H. 1971. Vår gamle bondekultur. Bind 1, ed. 3. – Cappelen, Oslo.
- Webb, D.A. 1954. Is the classification of plant communities either possible or desirable? – Bot. Tidsskr. 51: 362-370.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. – J. Geol. 30: 377-392.
- Westhoff, V. & van der Maarel, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. – I: Whittaker, R.H. (red.), *Classification of vegetation*, Junk, The Hague, pp. 287-399.
- Whittaker, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. – Ecol. Monogr. 23: 41-78.
- Whittaker, R.H. 1956. Vegetation of the Great Smoky Mountains. – Ecol. Monogr. 26: 1-80.
- Whittaker, R.H. 1962. Classification of natural communities. – Bot. Rev. 28: 1-239.
- Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. – Biol. Rev. Camb. phil. Soc. 42: 207-264.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A. & Root, R.B. 1973. Niche, habitat and ecotope. – Am. Nat. 107: 321-338.
- Wijk, S. 1986. Performance of *Salix herbacea* in an alpine snow-bed gradient. – J. Ecol. 74: 675-684.
- Williamson, M.H. 1978. The ordination of incidence data. – J. Ecol. 66: 911-920.
- Wilson, J.B. 2011. Cover plus: ways of measuring plant canopies and the terms used for them. – J. Veg. Sci. 22: 197-206.
- Yao, F., Vik, U., Brysting, A., Carlsen, T., Halvorsen, R. & Kauserud, H. i trykk. Substantial compositional turnover of fungal communities in an alpine ridge-to-snowbed gradient. – Molec. Ecol. i trykk.
- Ødegaard, F., Bakken, T., Blom, H., Brandrud, T.E., Stokland, J.N. & Aarrestad, P.A. 2005. Habitatklassifisering og trusselvurderinger av rødlisterarter. Forslag til standardisert system. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 96: 1-39.
- Oien, D.-I. & Moen, A. 2006. Slatt og beite i utmark – effekter på plantelivet. Erfaringer fra 30 år med skjøtsel og forskning i Sølendet naturreservat, Røros. – Norg. tekn.-naturvit. Univ. VitenskMus. Rapp. bot. Ser. 2006: 5: 1-57.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1999. Vann og vassdrag 4. Dyr og planter: Innvandring og geografisk fordeling. – Vett & Viten, Nesbru.
- Økland, R.H. 1986. Rescaling of ecological gradients. I. Calculation of ecological distance between vegetation stands by means of their floristic composition. – Nord. J. Bot. 6: 651-660.
- Økland, R.H. 1989. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. – Opera bot. 96: 1-122.
- Økland, R.H. 1990a. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – Sommerfeltia Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1990b. A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. – Nord. J. Bot. 10: 79-108.
- Økland, R.H. 1992. Studies in SE Fennoscandian mires: relevance to ecological theory. – J. Veg. Sci. 3: 279-284.
- Økland, R.H. 1995. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – Ecography 18: 3-14.
- Økland, R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? – J. Veg. Sci. 7: 289-292.
- Økland, R.H. 1997a. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – Lindbergia 22: 49-68.
- Økland, R.H. 1997b. Vegetasjonsökologi. Plantenes respons på økologiske grader – teorier, metoder og mønstre. – Botanisk Hage og Museum, Univ. Oslo, upubl.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – J. Veg. Sci. 7: 747-762.
- Økland, R.H., Økland, T. & Rydgren, K. 2001. Vegetation-environment relationships of boreal spruce swamp forests in Østmarka Nature Reserve, SE Norway. – Sommerfeltia 29: 1-190.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R.H., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understorey species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. – For. Ecol. Mgmt 177: 17-37.

Vedlegg 1 Definisjoner

Alle begreper og forkortelser som er benyttet i denne artikkelen og som er definert i teksten, vedleggene inkludert, er listet alfabetisk. En fullstendig liste over begreper benyttet i NiN versjon 2, med definisjoner, finnes i NiN2Ordliste.xlsx.

AU = artssammensetningsulikhet

absolutt skilleart – art som normalt bare forekommer i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes

adhesjon – tiltrekning mellom ulike partikler

additivitetskriteriet (for beregnede økologiske avstander langs en LKM) – at den økologiske avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater er lik summen av de økologiske avstandene mellom naturtypekandidater for nabotrinn eller naboklasser

adressert miljøvariasjonsbredde – variasjonen i det økologiske rommet som fanges opp av et spesifikt generalisert artslistedatasett

aggregert artsmengde – samlebegrep for artsmengde, aggregert for et utvalg av observasjonsenheter

aktiv forstyrrelse – det vil si forstyrrelse med forventet frekvens større enn null og en forventet karakteristisk variasjonsbredde i forstyrrelsесgrad

allelopati – kjemisk påvirkning av en plante ved utslipp av kjemiske stoffer fra en annen plante

allment observerbar egenskap – enkelmiljøvariabel som inngår i en kompleks miljøvariabel og som kan måles/observeres på samme eller tilsvarende måte i ulike natursystemer

alternativt semi-stabilt system – ett blant to eller flere systemer, karakterisert ved ulik artssammensetning, eventuelt også ulike økologiske prosesser, som kan være stabile over en viss tid på et gitt sted, men som kan forsvinne og gjenoppstå i løpet av kortere tidsrom enn 100 år

amensalisme – (0,-) interaksjon, med nøytralt utfall for den ene og negativt utfall for den andre organismen

andelsvariabel – variabel som uttrykker andel av en maksimumsverdi, på en skala fra 0 til 1 eller i prosent

annen menneskebetinget forstyrrelse – menneskebetinget forstyrrelse som ikke faller inn under definisjonen av hevd

arealandel innenfor kroneperiferi – prosentandelen av markarealet innenfor et landområde som ligger innenfor trærs kroneperiferi, beregnet uten hensyn til kronetetheten av de enkelte treer

arealbruks(landskaps)gradient – landskapsgradient som uttrykker samvariasjon mellom forekomst og mengde av landskapselementer som er knyttet til menneskers bruk av landskapet, inkludert natursystem-typer som er knyttet til semi-naturlig og sterkt menneskepåvirket mark

arealenhet – avgrenset område som tilhører en gitt naturtype

artsdimensjonalt rom – konseptuelt geometrisk rom med arters forekomst og/eller mengde som akser

artsmengde – samlebegrep for kvalitativ (forekomst eller fravær) eller kvantitativ tilstedeværelse av en art innenfor en observasjonsenhet

artspool = **artstilfang**

artssammensetning – de artene som lever sammen innenfor et gitt område

artssammensetningsgradient (= coenoklin) – gradvis endring i artssammensetning

artssammensetningsulikhet (= AU) – grad av forskjell i artssammensetning mellom to observasjonsenheter, målt på en skala fra 0 (fullstendig likhet) til 1 (ingen likhet) ved bruk av en ulikhetsindeks

artssammensetningsvariabel – variabel som uttrykker artssammensetningsvariasjon

artssammensetningsvariasjon – fellesbegrep for all variasjon i artssammensetning, inkludert artssammensetningsgradient og klassedelt artssammensetningsvariasjon og variasjon i artssammensetning som verken viser klart gradvis eller klart klassedelt variasjonsmønster

artstetthet – antall arter pr. observasjonsenhet

artstilfang (= artspool) – alle arter som potensielt kan vokse på et gitt sted

artsuttynningsintervall – at det langs en kompleks miljøgradient finnes et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen nye arter opptrer, mens arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense

artsuttynningsituasjon – at det mot en gradient-ende finnes et artsuttynningsintervall

avkryssingsterskel – den laveste arealandelen som gir grunnlag for å registrere forekomst av en naturegenskap

bK = **basisklasse**

bT = **basistrinn**

bakgrunnsforstyrrelse – påvirkning (forstyrrelse) som reduserer biomassen i et område uten å variere vesentlig i intensitet langs en annen, gitt kompleks miljøgradient

bakgrunnsmiljøstress – påvirkning (miljøstress) som reduserer produktiviteten i et område uten å variere vesentlig i intensitet langs en gitt, annen kompleks miljøgradient

bakgrunnstrinninndeling – trinninndeling av komplekse miljøvariabler som forenkler basistrinninndelingen og som ikke tilfredsstiller definisjonene av datasettspesifikke, hovedtypespesifikke eller hovedtypetilpassete trinninndelinger

basal geologisk prosess – naturlig prosess som fører til dannelse av mineraler og/eller bergarter og/eller forandringer i mineralenes og/eller bergartenes egenskaper

basal økologisk prosess – prosess som forårsaker variasjon langs enkeltmiljøvariabler og/eller spesifikke samvariasjonsmønstre mellom miljøvariabler

basisklasse (= bK) – minste klasse, med utstrekning 0,5 – 1,5 ØAE innenfor en kompleks miljøfaktor, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøfaktoren er størst, og som er utgangspunkt for hovedtypetilpasset trinninndeling av komplekse miljøvariabler

basistrinn (= bT) – minste trinn (intervall), med utstrekning 0,5 – 1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst, og som er utgangspunktet for hovedtypetilpasset trinninndeling av komplekse miljøvariabler

benthos – organismer som lever i eller på bunnen

beskrivende enkeltvariabel – enkeltvariabel som uttrykker variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå [kontinuerlige variabler behøver ikke være trinndelt (men kan være det) og det stilles ingen krav til variabelens bidrag til å forklare sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået]

betydelig forskjell i artssammensetning – forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes

binær variabel – variabel med to mulige utfall; forekomst (1) og fravær (0)

bioklastisk sediment – sediment som for en stor del består av partikler av biologisk opprinnelse

biomasseandel – andelen av den totale biomassen av arter innenfor en nærmere spesifisert artsgruppe som utgjøres av en enkelt art (eller en mindre artsgruppe)

bunn – jordskorpas mer eller mindre faste øvre sjikt på et sted som er vanndekket minst 50 % av tida (saltvannssystemer, innsjøer og elver, samt i fjærebeltet), med tilhørende organismesamfunn

C-art = **kjerneart**

coenoklin = **artssammensetningsgradient**

composition = (her) **natursammensetning**

compositional turnover = **gradientlengde**

core species = **kjerneart**

dLKM = **definerende lokal kompleks miljøvariabel**

dtsbK = **datasettspesifik basisklasse**

dtsbT = **datasettspesifikt basistrinn**

dtsK = **datasettspesifikk klasse**

dtsT = **datasettspesifikt trinn**

datasettspesifikk basisklasse – klasse i datasettspesifikk basisklasseinndeling

datasettspesifikk basisklasseinndeling – framlegg til inndeling i basisklasser på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)

datasettspesifikk basistrinninndeling – framlegg til inndeling i basistrinn på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)

datasettspesifikk klasseinndeling – framlegg til inndeling i standardklasser på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)

datasettspesifikk klasse (= dtsK) – klasse i datasettspesifikk klasseinndeling

datasettspesifikk trinninndeling – framlegg til inndeling i standardtrinn som på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artslistedatasett (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)

datasettspesifikt basistrinn – trinn i datasettspesifikk basistrinninndeling

datasettspesifikt trinn (= dtsT) – trinn i datasettspesifikk trinninndeling

definerende lokal kompleks miljøvariabel (= dLKM) – spesiell lokal kompleks miljøvariabel som er grunnlaget for å skille ut en spesiell hovedtype fra normal variasjon innenfor ei hovedtypegruppe

dekning – vertikalprojeksjonen av levende biomasse, uttrykt som andel av arealet av en observasjonsenhet

demersalonen – den delen av en vannsøyle (i en vannforekomst) som er nært og betydelig influert av bunnen og benthos-organismer

demografisk prosess (= populasjonsprosess) – prosess, ofte med et sterkt element av tilfeldighet, som forårsaker variasjon i en arts forekomst og/eller mengde som ikke kan forklares som respons på variasjon langs komplekse miljøvariabler eller som utfall av interaksjoner med andre organismer

demografisk prosess innen populasjoner – prosess som bestemmer enkeltindividens skjebne og som resulterer i forekomstmønstre på romlige skalaer finere enn vanlig utstrekning av en populasjon av den aktuellearten

destabilisering forstyrrelse – forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt sjeldne påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning forårsaker betydelige endringer i artssammensetningen og initierer en suksjon som, dersom den fikk pågå uhindret, ville være over lang tid (mange år)

diagnostisk art – samlebegrep som omfatter mengdeart, vanlig art, tyngdepunktart og skilleart

direkte forstyrrelse – forstyrrelsесprosess som direkte (i seg sjøl) påvirker artssammensetningen gjennom fjerning av biomasse

disrupsjon – situasjon der en påvirkning har så høy intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsесgrad og høy forstyrrelsесfrekvens) at etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer forhindres

disruptiv forstyrrelse – forstyrrelse med høy nok intensitet (kombinasjon av sterk forstyrrelsесgrad og høy forstyrrelsесfrekvens) til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer

disruptivt miljøstress – miljøstress med høy nok intensitet til å forhindre etablering og opprettholdelse av permanente populasjoner av stedstilknyttede organismer

dominans – naturvariasjon relatert til forekomst av enkeltarter eller grupper av arter i stor mengde eller tetthet, fortrinnsvis men ikke nødvendigvis begrenset til øverste vegetasjonssjikt (inkluderer variasjon som ikke er mulig å forklare som variasjon langs lokale eller regionale miljøgrader og som

ikke kan karakteriseres som tilstandsvariasjon, men som likevel er viktig for økosystemenes funksjon og artsmangfold)

dominerende mengdeart – art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/4 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter

dominerende økosystemkomponent – kategorisering til substrat (mark/bunn) eller substratfrie livsmedier; og innenfor sistnevnte, i tre underkategorier: frie vannmasser, snø og is, og luft

egenskapsområde – arealenhet karakterisert ved en spesifikk egenskap eller kombinasjon av egenskaper som ligger til grunn for å definere trinn langs viktige landskapsgrader

ekstensiv hevd – hevd med en intensitet som resulterer i semi-naturlig mark

ekstremverdiregulering (= typisk destabiliserende forstyrrelse) – økologisk strukturerende prosess som preger artssammensetningen gjennom sjeldne, men gjentatte forstyrrelsesepisoder

empirisk skoggrense (= **faktisk skoggrense**)

endringsgjeld – forventet framtidig endring i artssammensetning (summen av utdøingsgjeld og immigrasjonskreditt) som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljø-forhold

erosjonsmotstand – et sediments evne til å motstå vannerosjon; målt som kritisk skjærstyrke, samt sedimentets evne til å motstå andre ytre påvirkninger slik det kommer til uttrykk gjennom sedimentets kornstørrelsesfordeling

etableringsfase – suksesjonsfase med begynnende etablering av et naturmarkssystem, men der de fleste artene som er typisk for ettersuksesjonstilstanden fortsatt mangler; enkelte av naturmarks-systemets økologiske prosesser kan være etablert

ettersuksesjonstilstand – økosystemtilstand etter suksesjon, det vil når artssammensetningen indikerer tilhørighet til samme standardtrinn langs en suksesjonsgradient som et sammenliknbart system på naturlig mark, endringstakten ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere retning enn i dette systemet, og prosessene som karakteriserer et system på naturlig mark er gjenopprettet

evolusjon – endring i egenskapene til en populasjon av en art som går i arv til seinere generasjoner; resultatet av en samvirkning mellom organismene og miljøet som omgir dem

extinction debt = utdøingsgjeld

faktisk skoggrense (= empirisk skoggrense) – linje som forbinder de øverste/nordligste populasjonene av skogstrær som tilfredsstiller de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og arealutstrekning i en definisjon av tresatt areal ('skog')

fasilitering = **kommensalisme**

fitness – gjennomsnittlig antall avkom i neste generasjon produsert pr. individ

flerdimensjonal lokal kompleks miljøvariabel (= mLKM) – kompleks miljøvariasjon over ett og samme tema, som beskrives ved bruk av et trinn- og/eller klassekjema med mer enn en dimensjon

flerdimensjonal variabel – naturegenskap som beskrives ved bruk av et trinn- og/eller klassekjema med mer enn en dimensjon, det vil si som er satt sammen av flere enkeltvariabler

flokkulering – aggregering av partikler i vann forårsaket av adhesjon

fluktuasjon = **forutsigbar forstyrrelse**

forekomstfrekvens (i et utvalg observasjonsenheter) – andelen observasjonsenheter i et utvalg (datasett) hvor en art forekommer

forenklet generalisert artslistedatasett – sett av generaliserte artslistedata der artenes mengder er angitt på en forenklet tottrinnsskala

forstyrrelse – hendelse som reduserer biomassen innenfor et område ved å forårsake hel eller delvis ødeleggelse av levende organismer

forstyrrelsесintensitet – forstyrrelsens omfang; først og fremst vurdert på grunnlag av tre dimensjoner: grad [*severity*], frekvens [*recurrence*] og romlig utstrekning [*spatial extent*]

fortidig forstyrrelse = **historisk forstyrrelse**

fortidig miljøstress = **historisk miljøstress**

forutsigbar forstyrrelse (=fluktuasjon) – mer eller mindre forutsigbar (for eksempel årviss) hendelse som forårsaker hel eller delvis ødeleggelse av et område, inkludert fjerning av organismer og/eller deres livsmedier

fossil forstyrrelse = **historisk forstyrrelse**

fossilt miljøstress = **historisk miljøstress**

frie vannmasser – del av vannforekomst dominert av plankton og nekton

frosset suksesjon – suksesjon som stopper opp på et tidlig stadium på grunn av virkningen av miljøstress eller forstyrrelse av en annen type enn den som la systemet åpent for suksesjon, og som ikke forventes å nå et seinere suksesjonsstadium i løpet av (500–)1000 år

fuktmark – mark med periodevis markfukting og et visst innslag av fuktmarksarter som ikke sterkt nok til at marka kan å karakteriseres som fuktmark

fullstandardisert beskrivelsessystem – del av beskrivelsessystem som er basert på standardiserte kompleksvariabler for samme og andre kilder til variasjon enn den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået

generaliseringsnivå – nivå i hierarki av enheter i typeinndeling på et gitt naturmangfold-nivå

generaliserte artslistedata – systematisk sammenstilte artslister for et utvalg abstrakte naturtypefigurer innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet, med standardisert mengdeangivelse

(det) **generaliserte gradientanalyseperspektivet** – forståelse av naturvariasjon basert på gradientrelasjoner (i vid forstand) mellom karakteriserende naturegenskaper og karakteriserende kilder til variasjon

geodetisk avstand – den korteste avstanden mellom to punkter i et nettverk, målt langs stier som forbinder punktene

geoelementer – landskapets sammensetning av og struktur i observerbare geologiske og geografiske elementer, det vil si variasjon i forekomst, mengde og fordeling av bergarter, mineraler, jordarter, landformer og terrengformer

geodetisk PD (= PDgeo, **proporsjonal dissimilaritet** beregnet ved bruk av **geodetisk avstand**)

geogen vanntilførsel = **jordvannstilførsel**

geologisk sammensetning – bergarter, mineraler, jordarter, jordsmonn og eventuelle fossiler som finnes innenfor et gitt område

geomorfologisk prosess – naturlig prosess som fører til dannelse og/eller forandring av landformer og terrengformer

geo-økologisk (landskaps)gradient – landskapsgradient som uttrykker samvariasjon mellom landskapets terrengform og innholdet av landformer, og miljøbetinget variasjon slik det kommer til uttrykk gjennom forekomst og mengde av landskapselementer knyttet til lite menneskepåvirket mark (natursystem-typer og natursystemkompleks-typer)

gradientanalyse – metoder for å beskrive og forstå variasjon i artssammensetning med utgangspunkt i arters respons på miljøgradienter

gradientanalyseperspektivet – teori som forklarer naturvariasjonen på grunnlag av kunnskap om miljøgradienter (i vid forstand) og artenes respons på disse gradientene

gradient-avhengig forstyrrelse – gradient i intensiteten av forstyrrelse

gradient-avhengig miljøstress – gradient i intensiteten av miljøstress

gradient-tyngdepunktart – art med høyere frekvens og dekning på et gitt trinn langs en lokal kompleks miljøgradient (LKMg) enn på ethvert annet trinn langs den samme LKMg (gitt at variasjonen langs alle andre lokale komplekse miljøvariabler holdes konstant)

gradientlengde (= *compositional turnover*) – estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøvariabel

grunnflate – arealet av trestammetverrsnittet, målt i brysthøyde (1,3 m over normalt stubbeavskjær)

grunnflateveid diameter – den veide middelverdien av diameteren for alle trær av et gitt treslag innenfor et område, beregnet med trærnes grunnflate som vekter

grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter – inndelingen av dominerte økosystemkomponenter i to kategorier med til sammen fire underkategorier

grunntype – kombinasjon av trinn langs variabler som uttrykker den viktigste variasjonen i hovedtypens karakteriserende naturegenskap

grunnvann – alt vann under grunnvannsspeilet

grunnvannsoverflata = **grunnvannsspeilet**

grunnvannsspeilet (= grunnvannsoverflata) – det høyeste nivået i marka der fritt vann forekommer eller ville forekommeth dersom marka hadde hatt tilstrekkelig vide hulrom, det vil si der marka er mettet med vann

grunnvannstilførsel – forekomsten av et grunnvannsspeil i eller nær markoverflata

helhetlig økosystem – fullstendig økosystem med hensyn til struktur og funksjon, det vil si med næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc..

hLKM = **lokal kompleks hovedmiljøvariabel**

hLKMf = **lokal kompleks hovedmiljøfaktor**

hLKMg = **lokal kompleks hovedmiljøgradient**

htsbK = **hovedtypespesifikk klasse**

htsbT = **hovedtypespesifikt trinn**

htsK = **hovedtypespesifikk klasse**

htsT = **hovedtypespesifikt trinn**

hevd – regelmessig menneskebetinget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning; bestemte hevdbetigete naturtyper forutsetter bestemte hevdregimer

hevdintensitet – hevdens omfang, vurdert på grunnlag av grad [*severity*] og frekvens [*recurrence*]

historisk destabilisende forstyrrelse – tidligere omfattende forstyrrelse som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser

historisk disruptivt miljøstress – tidligere omfattende miljøstress som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser

historisk forstyrrelse (= fortidig forstyrrelse, fossil forstyrrelse) – tidligere omfattende forstyrrelse som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser

historisk miljøstress (= fortidig miljøstress, fossilt miljøstress) – tidligere omfattende miljøstress som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser

hovedkompleksmiljøvariabel – en blant få, vanligvis en, to eller tre, lokale komplekse miljøvariabler som gir et vesentlig bidrag til å forklare variasjon i artssammensetning innenfor en hovedtype på økosystem-nivået

hovedkompleksmiljøvariabelgruppe – gruppe av hovedkompleksmiljøvariabler som hver for seg forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper innenfor en natursystem-hovedtype, samt hovedtypens definérende lokale kompleksmiljøvariabel

hovedkompleksvariabel – en blant et fått komplise variabler som uttrykker variasjon i en karakteriserende kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå og som gir et vesentlig, selvstendig bidrag til å forklare sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på dette naturmangfold-nivået

hovedkompleksvariabelrommet – det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedkompleksvariablene som akser

hovedlandskapsgradientrommet – det abstrakte, konseptuelle geometriske rommet med hovedlandskapsgradientene som akser

hovedtype – natur med fellesskap i karakteriserende naturegenskaper, som utspenner et konvekst, sammenhengende område i hovedkompleksvariabelrommet, som er vesentlig forskjellig fra andre hovedtyper på samme naturmangfold-nivå langs minst én hovedkompleksvariabel, som omfatter variasjon i karakteriserende naturegenskaper som kan beskrives ved hjelp av en og samme hovedkompleksvariabelgruppe

hovedtypegruppe – natur med fellesskap i basale karakteriserende naturegenskaper, som utspenner et konvekst, sammenhengende område i hovedkompleksvariabelrommet, og hvis hovedkompleksvariabelgruppe inneholder unike hovedkompleksvariabler

hovedtypespesifikk basisklasse – klasse i hovedtypespesifikk basisklasseinndeling

hovedtypespesifikk basisklasseinndeling – framlegg til inndeling av en kompleks miljøfaktor i klasser som tilfredsstiller definisjonen av basisklasser, bortsett fra at inndelingen bare tar hensyn til variasjonen innenfor miljøfaktoren i denne hovedtypen (generalisering av datasettspesifikke basisklasseinndelinger og/eller ekspertvurdering) og derfor har begrenset gyldighet

hovedtypespesifikk basistrinninndeling – framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av basistrinn, bortsett fra at inndelingen bare tar hensyn til variasjonen innenfor miljøgradienten i denne hovedtypen (generalisering av datasettspesifikke basistrinninndelinger og/eller ekspertvurdering) og derfor har begrenset gyldighet

hovedtypespesifikk klasse – klasse i hovedtypespesifikk klasseinndeling

hovedtypespesifikk klasseinndeling – framlegg til inndeling av en kompleks miljøfaktor i klasser som tilfredsstiller definisjonen av standardklasser, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basisklasseinndeling og derfor har begrenset gyldighet

hovedtypespesifikk trinninndeling – framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardtrinn, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basistrinninndeling og derfor har begrenset gyldighet

hovedtypespesifikt basistrinn – trinn i hovedtypespesifikk basistrinninndeling

hovedtypespesifikt trinn – trinn i hovedtypespesifikk trinninndeling

hovedtypetilpasset klasse (= **standardklasse**)

hovedtypetilpasset klasseinndeling – inndeling av en kompleks miljøfaktor i standardklasser

hovedtypetilpasset trinn (= **standardtrinn**)

hovedtypetilpasset trinninndeling – inndeling av en kompleks miljøgradient i standardtrinn

ikke-linearitetsparameteren – mål på graden av ikke-linearitet mellom beregnet økologisk avstand mellom nabonaturtype-kandidater og endepunktsnaturtypekandidater langs en kompleks miljøvariabel

ikke-ordnet faktorvariabel – variabel med et endelig antall klasser som mulige utfall, og der disse klassene ikke kan ordnes på naturlig vis

immigrasjonskreditt – forventet framtidig tilførsel av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold (motstykke til utdøingsgjeld; endringsgjeld er summen av immigrasjonskreditt og utdøingsgjeld)

indirekte forstyrrelse – forstyrrelsесprosess som påvirker artssammensetningen indirekte gjennom påvirkning av livsmediet

inngrep – målrettet menneskebetinget forstyrrelse som resulterer i en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjon i artssammensetning, og som skaper ubalanse mellom artssammensetningen og de rådende miljøforholdene (endringsgjeld)

intens naturlig forstyrrelse – naturlig forstyrrelsесbegivenhet som blottlegger mark/bunn for primær suksesjon

intensiteten av en påvirkning – påvirkningens samlede omfang

intensiv hevd – hevd med en intensitet som resulterer i sterkt endret mark

intenst miljøstress – miljøstresspåvirkning som forhindrer positiv netto produksjon

interspesifikk interaksjon (= mellomartspåvirkning) – ensidig eller gjensidig påvirkning mellom individer av ulike arter som resulterer i endring i forekomst og/eller mengde av en eller begge arter sammenliknet med deres fysiologiske potensial

jordart – kategorisering av sedimenter basert på dannelsesmåte

jordbruksmark – mark preget av hevd med sikte på jordbruksproduksjon

jordbruksmark preget av intensiv hevd = **oppdyrka mark**

jordbruksproduksjon – produksjon av mat, dyrefor, pryd- og nytteplanter og enkelte råvarer og tjenester for energi-, industri- eller andre formål

jordsmonn – lag av løsmateriale på marka i landsystemer; dannet og modifisert ved geologiske prosesser

jordvannstilførsel (= geogen vanntilførsel) – tilførsel av vann som har vært i kontakt med mineraljord, men som ikke tilføres direkte fra innsjøer eller elver

kK = **kandidatkasse**

kT = **kandidattrinn**

kandidatkasse (= kK) – kandidat til klasse innenfor en kompleks miljøfaktor, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning innenfor den aktuelle miljøfaktoren innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese

kandidattrinn (= kT) – kandidat til trinn langs en kompleks miljøgradient, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning langs den aktuelle miljøgradienten innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese

karakteriserende kilde til variasjon – basal naturegenskap som er særlig viktig for å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskap på et gitt naturmangfold-nivå

karakterisk klasse- eller trinnkombinasjon – kombinasjon av tentative klasser og/eller trinn langs lokale komplekse miljøvariabler som er brukt i et framlegg til inndeling av enheter på natursystem-nivået (en eller flere natursystem-hovedtyper eller en del av en hovedtype)

karakteriserende naturegenskap – observerbar egenskap eller sett av observerbare egenskaper ved naturens sammensetning (eller struktur) som i særlig grad karakteriserer natur på et gitt naturmangfold-nivå

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 gitt miljøvariabel

kjennetegnende tyngdepunktart – tyngdepunktart som utelukkende eller nesten utelukkende forekommer i en naturtype eller gruppe av naturtyper på et eller annet generaliseringsnivå (hovedtypegruppe, hovedtype eller grunntype)

kjerneart (= C-art; *core species*) – art med høy maksimal mengde og vid toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient

klasse – kategori innenfor en naturlig klassedelt (faktor-type) variabel

klassedelt artssammensetningsvariasjon – mer eller mindre naturlig klassedelt variasjon i artssammensetning

koagulering – aggregering av partikler i vann forårsaket av kohesjon

kohesjon – tiltrekning mellom kjemisk likartete partikler

koloniseringsfase – suksesjonsfase der kolonisering av substratet pågår, men ingen indikasjoner ennå finnes på etablering av prosesser typisk for naturmarkssystemet som representerer den forventete ettersuksesjonstilstanden

kommensalisme (= fasilitering) – (0,+) interaksjon, med nøytralt utfall for den ene og positivt utfall for den andre organismen

kompleksmiljøvariabelgruppe – gruppe av lokale komplekse hoved- og tilleggsmiljøvariabler som kjennetegner en natursystem-hovedtype

kompleks landskapsvariabel – variabel som beskriver mer eller mindre sterk grad av samvariasjon mellom forekomst, mengde og/eller fordeling av flere landskapselementer

kompleks miljøfaktor – parallel, mer eller mindre klassedelt variasjon i flere miljøfaktorer som samvarierer i mer eller mindre sterk grad

kompleks miljøgradient – gradvis endring i miljøgradienter som samvarierer i mer eller mindre sterk grad

kompleks miljøvariabel – variabel som består av flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer i mer eller mindre sterk grad

konkrete observasjonsdata – artsdata samlet inn ved observasjoner, vanligvis gjort i felt, av arters mengde (eventuelt forekomst/fravær) på romlig distinkte (*spatially explicit*) observasjonssteder

konkurranse – (–,–) interaksjon, med negativt utfall for begge organismene

konsolideringsfase – suksesjonsfase der artssammensetningen domineres av arter typisk for ettersuksesjonstilstanden og naturmarkssystemets prosesser er tydelig observerbare, men et helhetlig naturmarkssystem fortsatt ikke er etablert

konstans – forekomstfrekvens i et utvalg observasjonsenheter

konstansprosent – konstans, uttrykt i prosent

konstant art – art med frekvens større enn 4/5 i et utvalg

kontinuerlig variabel – variabel som i utgangspunktet kan angis med en hvilken som helst tallverdi, eventuelt innenfor et intervall, på en måleskala

kontramensalisme – (+,–) interaksjon som ikke innebærer direkte avhengighet mellom organismene

kontrasteringstrinn – trinn langs spesiell kompleks miljøvariabel (sLKM) som beskriver forholdene innenfor normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa, som kontrast til ett eller flere trinn for spesiell variasjon innenfor hovedtypegruppa

kortfase – tidsavgrenset utforming av en type natur, med forventet varighet kortere enn 6 år kritisk skjærstyrke (= *critical shear strength*) – kraften som må utøves for å gi begynnende oppvirving, enten for enkeltkorn for grovere sedimenter (sand og grovere) eller for sedimentet som helhet for såkalt kohesive sedimenter som har betydelig innslag av silt og leire (kritisk skjærstyrke måles i måleenheten Pascal, $1 \text{ Pa} = 1 \text{ N}\cdot\text{m}^{-2}$)

kronetethet – prosentvis andel av nåler eller blader på et tre sett i forhold til om treet er fulltett, det vil si i forhold til et tenkt bilde av det samme treet med fulltett krone (et fulltett referansestre som er tilpasset de lokale forholdene når det gjelder genotype, greinstruktur, kroneform, antall nåleårganger etc.)

kulturelementer – observerbare spor etter fortidig og nåtidig menneskeaktivitet

LAE = landskapsavstandsenhet

LKM = lokal kompleks hovedmiljøvariabel

LKMf = lokal kompleks hovedmiljøfaktor

LKMg = lokal kompleks hovedmiljøgradient

landbruk – samlebegrep for jordbruk og skogbruk

landform – mer eller mindre distinkt terrengform (overflateform på land eller utforming av bunnen i saltvanns- eller ferskvannssystemer) som kan gis en felles karakteristikk på grunnlag av egenskaper som ofte er forårsaket av én enkelt eller en kombinasjon av distinkte landformdannende (geomorfologiske) prosesser

landskap – et område, slik folk oppfatter det, hvis særpreg er et resultat av påvirkningen fra og sammenhengen mellom naturlige og/eller menneskelige faktorer (Den europeiske landskapskonvensjonen)

landskapsanalyse – samlet prosess som omfatter beskrivelse, tolkning (fastsettelse av landskapskarakter) og verdisetting av landskap

landskapsavstandsenhet (= LAE) – avstanden langs en landskapsgradient som svarer til en gitt median forskjell i innholdet av landskapselementer mellom to representative utvalg av landskapsarealenheter

landskapsbeskrivelse – avgrensning og beskrivelse av (del)områder innenfor et landskap

landskapselement – naturlig eller menneskeskapt objekt, enhet eller egenskap, inkludert naturtype-arealenheter på natursystem- og natursystemkompleks-nivåene, som lar seg identifisere og observere på en landskapsrelevant romlig skala

landskapsgradient – parallel, gradvis eller trinnvis variasjon i forekomst og mengde av landskapselementer

landskapsgradient-rommet – abstrakt (konseptuelt) geometrisk rom med utvalgte landskapsgrader som akser

landskapstypekartlegging – avgrensning, typifisering og beskrivelse av landskaps-arealenheter

landskaps-grunntype – ensartet type landskap med hensyn til overordnet landform og landskapets innhold av elementer slik det kommer til uttrykk gjennom plasseringen langs de viktigste landskapsgradientene

landskaps-grunntypegruppe – samling av landskaps-grunntyper foretatt ved sammenslåing av trinn langs viktige landskapsgradienter

landskaps-hovedtype – ensartet type landskap med hensyn til store trekk i terrengform- og landformvariasjon

landskaps-hovedtypegruppe – resultatet av en pragmatisk tredeling av landskapstyper i innlandslandskap, kystlandskap og marine landskap

landskapskarakter – konsentrert uttrykk for samspillet mellom et områdes naturgrunnlag, arealbruk, historiske og kulturelle innhold, og romlige og andre sansbare forhold som særpreger området og adskiller det fra omkringliggende landskap

landskapskompleks – kompleks av landskaper som i naturen utgjør en større geomorfologisk enhet og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område

landskapstype – større geografisk område med enhetlig visuelt preg, skapt av enhetlig dominans av store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landformer, natursystemkomplekser, natursystemer og andre landskapselementer

langsom suksesjon – primær suksesjon som forventes ikke å nå ettersuksesjonstilstanden i løpet av (100–)200 år

lavt tre – individ av en vedplanteart med flerårig hovedstamme som under gunstige voksestedsfors hold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensende miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m

limnogen vanntilførsel – tilførsel av vann fra ferskvannsforekomster (innsjøer eller elver)

lineær utstrekning av et område – for avlang figur, det vil si en figur som er mer enn fem ganger så lang som brei, den mediane bredden; for alle andre todimensjonale figurer diameteren av en sirkel med sammeflateinnhold som figuren; for en tredimensjonal figur gjelder samme definisjoner anvendt på figurens projeksjon på horisontalplanet

lite forstyrrelsespreget system – system med preg av forstyrrelse med lav intensitet

lokal kompleks hovedmiljøvariabel (= hLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel

lokal kompleks hovedmiljøfaktor (= hLKMf) – lokal kompleks miljøfaktor som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel

lokal kompleks hovedmiljøgradient (= hLKMg) – lokal kompleks miljøgradient som tilfredsstiller definisjonen av hovedkompleksvariabel

lokal kompleks miljøvariabel (= LKM) – variabel som består av flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer i mer eller mindre sterk grad, og som gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt fin romlig skala og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]

lokal kompleks miljøvariasjon = **lokal miljøvariasjon**

lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel (= tLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som innenfor en

og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for naturtyper (grunntyper) med betydelig, men ikke vesentlig forskjellig artssammensetning (økologisk avstand 1–2 ØAE)

lokal miljøvariabel – miljøvariabel som gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt fin romlig skala og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]

lokal miljøvariasjon – variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]

lokal naturvariasjon – variasjon i miljøforhold og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til, på relativt fin romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]

lokalt økologisk rom – underrom av det økologiske rommet med lokale komplekse miljøvariabler som akser

mLKM = flerdimensjonal lokal kompleks miljøvariabel

makrofauna – dyr med normal individstørrelse 2–20 mm

mark – jordskorpas mer eller mindre faste overflatesjikt på steder som ikke er vanndekket eller dekket av vann minst 50 % av tida (på fastmark, i våtmark og i øvre del av fjærebeltet), med tilhørende organismesamfunn

markfukting – i hvilken grad øvre marksjikt er gjennomfuktet på grunn av tilførsel av vann

megafauna – dyr med normal individstørrelse > 20 mm

meiofauna – dyr med normal individstørrelse 0,1–2 mm

mellomartspåvirkning (= **interspesifikk interaksjon**)

mengdeart – art med gjennomsnittlig dekning eller biomasseandel større enn 1/8 i et utvalg av enkeltobservasjonsenheter

menneskebetinget forstyrrelse – forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som resultat av menneskets aktiviteter

menneskeskapt objekt – fysisk observerbar gjenstand som helt eller for det meste består av sterkt modifiserte eller syntetiske livsmedier og som er resultatet av menneskers virksomhet

middeldekning – middelverdiene for en arts dekning i et underutvalg av observasjonsenheter som inneholder alle observasjonsenheter der arten forekommer

middels miljøstressintensitet – miljøstress som gir opphav til en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjonen i artssammensetning

middels omfattende inngrep – inngrep som fører til en endringsgjeld som, dersom ikke inngrepet gjentas og ingen andre forhold spiller inn eller gjennom et suksesjonsforløp kommer til å spille inn, blir innløst ved en gradvis tilpasning av artssammensetningen til de endrete miljøforholdene

middelverdiregulering (= typisk miljøstress) – økologisk strukturerende prosess som preger artssammensetningen gjennom å gi opphav til mer eller mindre konstant produksjonsbegrensende miljøforhold

miljøbetinget variasjon – samlebegrep for miljøvariasjon og øko-variasjon

miljøfaktor – mer eller mindre naturlig klassedelt variasjon i en miljøegenskap

miljøgradient – mer eller mindre gradvis endring i en miljøegenskap

miljøstress – situasjon der produksjonen konstant begrenses av (underskudd på) en eller flere ressurser

miljøstressintensitet – omfanget, eller graden [*severity*], av biomassereduksjon som følge av miljøstress

miljøstressbetinget natursystem-hovedtype – natursystem-hovedtype for spesiell variasjon, identifisert som forskjellig fra en naturtype innenfor normal variasjonsbredde ved en spesiell lokal kompleks miljøvariabel som forklarer variasjon i artssammensetningen betinget av miljøstress som viktigste økologiske prosess

miljøvariabel – variabel som uttrykker miljøvariasjon

miljøvariabelrommet – konkret (konseptuelt) geometrisk rom med utvalgte, målte eller målbare miljøvariabler som akser

miljøvariasjon – variasjon i egenskaper som i større eller mindre grad omgir og/eller på annen måte påvirker organismenes forekomst og mengde; inkluderer (komplekse) miljøgradienter og (komplekse) miljøfaktorer og egenskaper som verken viser klart gradvis eller klart klassedelt variasjonsmønster

mikrofauna – dyr med normal individstørrelse < 0,1 mm

mutualisme – (+,+) interaksjon, med positivt utfall for begge organismene

NEL = nøkkelegenskapslinje

NEO = nøkkelegenskapsområde

nhLKM = Begrepet normal lokal kompleks hovedmiljøvariabel

nLKM = Begrepet normal lokal kompleks miljøvariabel

ntLKM = Begrepet normal lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel

NV = nøkkelvariabel

natur – generelt og skala-uavhengig begrep som henspeiler på et avgrenset areal med de artene som lever der og det miljøet som omgir dem, eller på miljøet alene

naturanalyse – samlet prosess som omfatter beskrivelse av natur, tolkning (fastsettelse av natur-karakter) og verdisetting av natur

naturfunksjon – samlebegrep for geologiske (inkludert geomorfologiske), evolusjonære og økologiske prosesser som gir og har gitt opphav til naturens sammensetning, struktur og dynamikk

naturgitt objekt – fysisk observerbart, romlig avgrenset element som helt eller for det meste består av umodifiserte livsmedier og som ikke inngår i et natursystems vanlige bunn- eller marksystem

naturlig forstyrrelse – forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som følge av prosesser som ikke er resultatet av menneskets aktiviteter

naturlig forstyrrelse med middels intensitet – forstyrrelse som gir opphav til en artssammensetning som er vesentlig forskjellig fra andre natursystemer som for øvrig er sammenliknbare med hensyn til hvilke komplekse miljøvariabler som forklarer variasjon i artssammensetning

naturlig forstyrrelsесbetinget system – system preget av naturlig forstyrrelse med moderat omfang

naturlig forstyrrelsesskapte system – system preget av omfattende naturlig forstyrrelse

naturkarakter – konsentrert uttrykk for et områdes naturgrunnlag, arealbruk, historiske og kulturelle innhold, og romlige og andre sansbare forhold som særpreges området og adskiller det fra omkringliggende områder

naturkartlegging – avgrensning, typifisering og beskrivelse av arealenheter på et gitt naturmangfold-nivå

naturkompleks (= natursystemkompleks) – kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk, eventuelt også geomorfologisk, enhet, og som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område

naturkomponent (= natursystemkomponent) – geografisk velavgrenset, funksjonell økologisk enhet som tilfredsstiller definisjonen av natursystem, men som utgjør én (vanligvis blant flere) komponenter i et natursystem

naturlig system (= naturmarkssystem) – økosystem der dominerende økosystemkomponent mangler, eller bare har svakt preg av, menneskebetinget forstyrrelse, men som ikke er betinget av menneskebetinget forstyrrelse; økosystemfunksjon (hvilke økologiske strukturerende prosesser som er viktige), økosystemstruktur (inkludert hvilke basale lokale komplekse miljøvariabler som bestemmer variasjonen i artssammensetning), og økosystemtjenester er ikke vesentlig endret som resultat av menneskebetinget forstyrrelse

naturmangfoldmønster = naturstruktur

naturmangfold-nivå – nivå for naturvariasjon med en gitt naturkompleksitet

naturmarkssystem = **naturlig system**

naturprosess – geologisk, geomorfologisk og/eller økologisk prosess som direkte eller indirekte gir opphav til eller påvirker naturens sammensetning og struktur

natursammensetning (*composition*) – kategori av fysisk observerbare elementer som finnes innenfor et areal og disse elementenes relative mengde/hyppighet

naturstruktur (naturmangfoldmønster; *pattern*) – den fysiske organiseringen av observerbare elementer eller egenskaper innenfor et areal

natursystem – alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig og 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)

natursystemkompleks = **naturkompleks**

natursystemkomponent = **naturkomponent**

naturtype – ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster (Naturmangfoldloven, §3j)

naturtype (tolkning i NiN) – 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

naturtypeinndelingshypotese – utvalg av naturtypekandidater innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet

naturtypekandidat = **karakteristisk klasse- og trinnkombinasjon**

(en) **naturtypes miljøvariasjonsbredde** – kombinasjonen av intervaller langs alle de viktige miljøvariablene som definerer naturtypen

naturvariasjon – variasjon i naturens sammensetning, struktur og funksjon

nedre endetrinn for et artsuttningsintervall – basistrinn med tyngdepunkt ved starten av et artsuttningsintervall, det vil si punktet langs en kompleks miljøgradient der arten som er mest tolerant overfor den aktuelle påvirkningen har sitt optimum og utenfor hvilket ingen nye flerårige arter som opprettholder stabile populasjoner opptrer, samtidig som arter som forekommer ved punktet gradvis avtar i mengde inntil de når sin toleransegrense

nekton – aktivt svømmende organismer som lever i vann, og som er i stand til å bevege seg aktivt uavhengig av mer eller mindre sterke vannstrømmer

neuston – små organismer med sjølve vannoverflata som tilholdssted

normal bunn – normal variasjonsbredde innenfor bunnssystemer

normal geo-økologisk grunntype – grunntype (på landskapstypenivået) som kjennetegnes ved normaltrinnet langs alle geo-økologiske landskapsgradienter som inneholder ett normaltrinn og ett eller flere spesialtrinn

normal mark – normal variasjonsbredde innenfor marksystemer

normal lokal kompleks hovedmiljøvariabel (= nhLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe

normal lokal kompleks miljøvariabel (= nLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 1 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe

normal lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel (= ntLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som forklarer variasjon i artssammensetning mellom 1 og 2 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe

normal variasjonsbredde innenfor en hovedtypegruppe – arealmessig dominerende variasjonsbredde i artssammensetning og miljøforhold innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent), som kan beskrives ved hjelp av et begrenset sett av hovedkompleksvariabler

- normale frie vannmasser** – normal variasjonsbredde innenfor frie vannmassesystemer
- normale snø- og issystemer** – normal variasjonsbredde innenfor snø- og issystemer
- normalklasse** – klasse innenfor miljøfaktor som omfatter minst 3/4 av arealet der miljøfaktoren er relevant for naturbeskrivelse
- normaltrinn** – trinn langs gradient som omfatter minst 3/4 av arealet der gradienten er relevant for naturbeskrivelse
- nulltrinn** – referansesituasjonen for beskrivelse av variasjon langs en kompleks miljøgradient som uttrykker en påvirkning som varierer i intensitet; omfatter intervallet av intensiteter der påvirkningen ikke har observerbar effekt på artssammensetningen i noe natursystem
- nøkkelegenskapslinje** (= NEL) – sammenhengende linje (langs dalbunnen) med en viss lengde, der en nøkkelvariabel har en verdi over ei viss nedre grense
- nøkkelegenskapsområde** (= NEO) – sammenhengende område av en gitt utstrekning, der en nøkkelvariabel har en verdi over ei viss nedre grense
- nøkkelvariabel** (= NV) – variabel som er spesifikk for en landskapsgradient og som nyttes ved trindeling av denne
- observerbar forskjell i artssammensetning** – forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær en åttendedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes
- ombrogen vanntilførrelse** (= tilførrelse av nedbørsvann) – tilførrelse av vann som har opphav i regnvann og som ikke har vært i kontakt med mineraljord
- omfattende inngrep** – inngrep som medfører umiddelbar og omfattende biomassedekning og som vanligvis blottlegger mark/bunn for primær suksesjon
- oppdyrka mark** (= jordbruksmark preget av intensiv hevd) – jordbruksmark som preges av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av sterkt endret mark
- ordnet faktorvariabel** – variabel med et endelig antall klasser som mulige utfall, og der disse klassene er naturlig ordnet fra "minst" eller "minst av" til "størst" eller "mest av"
- overflatevann** – vann på eller nær markoverflata, over grunnvannsspeilet
- PD = proporsjonal dissimilaritet**
- PDgeo = proporsjonal dissimilaritet**, beregnet ved bruk av **geodetisk avstand**
- parasittisme** – symbiotisk (+,-) interaksjon der den ene organismen (parasitten) er avhengig av den andre (verten) for næringstilførrelse, og utfallet for verten er negativt men ikke dødelig
- persistens** – en organismes tendens til å forbli på sitt opprinnelige sted og ikke flytte seg eller kolonisere nye steder
- plankton** – organismer som lever i de frie vannmasser og som har så liten horisontal egenbevegelse at vannstrømmer i stor grad bestemmer deres romlige fordeling
- plassmangel** – tilfeldigheter i arters forekomstmønstre som resultat av begrensinger i antallet individer, av samme art eller ulike arter, som kan forekomme sammen innenfor en gitt, liten, observasjonsenhett
- pleuston** – organismer som er knyttet til vannoverflata
- populasjonsprosess = demografisk prosess**
- populasjon** – alle individer av en og samme art innenfor et gitt område
- primært naturmangfold-nivå** – naturmangfold-nivå som i NiN er gjort gjenstand for fullstendig arealdekkende naturtypeinndeling
- primær suksesjon** – suksesjon på uorganiske (minerogene) livsmedier
- produktivitet** – netto produksjon av biomasse pr. tidsenhet pr. enhet levende biomasse
- proporsjonal dissimilaritet** (= PD, *proportional dissimilarity*) – summen, over alle arter som finnes i minst en av to sammenliknede observasjonsenheter, av absoluttverdien av parvise forskjeller mellom artsmengder, dividert med summen av artsmengdene i de to observasjonsenhettene
- proportional dissimilarity = proporsjonal dissimilaritet*
- påvirkning utenfra (som arter har begrenset toleranse overfor)** – samlebegrep for miljøvarianbler som forårsaker miljøstress og/eller forstyrrelse

R-art = rural art

rask suksesjon – sekundær eller primær suksesjon som forventes å nå ettersuksesjonstilstanden i løpet av 100(-200) år eller kortere tid

region – alle geografiske områder med bioklimatiske egenskaper innenfor en gitt variasjonsbredde, det vil si som faller innenfor et avgrenset intervall langs alle regionale miljøvariabler som er viktige for den aktuelle typen natur

regional miljøvariasjon – variasjon i makroklimatiske og/eller andre miljøforhold som gir opphav til mønstre på grov romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk $> 1 \text{ km}$)

regional naturvariasjon – variasjon i makroklimatiske og/eller andre miljøforhold og den variasjonen i artssammensetningen den gir opphav til, på grov romlig skala (karakteristisk skala for variasjon typisk $> 1 \text{ km}$)

regulerende forstyrrelse – forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt hyppige påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning verken forårsaker store endringer i artssammensetningen eller initierer en langvarig suksesjon (med flere års varighet)

relativ skillearrt – art med høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes (men som forekommer i begge/alle); forskjellen utgjør minst ett trinn på den standard 7-trinnskalaen M7 for angivelse av artsmengder i NiN

relativ tresjiktsdominans – andelen av den totale dekningen i tresjiktet som utgjøres av en art eller del-artsgruppe

relativ dominant – art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet dekker over 50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi

relativ med-dominant – art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet der det finnes en relativ dominant dekker 25–50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi

relativ samdominant – art eller artsgruppe som innenfor en arealenhet der det ikke finnes en relativ dominant dekker 25–50 % av av det totale arealet innenfor trærnes kroneperiferi

rural art (R-art; *rural species*) – art med lav maksimal mengde og vid toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient

rural species = **rural art**

sK = **standardklasse**

sLKM = **spesiell lokal kompleks miljøvariabel**

sLKMf = **spesiell lokal kompleks miljøfaktor** (se **spesiell lokal kompleks miljøvariabel** og **miljøfaktor**)

sLKMg = **spesiell lokal kompleks miljøvariabel** (se **spesiell lokal kompleks miljøvariabel** og **miljøgradient**)

sT = **standardtrinn**

S-art = **satelittart**

samfunn – organismer (av samme og ulike arter) som forekommer sammen (på samme tid) innenfor et avgrenset område

samletrinn – samling av to eller flere trinn langs en landskapsgradient

sammenliknbar natur – to kategorier natur med samme plassering i det økologiske rommet, det vil si forekommer på samme trinn langs alle relevante viktige lokale komplekse miljøvariabler bortsett fra én spesiell miljøvariabel og/eller strukturerende artsgruppe

satelittart (= S-art; *satellite species*) – art med lav maksimal mengde og snever toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient

satellite species = **satelittart**

sekundær suksesjon – suksesjon på mer eller mindre organiske livsmedier

sekundært naturmangfold-nivå – naturmangfold-nivå som er inkludert i NiN for å komplettere naturtypeinndelingen på et primært naturmangfold-nivå

semi-naturlig jordbruksmark – jordbruksmark preget av hevd med en intensitet som resulterer i, eller opprettholder, et system som tilfredsstiller definisjonen av semi-naturlig mark

semi-naturlig system – økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebetinget forstyrrelse at økosystemfunksjon, økosystemstruktur og økosystemtjenester endres vesentlig, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system

semi-standardisert beskrivelsessystem – del av beskrivelsessystem som er basert på semi-standardiserte kompleksvariabler for alle relevante kilder til variasjon, inkludert den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået

semi-standardisert variabel – variabel som er delt inn i klasser og/eller trinn som ikke behøver tilfredsstille definisjonen av standardklasser eller standardtrinn, men som på en pragmatisk måte legger til rette for at variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå skal kunne beskrives på ensartet vis [det stilles ingen krav til variabelens bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået]

skilleart – art med høyere frekvens og/eller dekning i én av to eller flere naturtyper som sammenliknes

skogbestand – tresatt areal større enn 250 m² med populasjon(er) av dominerende treslag som har rimelig ensartet type dynamikk (normalskog eller naturskog), skogbrukshistorikk, aldersfordeling, tetthet, produksjonsevne etc.)

skogsmark – naturlig mark sterkt preget av langvarig 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

skogstrebestand (= **skogbestand**)

smårutefrekvens – andelen av småruter som en observasjonsenhet er delt inn i, hvor en art forekommer

spesialtrinn – øvrige trinn langs en landskapsgradient der ett trinn er et normaltrinn

spesiell geo-økologisk grunntype – grunntype (på landskapstypenivået) kjennetegnet ved spesialtrinnet langs minst en geo-økologisk landskapsgradient som inneholder ett normaltrinn og ett eller flere spesialtrinn

spesiell lokal kompleks miljøvariabel (= sLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for en naturtype innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe og en sammenliknbar naturtype som ikke ligger innenfor normal variasjonsbredde

spesiell variasjon innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe – all variasjon innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent) som ikke tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa

spesiell variasjon innenfor en dominerende økosystemkomponent – all variasjon innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent) som ikke tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa

spredning til nye levesteder – transport av spredningsenheter til, og vellykket etablering på, et sted der en aktuell art tidligere ikke forekom

standard generalisert artslistedatasett – sett av generaliserte artslistedata der artenes mengder er angitt på en standard sekstrinnsskala

standardisert kompleksvariabel – kompleks variabel som er delt inn i standardklasser og/eller standardtrinn og som uttrykker variasjon i en eller annen kilde til variasjon på et gitt naturmangfold-nivå og som gir et vesentlig, selvstendig bidrag til å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskap i en eller en samling av naturtyper på det aktuelle naturmangfold-nivået

standardklasse (spesifisert definisjon tilpasset natursystem-nivået; = hovedtypetilpasset klasse, = sK) – variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøfaktor innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 1 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basisklasseinndelingen av miljøfaktoren

standardtrinn (generell definisjon) – trinn langs en trinndelt hovedkompleksvariabel som omfatter en forhåndsspesifisert mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen

standardtrinn (spesifisert definisjon tilpasset natursystem-nivået; = hovedtypetilpasset trinn, = sT) – variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøgradient innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 0,75 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basistrinninndelingen av miljøgradienten

sterk skilleart – art med betydelig høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes; forskjellen utgjør to trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av arts mengder i NiN

sterkt endret system – økosystem preget av høy menneskebetinget forstyrrelsесintensitet, oftest formet (skapt) av naturinngrep som har endret systemets struktur og/eller andre egenskaper så sterkt at resultatet blir økosystemer som ikke er helhetlige; næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc. mangler oftest

strukturerende artsgruppe – artsgruppe med så stor betydning for et økosystems struktur og/eller funksjon at typiske systemer dominert av disse artene er vesentlig forskjellig fra andre, sammenliknbare systemer

suksesjon – mer eller mindre lovmessig endring i artssammensetning, eventuelt også miljøforhold, over tid som følge av endringsgjeld betinget av forstyrrelse

substrat – organisk eller uorganisk livsmedium som ved normale jordoverflatetemperaturer forekommer i fast fase

substratfritt livsmedium – vann og luft som livsmedier, inkludert vann i fast fase (snø og is)

svært sterkt skilleart – art med så mye høyere frekvens og/eller dekning i én blant to eller flere naturtyper som sammenliknes at forskjellen utgjør tre eller flere trinn på den standard 7-trinnsskalaen M7 for angivelse av arts mengder i NiN

tLKM = **lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel**

teoretisk skoggrense – linje som forbinder de øverste/nordligste flekker som i henhold til en modell (basert på gitte forutsetninger) tilfredsstiller de spesifikke kravene til trehøyde, tretetthet og areal-utstrekning i en definisjon av tresatt areal ('skog')

terrengformvariasjon – variasjon i terrengets overflateformer som kan beskrives ved kontinuerlige variabler som for eksempel relativt relief og terreguevnhet

tethets- eller konsentrasjonsvariabler – variabel som gir uttrykk for antallet enheter av en gitt type innenfor en arealfigur, eventuelt pr. arealmål-enhet

tilførsel av nedbørsvann = **ombrogen vanntilførsel**

tilstandsrelatert miljøvariasjon – variasjon i miljøforhold som pågår over relativt kort tid [typisk mindre enn 100(-200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper

tilstandsvariasjon – variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre som er observerbare i et relativt kort tidsrom [typisk mindre enn 100(-200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til

tre – vedplante med flerårig hovedstamme, som er mer enn 5 meter høy eller som har potensiale for å bli mer enn 5 m høy på det aktuelle voksestedet, samt individer av arter som under gunstige vokstedsforhold kan nå 5 m, men som på grunn av vekstbegrensende miljøforhold på voksestedet bare er eller forventes å bli minst 2 m

trelinje – sammenhengende rekke av minst 5 trær med stammesentre som står nærmere hverandre enn seks ganger nabotrærers gjennomsnittlige kroneradier og har bredde mindre enn 10 m

tresatt areal – sammenhengende område med trær, der arealandelen innenfor kroneperiferien er større enn 10% (motsatsen til tresatt areal er åpent areal)

trinn – intervall langs en kontinuerlig (gradient-type) variabel

typisk destabilisering forstyrrelse = **ekstremverdiregulering**

typisk miljøstress = **middelverdiregulering**

tyngdepunkt (for en naturtype eller naturtypekandidat) – midtpunkt i et intervall langs en kompleks miljøvariabel som utspennes av en naturtype eller en naturtypekandidat

tyngdepunktart – art med høyere frekvens og dekning i en aktuelle naturtypetype (hovedtype eller grunntype) enn i et sammenliknbart utvalg typer (f.eks. andre hovedtyper som tilhører samme hovedtypegruppe eller andre grunntyper som tilhører samme hovedtype)

typisk utforming (av en naturtype) – en representativ del av intervallet som en naturtype utspenner langs alle trinn og/eller klasser langs alle typens hovedkompleksvariabler for den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået

uLKM = underordnet lokal kompleks miljøvariabel

UMR = ulikheten mellom replikater

U-art = urban art

ubetydelig forstyrrelsespåvirket system – system uten preg av forstyrrelse

uforutsigbar forstyrrelse – plutselig, mer eller mindre uforutsigbar hendelse som forårsaker hel eller delvis fjerning eller ødeleggelse av et område med dets organismer og/eller deres livsmedier

ulikheten mellom replikater (= UMR) – forventet verdi for en ulikhetsindeks mellom to observasjonsenheter med eksakt samme plassering langs en viktig kompleks miljøvariabel

underordnet lokal kompleks miljøvariabel (= uLKM) – lokal kompleks miljøvariabel som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for utforminger av naturtyper med observerbar forskjell i artssammensetning (økologisk avstand 0,5–1,0 ØAE)

urban art (= U-art; *urban species*) – art med høy maksimal mengde og snever toleranse (relativt til andre arter) langs en viktig kompleks miljøgradient

urban species = *urban art*

utdøingsgjeld (= extinction debt) – forventet framtidig lokal utdøing av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold (motstykke til immigrasjonskredit; endringsgjeld er summen av immigrasjonskredit og utdøingsgjeld)

utforming – variasjon innenfor grunntyper, 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

vanlig art – art med frekvens større enn 1/8 i et utvalg enkeltobservasjonsenheter

variasjon betinget av en strukturerende artsgruppe – vesentlig forskjell i artssammensetning mellom systemer med og uten forekomst av en strukturerende artsgruppe

varig snø og is – forekomst av vann som har vært og/eller forventes å forblive i fast fase i minst 6 år

vekselfuktig mark – mark med periodevis markfukting og et visst innslag av fuktmarksarter, men ikke sterkt nok til å karakteriseres som fuktmark

vekstbegrenset tresatt areal – sammenhengende område med lave trær, der arealandelen innenfor kroneperiferien er større enn 10%

verdisetting av landskap – fastsettelse av verdien som tillegges landskapskarakteren som er satt for et delområde innenfor en landskapstype-arealenhet

vesentlig forskjell i artssammensetning – en forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nær halve artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes

våtmark – mark med grunnvannsspeil tilstrekkelig nær markoverflaten, eller så rikelig tilførsel av overflatevann, at organismer som er tilpasset liv under vannmettede forhold eller som krever god og stabil vanntilgang forekommer rikelig, og som ikke faller inn under presiserte definisjoner av saltvannssystem, fjærebelte eller ferskvannssystem

ØA = økologisk avstand

ØAE = økologisk avstandsenhet

økolelementer – landskapets sammensetning av og struktur i økosystemrelaterte elementer, det vil si variasjon i forekomst, mengde og fordeling av arter og miljøvariasjon slik den kommer til uttrykk gjennom variasjon på natursystem-, naturkompleks- og naturkomponent-nivåene

økoklin – parallel, mer eller mindre gradvis samvariasjon mellom artssammensetning, det vil si en artssammensetningsgradient, og variasjon langs en kompleks miljøgradient

økologisk avstand (= ØA) – grad av forskjell i artssammensetning som uttrykk for forskjeller i miljøforhold og økologiske prosesser

økologisk avstandsenhet (= ØAE) – den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i artssammensetningen mellom to systemer som sammenliknes, hver representert med en generalisert artsliste, på 0,25 PD-enheter, det vil si at nær en fjerdedel av artssammensetningen skiftes ut

økologisk minstestørrelse (for arealenheter av en enkelt natursystem-type) – den minste utstrekningen (lengden, arealet eller volumet) en figur som representerer en gitt naturtype vanligvis kan ha og samtidig utgjøre et helhetlig økosystem

økologisk rom – abstrakt (konseptuelt) geometrisk rom med hovedkompleksmiljøvariablene som akser

økologisk strukturerende prosess – prosess som direkte former arters respons på enkeltmiljøvariabler og viktige komplekse miljøvariabler; den umiddelbare økologiske årsaken til variasjon i artssammensetning

øko-faktor – parallel, mer eller mindre klassedelt samvariasjon mellom artssammensetning og variasjon langs en kompleks miljøfaktor

øko-variabel – variabel som uttrykker øko-variasjon

øko-variasjon – parallel artssammensetningsvariasjon og miljøvariasjon

åpent areal – areal som ikke tilfredsstiller definisjonen av tresatt areal

åpent beskrivelsessystem – del av beskrivelsessystem som er basert på beskrivende enkeltvariabler som representerer alle kilder til variasjon som er relevant det aktuelle naturmangfold-nivået

Vedlegg 2: Teoretisk grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler: gjennomgang av begreper og metoder for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtypeenheter

V2a Innledning

En standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler som grunnlag for inndeling i naturtyper forutsetter at det er mulig å utvikle en pålitelig metode for beregning av økologisk avstand (ØA) mellom naturtype-enheter basert på artssammensetnings(u)likhet (AU). Denne metoden må gi resultater som er konsistente på tvers av organismegrupper, miljøvariabler, metoder for angivelse av arts mengde, variasjon i artsrikdom etc., og den må inneholde to elementer, (1) en metode for å beregne artssammensetningsulikhet, og (2) en definisjon av en standard trinnbredde, her betegnet én økologisk avstandsenhet (ØAE), basert på AU. Dette vedlegget inneholder det teoretiske grunnlaget for utvikling av en slik metode. Relevante begreper defineres og aktuelle metoder for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtypeenheter forklares og drøftes med henblikk på egnethet til bruk for å definere og beregne ØA . Konklusjonene av denne drøttingen er ei liste over uavklarte spørsmål som addresieres i Vedlegg 3 ved hjelp av simulerte data og i Vedlegg 4 ved hjelp av reelle data. Vedleggene 2–4 utgjør det teoretiske og praktiske grunnlaget for framlegget til metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler i kapittel B2.

V2b Definisjon av nøkkelbegreper

Begrepet artssammensetningsulikhet (AU) er definert som 'grad av forskjell i artssammensetning mellom to observasjonsenheter, målt på en skala fra 0 (fullstendig likhet) til 1 (ingen likhet) ved bruk av en ulikhetsindeks'. AU kan konseptualiseres som den målbare avstanden mellom to observasjoner i det artsdimensionale rommet. Artssammensetningslikhet kan defineres som $1 - \text{AU}$. Begrepet økologisk avstand (ØA) er definert som 'grad av forskjell i artssammensetning, som uttrykk for forskjell i miljøforhold og økologiske prosesser'.

V2c Forutsetninger for å kunne tallfeste økologisk avstand på grunnlag av artssammensetningsulikhet

For at artssammensetningsulikhet skal kunne brukes til å angi (være *proxy* for) økologisk avstand, det vil si avstander i det økologiske rommet, må minst to betingelser være oppfylt:

1. Det må være mulig å modellere økologisk avstand (ØA -verdier) som en monoton (uavbrutt) stigende funksjon av artsulikhetsindeksverdier (AU-verdier), det vil si tall på en skala som tallfester artssammensetningsulikheten.
2. Den monotone funksjonen som relaterer ØA -verdier til AU-verdier må være en lineær funksjon (vi sier da at den må være lineært relatert til) av økologisk avstand. En lineær relasjon innebærer at et par av observasjoner med dobbelt så stor forskjell i ØA -verdi som et annet observasjonspar, ligger dobbelt så langt fra hverandre i det økologiske rommet [eller, sagt på en annen måte, er skilt av dobbelt så stor avstand langs den underliggende komplekse miljøgradienten, målt i grad av forskjell i artssammensetning (jf. R. Økland 1986a, 1990)].

V2d Det empiriske datagrunnlaget for beregning av artssammensetningsulikhet

Det empiriske datagrunnlaget for beregning av AU mellom potensielle naturtyper i NiN-sammenheng, er stort og mangfoldig. I prinsippet er to typer data relevant:

1. Konkrete observasjonsdata, det vil si 'artsdata samlet inn ved observasjoner, vanligvis gjort i felt, av arters mengde (eventuelt forekomst/fravær) på romlig distinkte (spatially explicit) observasjonssteder'. Klassiske eksempler på konkrete observasjonsdata, er vegetasjonsøkologenes ruteanalyser og artslister fra naturtypelokaliteter, entomologenes artsbestemte billefellefangster, marinbiologenes grabbprøver og videooppptak av bunnfaunaen, og ornitologenes takseringer av hekkefugl. Konkrete observasjonsdata samles gjerne inn som ledd i større undersøkelser, hvis formål er å samle inn nok data til å kunne belyse variasjonsmønstre innenfor et forhåndsdefinert spekter av naturvariasjon og/eller innenfor et geografisk avgrenset undersøkelsesområde. Observasjonene blir derfor gjort med en gjennomtenkt registreringsmetodikk, på et tilstrekkelig antall observasjonssteder til at resultatene har utsagnskraft. Observasjonsstedene er oftest avgrensningspolygoner (inkludert kvadrater) med endelig utstrekning gitt av koordinater for alle hjørner.
2. Generaliserte artslistedata, det vil si 'systematisk sammenstilte artslister for et utvalg abstrakte naturtyper innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet'. De abstrakte naturtypene det her er tale om, kan være definert på en hvilken som helst måte; generaliserte artsdata kan samles inn for naturtyper av ethvert slag. Med 'systematisk' menes at artslistene skal være samlet inn etter samme standard metodikk for alle naturtyper som er representert i datasettet. Med 'avgrenset del av det økologiske rommet' menes at variasjonen innenfor naturtypene langs viktige komplekse miljøgrader, inkludert bioklimatiske grader, holdes under kontroll slik at datasettet gir grunnlag for fokus på et avgrenset tema, f.eks. variasjon langs én hovedkompleksgradient, uten at resultatene forstyrres av variasjon langs uvwxyzende grader. I tillegg er det oftest hensiktsmessig å begrense artslistene til et avgrenset geografisk område for å unngå usammenliknbarhet på grunn av innvandringshistoriske og andre historisk biogeografiske forhold som ikke kan forklares av akser i det økologiske rommet. Typiske eksempler på generaliserte artslistedata finner vi hos Fremstad (1997), som bruker artslister til å karakterisere naturtyper. Disse artslistene skal fylle følgende formål (Fremstad 1997: 8): 'Artslistene omfatter arter som er vanlige og/eller kjennetegnende for henholdsvis gruppe, type og utforming [generaliseringsnivåene i Fremstads system], men er ikke på noe vis komplette, dvs. at listene ikke viser det totale artstilfanget, som kan variere en god del når det gjelder "tilleggsarter".' Generaliserte artsdata kan være mer eller mindre komplette. Ei komplett artsliste inneholder hele det regionale artstilfanget (regional artspool), det vil si alle arter man har grunn til å anta at finnes i naturtypen i det aktuelle området (Taylor et al. 1990, Eriksson 1993).

Det er noen likheter, men også mange fundamentale forskjeller mellom de to datatypene. Konkrete observasjonsdata kan karakteriseres ved egenskaper som f.eks. grad av fullstendighet i enkeltartslist, og graden av fullstendighet er etterprøvbar. Generaliserte artsdata kan sammenliknes med samllerbasert på sett av konkrete observasjonsdata; begge har typisk til hensikt å gi en bredere og mer generelt gyldig beskrivelse av naturtypevariasjon innenfor det aktuelle variasjonsspekteret. Oftest er fullstendighet (representativitet), det vil si om utvalget representerer artssammensetningsvariasjonen innenfor naturtypen godt, vanskelig eller umulig å angi presist. Den eneste måten å finne dette ut, er ved å gjøre enda mer omfattende undersøkelser av samme problemstilling! Vi kan ha meninger om kvaliteten på generaliserte artslistedata, men vanligvis bare på grunnlag av ekspertvurderinger.

Både konkrete artsdata og generaliserte artslistedata kan være kvalitative (det vil si at de består av observasjoner av forekomst eller fravær) eller kvalitative (det vil si at hver arts arts mengde innenfor observasjonsenheter eller mer generelt innenfor en naturtype, angis på en standardisert måte, typisk ved bruk av en arts mengdeskala). Både forekomst/fraværsdata og arts mengdedata kan inneholde usikkerhet (feil og tilfeldig variasjon). Ved innsamling av konkrete observasjonsdata strever man oftest etter høy datakvalitet i form av fullstendig registrering av arter i de(n) artsgruppen(e) undersøkelsen

omfatter, mens generaliserte artslister kan ha til hensikt å representere artsutvalg, f.eks. arter egnet til å identifisere eller karakterisere en naturtype i felt (jf. Fremstad 1997), eller de kan være forsøk på fullstendig opplisting av naturtypens artstilfang. Tabellene over arter som er knyttet til natursystemhovedtypene kulturmarkseng [T4] og fastmarksskogsmark [T23] i dokumentasjonen for NiN versjon 1 er eksempler på sistnevnte.

Som grunnlag for beregning av AU, er det en helt fundamental forskjell på konkrete observasjonsdata og generaliserte artslistedata. Glattete artsresponskurver som er basert på konkrete observasjonsdata, det vil si observasjoner av arten i observasjonsenheter som plasseres langs en lokal kompleks miljøgradient på grunnlag av målinger av en relevant miljøvariabel i alle observasjonsenheterne, vil (i) bli 'glattere' og 'glattere' desto større hver observasjonsenhet er, og (ii) desto tettere observasjonsenheterne er plassert langs gradienten. Årsaken til (i) er at graden av tilfeldig variasjon i hver arts mengde-observasjon avtar, slik at den observerte artsmengden blir mer og mer representativ for miljøforholdene på stedet. Årsaken til (ii) er at standardfeilen til en glattet middelverdi (for et gitt intervall langs gradienten) avtar med økende antall observasjoner. Den generaliseringen som ligger implisitt i generaliserte artslistedata gjør at artsresponseskurver basert på slike data forventes å være helt 'glatte' (uten tilfeldig variasjon), selv om det ikke er sammenliknbar metodikk som bruktes for å vurdere og å angi artens forekomst/mengde for alle naturtypene som avløser hverandre langs miljøgradienten (se kapittel B2). Mens to (konkrete) observasjoner fra forskjellige geografiske steder med identiske miljøforhold (samme plassering langs alle relevante komplekse miljøvariabler) alltid vil inneholde noen forskjell i arters forekomst og mengde, kjennetegnes generaliserte artslister av at det bare finnes ei liste for hvert intervall langs en gradient, og at angivelsene i denne lista er et representativt uttrykk for artens mengde i hele denne naturtypen.

Forskjellen i artssammensetning mellom observasjonsenheter fra økologisk likartete steder har en tendens til å øke med økende avstand mellom stedene. Dette er uttrykt i en 'økologisk lov', ofte betegnet *distance decay of floristic similarity* (Nekola & White 1999). Årsaken til dette er at demografiske prosesser er romlig autokorrelert (Legendre 1993): artssammensetningen på et gitt sted til et gitt tidspunkt er summen av alle demografiske prosessers virkning på populasjonene på og i nærheten av dette stedet, over lang tid. De fleste demografiske prosessene virker på fine skalaer i rom og tid.

V2e Prinsipielle utfordringer ved bruk av artssammensetningsulikhet til å tallfeste økologisk avstand

Implisitt i de aller fleste AU-indekser som har vært foreslått brukt som mål på ØA, ligger en transformering (standardisering) til en skala med 0 som minste og 1 som største verdi, det vil si at verdien 0 indikerer helt lik artssammensetning (de samme artene forekommer i samme mengde i begge de sammenliknede observasjonsenheterne) og verdien 1 angir at observasjonsenheterne ikke har felles arter. For at AU skal kunne brukes som mål på ØA, må det finnes en (minst én) ulikhetsindeks som kan transformeres til økologisk avstand på en lineær skala ved en monoton transformeringsfunksjon (betegnelse 2). Det finnes ingen enkel løsning på denne utfordringen, av (minst) fire grunner:

1. Generell ikke-linearitet mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand. Det er stor variasjon mellom ulikhetsindeksene med hensyn til hvor nært de kommer denne ideelle målsettingen (R. Økland 1986a, Faith et al. 1987), og en viss variasjon mellom konkrete observasjonsdata og generaliserte artslistedata må derfor påregnes. Uavhengig av datatype og ulikhetsindeks gjelder imidlertid at ingen AU-indeks oppfyller direkte, det vil si uten transformasjon, betegnelse 2 om linearitet mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand (se Fig. V2-1 og R. Økland 1986a, 1990). Hovedutfordringen, og hovedtemaet i Vedlegg 2, er derfor om det finnes noen ulikhetsindeks(er) som lar seg transformere ved bruk en monoton transformeringsfunksjon.

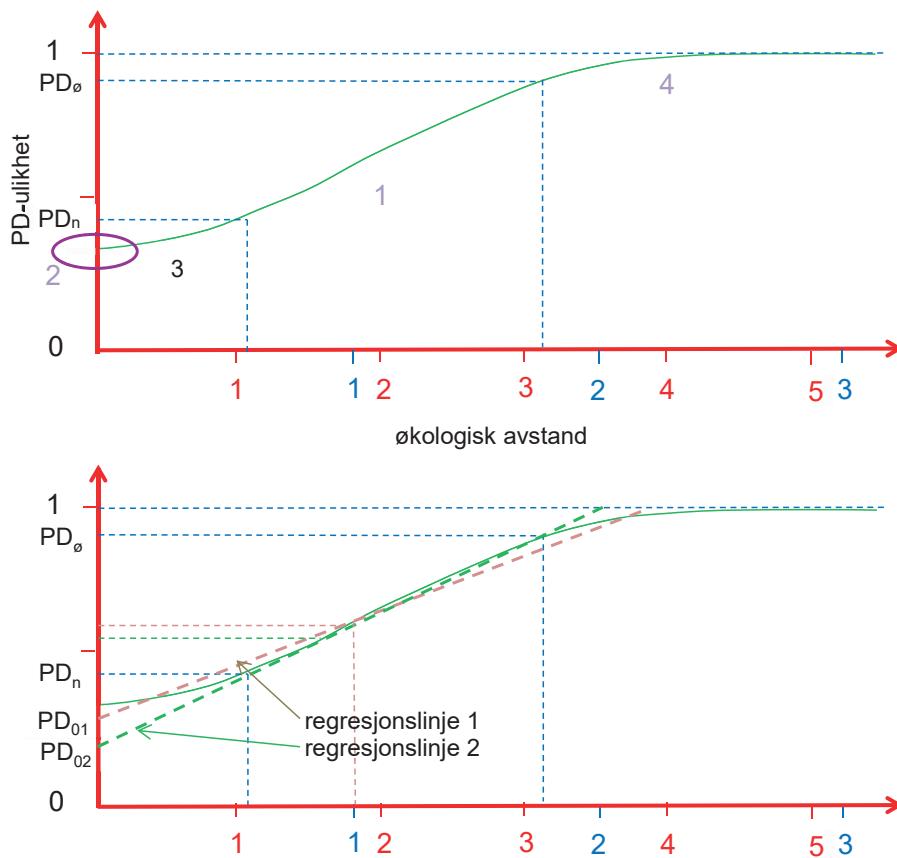


Fig. V2–1. Relasjoner mellom artssammensetningsulikhet (AU) og økologisk avstand (ØA) i konkrete observasjonsdata. Øverst: Illustrasjon av en typisk sammenheng mellom AU og ØA, med de fire utfordringene knyttet til bruk av artssammensetningsulikhet som mål på økologisk avstand indikert med fiolette tall: 1 – at sammenhengen er lineær bare i et begrenset intervall; 2 – at tilfeldig variasjon gjør at ØA = 0 ikke svarer til at AU = 0; 3 – ikke-linearitet mellom AU og ØA når AU er nært ulikheten mellom replikater (UMR); 4 – ikke-linearitet mellom AU og ØA når artssammensetnings-ulikheten er høy. AU er eksemplifisert med ulikhetsmålet proporsjonal dissimilaritet (proportional dissimilarity; PD), men i hovedtrekk vil alle AU-indeks følge samme mønster. To ulike skaleringer av ØA-aksen er vist i figuren: skalering i S.D.-enheter (røde tall) og i H.C.-enheter (blå tall). PD_n og PD_ø angir nedre og øvre grense for området der PD er lineært relatert til økologisk avstand. Nederst: Grafisk forklaring på H.C.-enheter som brukes til skalering av aksene i NMDS-ordinasjon med R-pakken vegan (Oksanen et al. 2012) (den lysebrune regresjonslinja 1). Den grønne regresjonslinja 2 representerer en alternativ definisjon av H.C.-enheter (se teksten). PD₀₁ og PD₀₂ er skjæringspunkter med y-aksen (se forklaring i teksten).

2. Tilfeldig variasjon i konkrete observasjonsdata gjør at $AU > 0$ når $\ØA = 0$. I natursystemer med en 'normal' artsrikdom, typisk minst 10–20 observerbare arter (om vi tar i betraktning kryptisk biologisk mangfold av bakterier, mikrosopp, rundormer og andre mikroskopiske dyr, har alle økosystemer større, og oftest svært mye større, artsrikdom enn dette), vil aldri, eller omtrent aldri, to observasjonsenheter (f.eks. 'vegetasjonsruter') ha eksakt samme artssammensetning (samme arter i lik mengde). Årsaker til dette, og grunner til at forskjellen i artssammensetning mellom observasjonsenheter fra økologisk likartete steder har en tendens til å øke med økende avstand mellom stedene, er drøftet i forrige kapittel.

Når en AU-indeks beregnes på grunnlag av empiriske data (registreringer i konkrete observasjonsenheter) vil en økologisk avstand lik null ($\ØA = 0$) dermed aldri svare til en AU-verdi lik 0, men til en høyere AU-verdi. Vi bruker betegnelsen AU_0 (BC_0 for UMR-estimater som er basert på BC-indeksen) for AU-indeksverdien som svarer til $\ØA = 0$. Dette er en viktig referanseverdi for artssammensetningsulikhet, som betegnes ulikheten mellom replikater (UMR). UMR er definert som 'forventet verdi for en ulikhetsindeks mellom to observasjonsenheter med eksakt samme plassering langs en viktig

kompleks miljøvariabel', UMR er uavhengig av hvilken AU-indeks som brukes. Dersom *proportional dissimilarity* (PD; se nedenfor) brukes som AU-indeks, kan AU variere helt fra ca. 0,1 til ca. 0,5 når $\bar{O}A = 0$ (Fig. V2–1). Den tilsvarende verdien for artssammensetningslikhet blir ofte betegnet *internal association* (f.eks. R. Økland 1990), et begrep som stammer fra Whittaker (1952), men som først ble brukt i eksakt denne betydningen av Whittaker (1960). Bray & Curtis (1957), som ofte blir brukt som referanse for begrepet *internal association*, bruker imidlertid begrepet *mean error of index reproducibility* for denne størrelsen. Som Bray & Curtis sitt begrep antyder, er størrelsen på UMR et uttrykk for hvor mye (tilsynelatende) tilfeldig variasjon i artssammensetning det er i det undersøkte systemet, målt med forventet verdi for mengde av hver enkelt art på steder der miljøforholdene er nøyaktig som spesifisert som referanse.

Mange faktorer er med å bestemme omfanget av (tilsynelatende) tilfeldig variasjon i et sett av konkrete observasjoner (se R. Økland 1990). Forskjellen i artssammensetning mellom en gitt observasjonshet og en ideell referanseartssammensetning ('den typiske artssammensetningen på et sted med gitte miljøforhold') bestemmes først og fremst av hvor representativ (typisk og fullstendig) artssammensetningen i observasjonsheten er for steder med de gitte miljøforholdene. Graden av 'typiskhet' påvirkes av tilfeldigheter, mens graden av 'fullstendighet' bestemmes av representativiteten i egentlig betydning (R. Økland 1990), det vil si hvor stor andel av referanseartssammensetningen som forekommer i observasjonsheten. Den viktigste bestemmende faktoren for grad av fullstendighet er størrelsen (utstrekningen) av hver observasjonshet i rom og tid, f.eks. vegetasjonsruters areal: jo mindre observasjonsheter, desto færre arter og lavere representativitet. En annen viktig faktor er antallet observasjonsheter i datasettet. Jo større datasett som brukes som grunnlag for generalisering av artsresponskurver, desto mer vil den tilfeldige variasjonen i dataene bli redusert. Ytterpunktet i 'generalitet' er artslistedata som baserer seg på et uendelig stort antall konkrete observasjonsheter (jf. kapitlet om datagrunnlaget for beregning av AU). Jo mer fullstendige tabellene er, desto mer representative vil de være for det aktuelle systemets regionale artstilfang og i fullstendige, representative artslistedata vil i prinsippet $UMR = 0$ slik at $\bar{O}A = 0$ medfører at $BC = 0$.

En tredje viktig faktor som påvirker omfanget av tilsynelatende tilfeldig variasjon innenfor en naturtype (og UMR), er at det i de aller fleste tilfeller innenfor et sett av observasjonsheter som har omtrent samme verdi for én variabel eller et fåtall variabler som definerer typen, finnes variasjon også langs andre viktige miljøvariabler (jf. R. Økland 1986b).

Omfanget av tilfeldig variasjon i artssammensetning varierer mellom økosystemer. Det kan f.eks. være stor forskjell mellom artsattige systemer dominert av flerårige, stressstolerante arter og artsrikere systemer, som vist for lyngfuruskog og rikere granskog av R. Økland & Eilertsen (1996). To klassiske skogstudier fra USA kan illustrere størrelsen på UMR: Bray & Curtis (1957) beregnet gjennomsnittlig PD-ulikhet mellom flatepar fra samme 'naturtype' til å være $BC = 0,18$, mens Whittaker (1960) fant BC-verdier som varierte mellom 0,10 og 0,30 for ulike kombinasjoner av livsformer (urter, busker, trær) og bergarter. Direkte bruk av ulikhetsindeksverdier (f.eks. BC-verdier) beregnet på grunnlag av konkrete observasjonsdata til å estimere $\bar{O}A$, forutsetter at UMR er kjent eller kan estimeres pålitelig. Den kunnskapen vi har pr. i dag tyder på at dette ikke er mulig.

(3) Ikke-linearitet mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand når artssammensetningsulikheten er nær UMR. Fig. V2–1 viser at AU flater ut som funksjon av $\bar{O}A$ når $\bar{O}A$ nærmer seg null. Når den økologiske avstanden er nær null, er den tilfeldige variasjonen i artssammensetning så stor at en liten forskjell i AU-verdi like gjerne kan skyldes tilfeldig variasjon (eller andre forhold som gjør at $UMR \neq 0$) som en reell forskjell i økologisk avstand (ulik plassering langs den aktuelle komplekse miljøgradienten). Analyser som er basert på simulerte datasett, der et antall ideelle arter blir spredd utover langs aksene (gradientene) i et økologisk rom, med 'observasjonsheter' som 'samples' på

forhåndsbestemte steder langs gradientene, og hvor omfanget av den tilfeldige variasjonen i artssammensetning er kjent, viser at PD ikke begynner å stige markant som funksjon av $\bar{O}A$ før $\bar{O}A$ er vesentlig større enn 0 og at sammenhengen mellom PD og reell økologisk avstand er ikke-lineær når PD er nær PD_0 . Det samme er vist for andre AU-indekser (R. Økland 1986a). Det er, så vidt vi kjenner til, ikke foretatt noen grundige studier av hvor breit dette ikke-lineære området er, og vi veit derfor heller ikke om det ikke-lineære områdets utstrekning avhenger av hvor stor den tilfeldige variasjonen i artssammensetning er (det vil si av UMR) eller andre datasettegenskaper. Det er imidlertid grunn til å anta at det finnes slike sammenhenger, og at intervallet langs gradienten nær $\bar{O}A = 0$ der BC ikke øker lineært med $\bar{O}A$, blir breiere når UMR øker.

(4) Ikke-linearitet mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand når artssammensetningsulikheten er høy. Når den økologiske avstanden mellom to observasjonsheter blir stor nok, vil observasjonshetene til slutt ikke ha noen arter felles. Da er $AU = 1$ (Fig. V2–1). Dette gjelder uavhengig av om AU er beregnet på grunnlag av konkrete observasjonsdata eller generaliserte artslistedata, og uavhengig av hvilken AU-indeks som blir benyttet. Verdien $AU = 1$ forteller altså at den økologiske avstanden mellom stedene er stor, men sier ellers ikke noe om hvor stor den økologiske avstanden mellom observasjonsstedene er. Ett eksempel kan illustrere dette. Snøleier mangler felles arter med tropisk regnskog og kan også mangle felles arter med norsk snørasmark, altså er $AU = 1$ både når snøleiene sammenliknes med snørasmarka og når de sammenliknes med den tropiske regnskogen. Det er imidlertid oppagt at miljøforholdene i snøleier er mye mer forskjellige fra miljøforholdene i tropisk regnskog enn i snørasmark, og $BC = 1$ svarer derfor til en mye større $\bar{O}A$ i det andre tilfellet enn i det første tilfellet.

Artenes toleranseområde langs hovedkompleksgradienter varierer, og de fleste økosystemer inneholder én eller noen få generalistarter med svært stor toleranse. Dette er gjerne dominerende arter, de såkalte kjerneartene i CURS-modellen (C-arter i Fig. A1–5; se teksten til denne figuren for forklaring). Intet par av observasjonsheter får $AU = 1$ før de har større økologisk avstand enn toleranseområdet til den mest vidt utbredte arten som forekommer i den aktuelle delen av den aktuelle gradienten. Med økende økologisk avstand tynnes gruppa av felles arter mellom to observasjonsheter gradvis ut. Arter som er felles for observasjonsheter skilt av stor økologisk avstand forekommer vanligvis i små mengder i begge de to observasjonshetene fordi disse befinner seg i motsatte ytterpunkter langs den komplekse miljøgradienten. Resultatet er at når den økologiske avstanden blir stor nok, så vil kurven som viser sammenhengen mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand (se Fig. V2–1) flate gradvis ut inntil den til slutt når maksimalverdien $\bar{O}A = 1$. Akkurat hvor på AU-skalaen denne utflatingen begynner, avhenger $\bar{O}A$ -indeks, økosystem- og datasettegenskaper på måter som, så langt vi kjenner til, ikke er systematisk undersøkt. Simuleringsstudiet til R. Økland (1986a) og den klassiske Fig. 18 hos Whittaker (1960) som viser $\log(100 \times (1 - PD))$ som funksjon av antall trinn langs høyde- og fuktighetsgradienter (subjektivt delt inn i et antall ideelle trinn) indikerer en tydelig ikke-linearitet når $BC = 0,9$, og at ikke-linearitet kanskje inntreffer ved BC-verdier som er litt lavere enn 0,9. Undersøkelser av et mye større spekter av datasett er imidlertid nødvendig for å trekke generelle konklusjoner om dette, og dette er derfor et sentralt tema i bakgrunnsundersøkelsen.

V2f Mål på artssammensetningsulikhet

Det finnes utrolig mange mål på artssammensetningsulikhet, det vil si indekser som beregnes for par av artslister ved bruk av en matematisk formel. AU-indeksverdien for ulikheten mellom to artslister A og B, $AU(A, B)$, beregnes på grunnlag av artsmengdevektorene $\mathbf{A} = [X_{a,1}, \dots, X_{a,m}]$ og $\mathbf{B} = [X_{b,1}, \dots, X_{b,m}]$, der $X_{a,i}$ og $X_{b,i}$ betyr mengden av art i, henholdsvis i artsliste A og artsliste B. A og B kan represesntere konkrete observasjonsheter eller generaliserte artslisteler. Før beregning av $AU(A, B)$ må to artslistene samles i én matrise der alle de m artene som finnes i minst én av artslistene, er

listet opp. Alle AU-indekser for mengdedata kan også brukes for forekomst/fraværsdata, fordi enhver mengdeskala kan transformeres til forekomst/fravær ved å sette alle mengdeverdier > 0 lik 1. De aller fleste AU-indeksene angir ulikhetsverdier på en fast måleskala. Her skal vi konsekvent bruke måleskalaen fra 0 (helt lik artssammensetning) til 1 (ingen arter felles), men det er ingen ting i veien for å bruke andre skalaer, f.eks. en prosentskala, i stedet.

Den ulikhetsindeksen som best oppfyller betingelsene 1 og 2 (se kapittel V2c) for potensielt gode mål på økologisk avstand, er indeksen som her vil bli kalt PD (**proporsjonal dissimilaritet**, *proportional dissimilarity*) (R. Økland 1986a, 1990, Faith et al. 1987). PD defineres som ‘summen, over alle arter som finnes i minst en av to sammenliknede observasjonsenheter, av absoluttverdien av parvise forskjeller mellom artsmengder, dividert med summen av artsmengdene i de to observasjonsenhetene’. PD er derfor den opplagte kandidaten til direkte AU-mål for bruk til estimering av $\emptyset A$ i NiN versjon 2. I dette vedlegget har vi derfor begrenset oss her til å se på PD og indekser som kan avledes fra PD. Det er imidlertid ikke dermed opplagt at PD vil tilfredsstille de strenge kravene vi må sette til et godt mål på $\emptyset A$.

I sin enkleste form, beregnet for vektorene **A** og **B** slik de er gitt i ei datamatrise av artslister, og med verdier gitt på en skala fra 0 til 1, er PD gitt av formelen

$$PD(j, k) = \frac{\sum_{i=1}^m |x_{i,j} - x_{i,k}|}{\sum_{i=1}^m x_{i,j} + \sum_{i=1}^m x_{i,k}},$$

der de to artslistene er betegnet henholdsvis j og k. Ett enkelt eksempel med konstruerte data illustrerer at PD er et enkelt og intuitivt mål på ulikhet i artssammensetning. La oss anta at vi har tre artslister for karplanter i vegkanter, som vi ønsker å sammenlikne med hensyn til artssammensetning. Artsliste A er fra en vegkant med arter som er vanlig på sterkt endret mark, men mangler fremmede problemarter, artsliste C er fra en vegkant der de to fremmedartene kjempebjørnekjeks (*Heracleum mantegazzianum*) og hagelupin (*Lupinus polyphyllus*) dominerer fullstendig, og artsliste B er fra en vegkant med innslag, men ikke total dominans av fremmedartene. Tabell V2–1 viser den observerte artssammensetningen i de tre observasjonsenhetene. Artenes mengder er angitt ved bruk av en standardisert metode for angivelse av artsmengder i NiN versjon 1 på en skala fra 0 til 4, som beskrevet i NiN[1] artikkkel 1: **Boks 7**. Artene er nummerert fra $i = 1$ til 6 (= m, det totale antallet arter i materialet). Vi finner PD mellom $j = A$ og $k = B$ ved å sette inn mengdeverdiene $x_{i,j}$ og $x_{i,k}$ i uttrykket for PD:

$$PD(A, B) = \frac{|3-3| + |1-4| + |0-1| + |1-2| + |3-0| + |4-0|}{(3+4+1+2+0+0)+(3+1+0+1+3+4)} = \frac{0+3+1+1+3+4}{10+12} = \frac{12}{22} = 0,55$$

og tilsvarende

$$PD(B, C) = \frac{|3-0| + |1-0| + |0-0| + |1-0| + |3-4| + |4-4|}{(3+1+0+1+3+4)+(0+0+0+0+4+4)} = \frac{3+1+0+1+1+0}{12+8} = \frac{6}{20} = 0,30$$

Dersom artssammensetningen (og artsmengdene) i to av artslistene hadde vært helt lik, ville alle ledene i telleren i uttrykket blitt 0, og PD ville blitt 0. Vi ser av tabellen at artslistene A og C ikke har noen arter felles. Da blir $PD(A, C) = 1$ fordi alle ledd i nevneren gjenfinnes i telleren (og omvendt). Vegkanten B har en artssammensetning som viser likhetstrekk både med A og C, men artssammensetningen i B er mindre ulik (mer lik) artssammensetningen i den fremmedartsdominerte vegkanten C enn den er vegkant A. Dette eksemplet viser en viktig egenskap ved PD-indeksen: at PD-verdiene ikke tilfredsstiller den såkalte trekantulikheten. Trekantulikheten gjelder funksjoner som karakteriserer relasjoner mellom objekter av ett eller annet slag (f.eks. avstander mellom punkter i et geometrisk rom), og sier at relasjonen mellom to objekter A og C ikke kan ha høyere verdi enn summen av rela-

sjonene mellom hver av A og C og et tredje objekt B. Avstander i et vanlig geometrisk rom tilfredsstiller trekantulikheten, mens eksemplet over viser at PD ikke gjør det: $PD(A,C) = 1$, mens $PD(A,B) + PD(B,C) = 0.55 + 0.30 = 0.85 < 1$. Dette er en første indikasjon på at det vil knytte seg usikkerhet knyttet til 'oversettelsen' av PD-ulikheter til relative plasseringer langs en underliggende kompleks miljøvariabel. Når PD ikke tilfredsstiller trekantulikheten, kan vi da forvente at den økologiske avstanden mellom A og B er omtrent dobbelt så stor ($0.55/0.30$) som den økologiske avstanden mellom B og C, slik vil være dersom PD er lineært relatert til $\bar{O}A$? Eller er det mulig å transformere PD slik at sammenhengen blir lineær? Eller må vi i tillegg ta i betraktning egenskaper ved dataene, som f.eks. forskjeller i artsrikdom mellom artslistene? Disse sentrale spørsmålene for eventuell bruk av PD som mål på $\bar{O}A$, vil bli undersøkt nærmere i de neste kapitlene og i Vedlegg 3 og 4.

En spesiell situasjon, der vi ikke kan forvente at AU-indekser skal kunne gi realistiske estimerer på avstand langs en kompleks miljøgradient, kan oppstå når endene av komplekse miljøgradienter. Denne spesielle situasjonen, som vil bli referert til som en artsuttynningsituasjon, innebærer 'at det mot en gradient-ende finnes et artsuttynningsintervall'. Begrepet artsuttynningsintervall kjennetegnes i sin tur ved 'at det langs en kompleks miljøgradient finnes et punkt utenfor hvilket (det vil si mellom punktet og et gradientendepunkt) ingen arter øker i mengde, mens arter som forekommer ved dette punktet gradvis når sin toleransegrense'. Artsuttynningsituasjoner kan opptre nær en eller begge ender av én og samme komplekse miljøgradient. Artsuttynningsituasjoner krever en spesiell, pragmatisk løsning fordi:

1. Ulkhetsverdier beregnet mellom artslister fra en gradientekstremposisjon A, der ingen arter finnes, og artslister fra enhver observasjonsenhet B innenfor ekstremposisjonen, vil ha verdien 1, uavhengig av plasseringen av B langs gradienten.
2. Ulkhetsverdier beregnet mellom svært artsfattige artslister fra gradientposisjoner B og C nær en gradientekstremposisjon der ingen arter finnes, vil ha en tendens til å resultere i urealistisk høye AU-verdier alene fordi artstettheten er lav.

PD-indekser blir brukt både i likhets- og i ulikhetsformen og den har blitt konvertert til ulike måleskalær. I noen tradisjoner standardiseres dataene på spesielle måter før indeksen beregnes. Ulike former av PD-indekser går under egne navn, og noen av disse formene har flere navn. Det navnet som oftest blir brukt på standardformen [PD(j,k) ovenfor], er Bray-Curtis' indeks, med referanse til Bray & Curtis (1957). Bray og Curtis bruker imidlertid likhetsformen av indeksen, med en spesiell dobbel standardisering av dataene ('Wisconsin double standardisation') som innebærer at vektorene A og B først rangeres til sum = 1 for hver vektor slik at nevneren blir konstant (lik 2). Bray og Curtis' variant av indeksen er ikke lineært relatert til PD(j,k) (Yoshioka 2008), og det er derfor uhensiktmessig å bruke samme navn for de to formene. Den første som brukte PD-indekser uten standardisering av dataene var Cze-kanowski (1909), som beregnet likhet på en prosentskala (AU angitt på en skala fra 0 til 100 i stedet for fra 0 til 1) mellom observasjoner av morfometriske egenskaper. De første som brukte PD-indekser til å sammenlikne artslister med hensyn til artssammensetning var, ifølge Goodall (1978), Dahl & Hadač (1941) som også anga likhet på prosentskala. Ulikhetsversjonen av PD, angitt på prosentskala, blir ofte referert til som prosent ulikhet (*percentage dissimilarity*, PD; Gauch & Whittaker 1972). Den formen av indeksen som blir brukt her, er altså ulikhetsformen, angitt som forholdstall (dvs. på skala fra 0 til 1). Betegnelsen PD (proporsjonal dissimilaritet, *proportional dissimilarity*) gir en presis karakteristikk av indeksen på denne formen.

Ikke-lineariteten mellom PD og økologisk avstand ($\bar{O}A$) når PD nærmer seg 1, og problemet med at $PD = 1$ innebærer at $\bar{O}A$ er stor, men ubestemmelig, motiverer for å forsøke å erstatte høye PD-verdier med andre, mer pålitelige verdier og å bruke disse som estimat for $\bar{O}A$ i stedet for de 'rå' PD-verdiene. Det vi ønsker, er å identifisere ei øvre grense PD_Ø for et intervall på PD-skalaen der

PD er lineært relatert til ØA, og å finne en metode for å erstatte PD-verdier større enn PD_0 med nye verdier $> PD_0$. Dette reiser to spørsmål: (1) Er det mulig å definere en entydig grenseverdi PD_0 (på tvers av datasett med ulike egenskaper)? (2) Er det mulig å finne en robust metode for beregning av korrigerte AU-verdier til erstatning for de upålitelige PD-verdiene? Spørsmål (1) er ikke tilstrekkelig behandlet i litteraturen, og må undersøkes nærmere, mens spørsmål (2) i prinsippet ble besvart for over førti år siden da *step across* (Swan 1970, Williamson 1978, De'ath 1999) ble lansert som en metode for å erstatte upålitelige ulikheter med pålitelige. Avstand beregnet ved *step across*-metoden kalles geodetisk avstand (Bouttier et al. 2003), det vil si 'den korteste avstanden mellom to punkter i et nettverk, målt langs stier som forbinder punktene'. 'Punktene' det refereres til her, er observasjonsenheter og stiene er pålitelige ulikhetsverdier. Prinsippet for *step across* er som følger:

1. Beregn ei matrise av ulikheter (vi antar at PD blir brukt som AU-indeks) mellom alle par av arts-lister.
2. Definer en øvre grenseverdi for pålitelige ulikheter (PD_0 i Fig. V2–1).
3. Forkast alle ulikhetsverdier $> PD_0$.
4. For hver forkastet ulikhetsverdi, finn den korteste stien som forbinder de aktuelle to punktene (A og B) i et konseptuelt, mangedimensjonalt rom der artslistene betraktes som punkter. Den korteste stien mellom A og B er definert som den minste summen av pålitelige PD-verdier gjennom punkter C, D, ... som forbinder A og B, f.eks. $PD(A,C) + PD(C,D) + PD(D,B)$.
5. Erstatt forkastete ulikhetsverdier med nye verdier, funnet ved *step across*-metoden.

PD-verdier korrigert ved bruk av *step across* vil bli referert til som geodetisk PD, betegnet PDgeo.

Step across-metoden er implementert i R-pakken vegan (Oksanen et al. 2013). Denne implementeringen tar imidlertid verken hensyn til at PD-ulikhet mellom replikater kan være > 0 eller at PD kan være ikke-lineært relatert til ØA også når $PD <$ en viss nedre grense (PD_n i Fig. V2–1). Dersom *step across*-metoden i vegan benyttes på konkrete observasjonsdata, med $PD_0 > 0$, blir ulikhetsverdier $> PD_0$ erstattet av summen av to (eller flere) ulikhetsverdier som ikke er korrigert for UMR ($= PD_0$), og PDgeo-verdiene blir derfor urealistisk høye. Et eksempel viser dette. La oss tenke oss at øvre grense for pålitelige PD-verdier i et datasett er satt til $PD_0 = 0,75$. Et par av observasjonsenheter A og C, har $PD(A,C) = 0,80$, det vil si like over den fastlagte grenseverdien. Vi ønsker å erstatte den upålitelige PD-verdien med en mer pålitelig verdi ved bruk av *step across* og forventer en liten korreksjon av PD-verdien; siden $PD(A,C)$ er nær PD_0 er det grunn til å anta en liten effekt av ikke-linearitet mellom PD og ØA: La oss tenke oss at den korteste stien mellom A og C i vår matrise av PD-verdier går gjennom B. Men det er stor tilfeldig variasjon i artssammensetning i artslistene våre, så $PD_0 = 0,4$. Det betyr at $PD(A,B) + PD(B,C) > 0,4 + 0,4 = 0,8$ bare på grunn av tilfeldigheter i dataene våre alene. Dersom vi tenker oss at effekten av ikke-linearitet nær $PD = 0$ og for $0,75 < PD < 0,80$ er omtrent like store (dette er ikke urimelig; se Fig. V2–1), og at B ligger midt mellom A og C langs den underliggende hovedkompleksgradienten, vil vi forvente PD-verdier $PD(A,B)$ og $PD(B,C)$ nær gjennomsnittet av $PD_0 = 0,4$ og $PD(A,C) = 0,80$, det vil si $PD \approx 0,60$. Forventet estimat for $PD(A,C)$ ved *step across*-metoden er dermed $PD_{geo} \approx 0,60 + 0,60 = 1,20$! I tilfeller der $PD_0 > 0$, vil altså *step across*-metoden overestimere PD med inntil $(n - 1) \times PD_0$, der n er antall steg på stien som ble benyttet ved beregning av PDgeo! Bruk av *step-across*-metoden for beregning av korrigerte ulikheter mellom artslister basert på konkrete observasjonsdata krever derfor en korreksjon for PD_0 . For generaliserte artslister, der vi kan anta at $PD_0 = 0$, er dette problemet ikke til stede, og *step across*-metoden kan derfor, i hvert fall i teorien, resultere i PDgeo-verdier som løser problemet med ikke-linearitet for høye PD-verdier.

V2g Avstand langs reskalerte ordinasjonsakser som indirekte mål på økologisk avstand

Gjennomgangen av AU-indekser, f.eks. *proportional dissimilarity* (PD), som mål på økologisk avstand (ØA), viser at estimering av økologisk avstand på grunnlag av artssammensetningsdata er en vanskelig

oppgave, med mange fallgruver. Ordinasjonsanalyse (indirekte gradientanalyse; ter Braak & Prentice 1988) åpner for alternative, indirekte mål på økologisk avstand. Prinsippene for ordinasjonsanalyse av artslistedata (av enhver type; både basert på konkrete observasjoner og generaliserte artslister) er forklart i detalj andre steder (f.eks. NiN[1] artikkel 1: Boks 3; R. Økland 1990) og vil her bare bli skissert veldig kort. Ordinasjonsanalyse er en gruppe multivariate analysemetoder som finner struktur i data-matriser som inneholder observasjoner av mengde for m variabler (her: arter) i n observasjonsenheter (her: artslister). 'Å finne struktur' i sånne 'art-artslistematriser' innebærer at observasjonsenheterne ordnes langs et antall ortogonale akser (akser som står loddrett på hverandre og som dermed definerer et geometrisk rom; ordinasjonsrommet) på en slik måte at observasjoner (artslister) med lik verdi for variablene (artenes mengder) plasseres nær hverandre, mens observasjonsenheter med forskjellig verdi for et flertall av variablene plasseres langt fra hverandre. Ved ordinasjon av artsliste-matriser, finner ordinasjonsmetoden (dersom det ikke oppstår feil i prosessen) grader i artssammensetning: ordinasjonsaksene er artssammensetningsgrader. Når ordinasjonsaksene sorteres slik at den aksen som forklarer mest variasjon i artssammensetning blir akse 1, den som forklarer nest mest blir akse 2, etc., gir ordinasjonsresultatet oss en plassering av observasjonene langs hovedgradientene i artssammensetning i datasettet. Vanlig bruk av ordinasjonsanalyse i samfunnsøkologi er som et første trinn i analyse av naturvariasjon: identifisering av hovedgrader i artssammensetning. I neste analysetrinn blir disse aksene tolket økologisk, det vil si at samvariasjonsmønstre mellom observasjonsenheterne plassering langs aksene og miljøvariabler som er målt eller registrert i tilknytning til hver observasjonsenhet blir analysert statistisk og grafisk. Disse analysene gir grunnlag for framsetting og drøfting av hypoteser for hvilke komplekse miljøvariabler som forårsaker variasjonen i artssammensetning. Det finnes mange ordinasjonsmetoder, og disse identifiserer gradientstrukturen i datasettet på ulike måter. Ingen ordinasjonsmetode er feilfri, fordi datasettet inneholder variabler med så stor variasjon i varia-belegenskaper at ingen statistisk metode garantert gir gode resultater uansett hvilke egenskaper datasettet har. Derfor brukes ofte to eller flere forskjellige metoder parallelt; nær like resultater med begge metodene gir et godt grunnlag for å anta at hovedstrukturen i datamaterialet virkelig er funnet (R. Økland 1996, van Son & Halvorsen 2013). De to ordinasjonsmetodene som anses for best til å identifisere struktur i art-artslistematriser (Minchin 1987, R. Økland 1990), er DCA (*detrended correspondence analysis*; Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og (G)NMDS [(global) multidimensional scaling; Kruskal (1964a, 1964b), Kruskal et al. (1973), Minchin (1987)].

Ordinasjonsanalyse kan brukes som til å framskaffe et indirekte mål på økologisk avstand dersom man

1. kan være sikker på at hver ordinasjonsakse som blir benyttet til beregning av ØA virkelig gjenspeiler variasjon langs den 'underliggende' komplekse miljøgradienten man ønsker å tallfeste økologisk avstand langs;
2. ordinasjonsaksene er skalert i måleenheter som uttrykker artssammensetningsvariasjon på en skala med enheter som på en konsistent måte, mest mulig uavhengig av datasettegenskaper, sier noe om variasjonen langs den underliggende komplekse miljøvariabelen; og
3. antallet artslister er tilstrekkelig til at ordinasjonsmetoden gir en pålitelig beskrivelse av relasjoner mellom observasjonsenheterne.

Det første punktet er det enkleste: sterke relasjoner mellom ordinasjonsaksene og økologiske grader bekreftes ved å vise at observasjonsenheterne plassering langs aksen (deres 'skårer') er sterkt korrelert med en variabel som uttrykker variasjon langs den komplekse miljøgradienten. Dersom materialet består av et begrenset antall artslister som representerer variasjon langs én kjent, kompleks gradient som er viktig for artssammensetningen, følger det av hva ordinasjon er at første aksje vil gjenspeile variasjon i artssammensetning langs denne ene, viktige gradienten. Ordinasjonsanalyse er derfor et potensielt nyttig indirekte hjelpemiddel til tallfestning av ØA. Det andre punktet adresseres på forskjellige måter i DCA og (G)NMDS; slik at de to metodene opererer ned ulike akseenheter.

Enheten for grad av variasjon i artssammensetning som brukes til å skalere DCA-akser, blir betegnet **S.D.-enheten** (S.D. = *standard deviation*). S.D.-enheten ble foreslått som mål på ØA, beregnet på grunnlag av artslistedata der observasjonsenheterne var ordnet langs en kompleks miljøgradient, av Gauch & Whittaker (1972). Den har vært benyttet for skalering av DCA-akser ('Hill's ikke-lineære reskalering') siden DCA ble lansert i 1979, og har gjennom tester vist seg å gi relativt robuste estimerer av ØA (Hill & Gauch 1980, R. Økland 1990, 1992). Dette kommer vi tilbake til.

S.D.-enheten tar utgangspunkt i den unimodale artsresponsmodellen, nærmere bestemt antakelsen om at hver art sin respons på en hovedkompleksgradient kan modelleres ved å tilpasse en funksjon med samme form som funksjonen som beskriver punktsannsynligheten i normalfordelingen (heretter betegnet normalfordelingskurven). La oss tenke oss at normalfordelingskurver er tilpasset for alle arter langs en hovedkompleksgradient. Fig. V2–2 viser normalfordelingskurven for en gjennomsnittsart når plassering langs den komplekse miljøgradienten er skalert slik at én enhet svarer til gjennomsnitts-arten standardavvik. Den matematiske formelen som beskriver denne kurven er

$$y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{x^2}{2}}$$

der x er plasseringen langs hovedkompleksmiljøgradienten, skalert slik at artens optimum langs gradienten ligger i punktet x = 0, og y er artens mengde. En S.D.-enhet svarer til en forskjell i artssammensetning lik det gjennomsnittlige standardavviket for normalfordelingskurver tilpasset hver art i datamaterialet. Fig. 3 hos Gauch & Whittaker (1972) antyder at PD = 0 mellom to observasjonsenheter inntreffer når avstanden mellom dem langs en underliggende kompleks miljøgradient er omkring 6 S.D.-enheter, men skriver eksplisitt at dette nok vil være datasettavhengig og presiserer at dette tallet i en teoretisk situasjon (f.eks. ved bruk av normalfordelingsfunksjonen til å simulere data) vil bli bestemt av hvilken verdi som brukes som nedre terskelverdi for å skille forekomst fra fravær (Gauch & Whittaker bruker begrepet *veil line* for denne terskelverdien). Problematikken rundt nedre terskelverdi oppstår fordi normalfordelingskurven må kuttes av (trunkeres) nær endene for å kunne brukes til å beskrive artsresponser. Normalfordelingsfunksjonen i seg sjøl (Fig. V2–2) er definert for

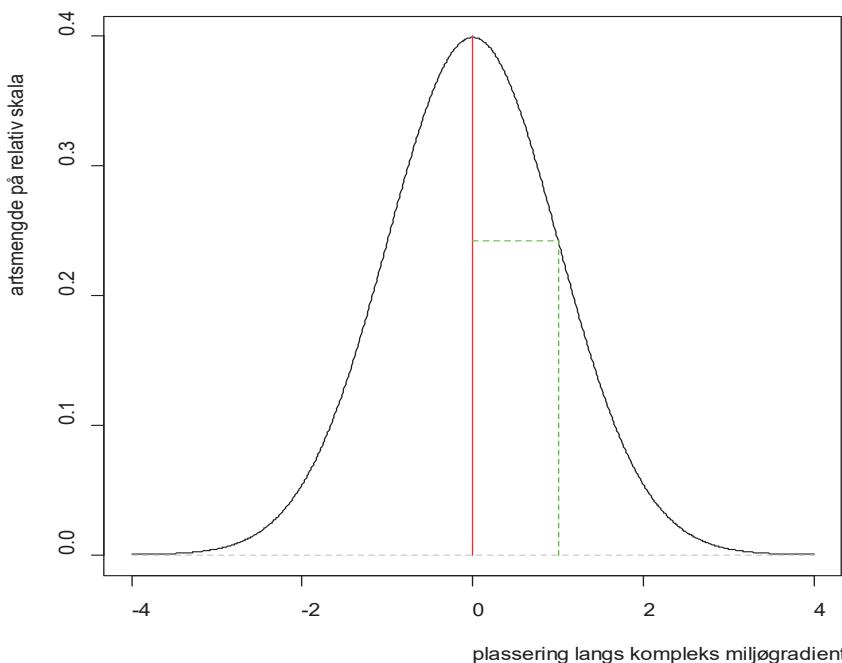


Fig. V2–2. Punktsannsynligheten i normalfordelingen med middelverdi = 0 og standardavvik = 1, tolket som artsresponskurve på en underliggende kompleks miljøgradient, skalert i S.D.-enheter. Den røde linja markerer en gjennomsnittsarts optimum, den grønne stiplete linja markerer standardavviket i fordelingen.

alle gradientposisjoner fra $-\infty$ til $+\infty$, hvilket innebærer at alle arter skulle finnes overalt, om enn i svært små mengder når avstanden fra artens optimum er stor. Dette gir ikke mening i et gradientanalyseperspektiv, der punkt 3 sier at artene forekommer innenfor et begrenset intervall langs hver hovedkompleksmiljøvariabel! Minchin (1987) antyder også at hele artssammensetningen byttes ut i løpet av ca. 6 S.D.-enheter langs en kompleks miljøgradient, det vil si at $PD = 1$ svarer til 6 S.D.-enheter. Det vil imidlertid alltid være stor usikkerhet knyttet til tall som bestemmes av den ene arten som har videst toleranse i et område langs en gradient der to sammenliknede observasjonsenheter plasserer seg. Én art som forekommer i begge observasjonsenheter er jo nok til at $PD < 1$, uansett hvor snevre toleranser alle de andre artene har!

Punkt (3) kan være viktig, fordi ordinansområdene er multivariate metoder som oppsummerer relasjoner mellom observasjonsenheter. Antallet observasjonsenheter som trengs for pålitelig identifisering av relasjoner mellom artslistene langs en sterkt, 'underliggende', kompleks miljøgradient, har knapt vært undersøkt i detalj, fordi ordinansområdene først og fremst brukes til å finne struktur i store, komplekse datasett. R. Økland (1990) antyder at omkring 20 konkrete observasjonsenheter kan være et minimumsantall observasjonsenheter som trengs for å representere variasjonen langs én sterkt kompleksgradient. Det er derfor ikke, på grunnlag av dagens kunnskap, mulig å si hvorvidt ordinansområdene vil være egnet til å tallfeste økologisk avstand mellom generaliserte artslistene.

Nå vender vi tilbake til S.D.-enheten igjen, og dens relasjon til PD-ulikhet. I sin artikkel fra 1972 (Gauch & Whittaker 1972) tar forfatterne alle mulige forbehold når de antyder hvordan de to målene er relatert til hverandre. Men i artikkelen der DCA-metoden ble beskrevet (Hill & Gauch 1980) står å lese, uten forbehold: '*A species may be expected to appear, to rise to its mode, and to disappear again in about 4 sd; and a full turnover in species composition of samples should also occur in about 4 sd.*' Dette stemmer imidlertid bare dersom det settes en terskel ved en mengdeverdi omkring $0,01 \times$ (maksimalverdien på mengdeskalaen). Etter 1980 har '4 S.D. = 1 full artsutskifting' blitt gjentatt som et mantra, så mange ganger og av så mange (f.eks. R. Økland 1990) at det nærmest har blitt en vedtatt sannhet. Men et kritisk blikk på variasjonen i toleranse mellom arter tilsier at dette er en urealistisk lav verdi og at kanskje 6 S.D.-enheter er nærmere gjennomsnittsverdien i reelle datasett, slik Gauch & Whittaker (1972) og Minchin (1987) foreslår.

Når DCA-ordinansområdene blir reskalert i S.D.-enheter ved bruk av Hills algoritme finner det ikke sted noen tilpasning av normalfordelingskurver, men reskaleringen skjer ved en indirekte metode [se Hill (1979) eller R. Økland (1990) for forklaring] som bare i helt ideelle situasjoner gir samme resultat som om man hadde tilpasset normalfordelingskurver. Det er derfor stilt spørsmål ved om den S.D.-enheten som er resultatet av reskalingsprosessen i DCA gir resultater som i det hele tatt kan tolkes med referanse til normalfordelingsmodellen (Oksanen & Tonteri 1995). I praksis har imidlertid S.D.-enheten som er resultatet av ikke-lineær reskalering av 'rå' DCA-akseskårer vist seg som en robust enhet for økologisk avstand (Økland 1990, Legendre & Legendre 1998, Ejrnæs 2000), og DCA er derfor mye brukt til skalering av grader i enheter som skal kunne tolkes som mål på økologisk avstand (f.eks. Ejrnæs 2000, Rydgren et al. 2003). Ulempen med DCA-beregnete S.D.-enheter som mål på økologisk avstand er imidlertid at antallet S.D.-enheter langs en DCA-akse påvirkes sterkt av skalaen som artsmengder angis på, slik at bruk av S.D.-skalerte DCA-akseler til beregning av ØA påvirkes av hvilken veiefunksjon som brukes for å balansere kvantitative og kvalitativ informasjon (R. Økland 1986a, Eilertsen et al. 1990, van Son & Halvorsen 2013), og av størrelsen på observasjonsenheterne (R. Økland et al. 1990). Den indirekte metoden for tallfestning av ØA ved bruk av reskalerte, tolkete DCA-akseler, er dessuten sårbar for alle mulige slags feil og mangler DCA-ordinansområdene måtte være befeftet med (R. Økland 1990).

H.C.-enheten (= half-change units), som ble først foreslått som mål på økologisk avstand av Whittaker (1960), tar utgangspunkt i artssammensetningsulikheter mellom alle par av observasjonsenheter, gjerne beregnet ved bruk av PD-indekset (men H.C.-definisjonen kan brukes for alle ulikhetsindeks). Det er altså i utgangspunktet en enhet som framkommer ved transformering av PD-indeksverdier. Whittaker's opprinnelige definisjon av H.C.-enheten tar utgangspunkt i en antakelse om at det er en lineær sammenheng mellom $\ln(1 - (PD - PD_0))$ og økologisk avstand Z , beregnet for to observasjonsenheter A og B, slik at

$$Z(A, B) = \frac{\ln \frac{1-PD_0}{1-PD(A,B)}}{\ln 2}$$

angir antall H.C.-enheter mellom de to observasjonsenheterne. PD_0 betegner er ulikheten mellom replikater. Denne sammenhengen innebærer at dersom $PD_0 = 0,2$, så vil to observasjonsenheter med $PD = 0,8$ være skilt av en økologisk avstand som er det dobbelte av den økologiske avstanden mellom to observasjonsenheter med $PD = 0,6$. Dette følger av at Z i det første tilfellet er gitt av

$$Z = \frac{\ln \frac{1-PD_0}{1-PD}}{\ln 2} = \frac{\ln \frac{1-0,2}{1-0,8}}{\ln 2} = \frac{\ln \frac{0,8}{0,2}}{\ln 2} = \frac{\ln 4}{\ln 2} = \frac{2 \cdot \ln 2}{\ln 2} = 2,$$

i det andre tilfellet av

$$Z = \frac{\ln \frac{1-PD_0}{1-PD}}{\ln 2} = \frac{\ln \frac{1-0,2}{1-0,6}}{\ln 2} = \frac{\ln \frac{0,8}{0,4}}{\ln 2} = \frac{\ln 2}{\ln 2} = 1.$$

Nå veit vi imidlertid at det ikke er en slik loglineær sammenheng mellom PD-ulikhet og økologisk avstand; sammenhengen er lineær over et stort ØA-intervall (R. Økland 1986a). Reskalering av NMDS-ordinasjonsakser i H.C.-enheter, som har blitt en standardmetode for skalering av NMDS-akser siden metoden ble introdusert på 1980-tallet (jf. Minchin 1987), er basert på en annen definisjon enn Whittaker's originale definisjon. Ved reskalering av NMDS-akser i R-pakka *vegan* (Oksanen et al. 2012) beregnes UMR på følgende måte (se Fig. V2–1, nederst): Først gjøres en lineær regresjon med den valgte ulikhetsindeksen (f.eks. PD) som avhengig variabel og avstanden mellom observasjonspar i ordinasjonsdiagrammet som uavhengig variabel. Skjæringspunktet mellom regresjonslinja og y-aksen (PD_{01} i Fig. V2–1) brukes som estimat for UMR. H.C.-enheten i NMDS er definert slik at 1 H.C.-enhet er gjennomsnittsavstanden langs en ordinasjonsakse som svarer til en artssammensetningsulikhet lik gjennomsnittet av UMR-estimatet og 1, det vil si $(1 + PD_{01})/2$.

Bruk på konkrete observasjonsdata, hvor $UMR > 0$, vil denne metoden sannsynligvis resultere i at 1 H.C.-enhett omfatter en veldig liten forskjell i PD-verdi, og at H.C.-enheten dermed blir 'oversatt' til en urealistisk stor økologisk avstand. Den vil dessuten være sårbar for forekomst av enkeltarter med svært vid toleranse, som gjør at $AU = 1$ først nås for veldig store økologiske avstander. En mulig alternativ metode som er mindre sårbar for ikke-linearitet mellom AU-indekset og ØA både for korte og lange økologiske avstander, vil være å bruke en regresjonslinje som bare baserer seg på par av observasjonsenheter med en AU-verdi i området der AU-indekset antas å være lineært relatert til økologisk avstand. Denne linja er vist i Fig. V2–1 (nederst) som den grønne regresjonslinje 2.

Problemene knyttet til tilfeldig variasjon i datamaterialet og usikkerhet ved beregning av UMR, gjelder konkrete observasjonsdata og ikke generaliserte artslistedata, som ikke eller omrent ikke inneholder tilfeldig variasjon i arters forekomst og mengde (dette avhenger av hvor generaliserte artslistedataene er).

TABELL V2–1. Konstruert eksemplardatasett for å illustrere beregning av PD-ulikhet mellom artslister, som inneholder artslister fra tre observasjonsenheter i vekanter. Artsmengde er angitt på en skala fra 0 til 4.

i	Artsnavn	Artsliste A	Artsliste B	Artsliste C
1	Kveke (<i>Elytrigia repens</i>)	3	3	0
2	Engsvingel (<i>Schedonorus pratensis</i>)	4	1	0
3	Reinfann (<i>Tanacetum vulgare</i>)	1	0	0
4	Ugrasløvetann (<i>Taraxacum officinale agg.</i>)	2	1	0
5	Kjempebjørnekjeks (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	0	3	4
6	Hagelupin (<i>Lupinus polyphyllus</i>)	0	4	4

Reskalering av NMDS-akser i *vegan* kan også gjøres ved bruk av *step across*-metoden (Oksanen et al. 2012). Implementeringen av *step across*-metoden i *vegan* tar, som forklart i forrige kapittel, ikke ulikheten mellom replikater i betraktning, og kan derfor ikke forventes å gi en meningsfull skalering av NMDS-ordinasjonsakser i ØA-enheter når datamaterialet består av artslister fra konkrete observasjonsenheter.

Også andre indirekte mål på økologisk avstand, som tar utgangspunkt i ordinasjon, har blitt foreslått. Her nevnes bare kort R-enheten (R står for *range*, artenes gjennomsnittlige toleranse langs en gradient) som ble foreslått av Minchin (1987) og enheten *gleason* (oppkalt etter den amerikanske økologen Henry Gleason), foreslått av Wilson & Mohler (1983). Ingen av disse enhetene har fått gjennomslag og ingen synes nå å være i allmenn bruk.

I litteraturen oppgis til dels svært ulike tall for hvordan S.D.- og H.C.-enheterne er relatert til hverandre. Gauch & Whittaker (1972) skriver at dette tallet er avhengig både av hvilken terskelverdi som brukes for å trunkere normalfordelingskurver og, ikke minst, hvilken vekt som gis til arts mengde i forhold til forekomst/fraværinformasjon. For simulerte data uten tilfeldig variasjon, med normalfordelingsrespons, og bruk av en terskelverdi på 1/10 000 av maksimalverdien på mengdeskalaen, oppgir de at 1 H.C.-enhet svarer til 1,349 S.D.-enheter, mens 1 H.C.-enhet svarer til hele 3,3 S.D.-enheter når ulikheter beregnes på grunnlag av forekomst/fraværdata. Hill & Gauch (1980) skriver derimot at 1 H.C.-enhet vil svare til 'omtrent 1 S.D.-enhet eller litt mer'. Tallet 1,349, som går igjen i mye av litteraturen, er imidlertid også urealistisk lavt for de aller fleste virkelige, kvantitative datasett fordi mengdeskalaer med rekkevidde (forholdstall mellom høyeste og laveste verdi for forekomst) på 10 000 aldri forekommer. van Son & Halvorsen (2014) viser for to eksemplardatasett med realistiske rekkevidder (mellan 1 og 100) at forholdstallet ligger omkring 1,7, med en viss variasjon som imidlertid ikke synes å være sterkt relatert til hvordan forekomst/fravær veies i forhold til mengde.

V2h Konklusjoner og utfordringer

På bakgrunn av gjennomgangene av relasjoner mellom artssammensetningsulikhet og økologisk avstand og av mål på økologisk avstand som er i bruk, er det mulig å trekke tre hovedkonklusjoner samt å identifisere fem utfordringer som kan avklares gjennom analyser av simulerte og/eller reelle data. De tre hovedkonklusjonene er:

- PD-indekset (proporsjonal dissimilaritet, *proportional dissimilarity*) er den blant artssammensetningsulikhetsindeksene (AU-indeksene) som er best egnet for beregning av økologisk avstand (ØA). Alle videre undersøkelser om bruk av AU-indekser til tallfestning av ØA bør derfor baseres på PD eller indekser avledet fra PD.

2. Bruk av AU-indekser beregnet på grunnlag av konkrete observasjonsdata (f.eks. PD) til å tallfeste ØA innebærer utfordringer som sannsynligvis ikke er løsbare. Årsaken til dette er stor, iboende usikkerhet knyttet til estimering av ulikheten mellom replikater (UMR) og omfanget av ikke-linearitet mellom AU-indeksene og ØA for små økologiske avstander. Eventuell beregning av ØA på grunnlag av PD eller indekser avledet fra PD må derfor baseres på generaliserte artslistedata.
3. Såvel PD og andre AU-indekser som ordinasjonsakser skalert i enheter som uttrykker grad av endring i artssammensetning (S.D.-enheten i DCA og H.C.-enheten i GNMDS) påvirkes sterkt av valget av veiefunksjon for mengdedata, det vil si av balansen mellom kvantitative og kvalitativ informasjon i datasettet. En metodikk for tallfestning av ØA på grunnlag av artslistedata til bruk i en standardisert naturtypeinndeling forutsetter derfor en fullstandardisert metodikk for å angi arts-mengder. Denne konklusjonen er uavhengig av hvilken metode for tallfestning av ØA som blir valgt og uansett om konkrete observasjonsdata eller generaliserte artslistedata legges til grunn,

Følgende fem utfordringer og uavklarte spørsmål er identifisert gjennom den teoretiske gjennomgangen i dette kapitlet:

1. Eventuell bruk av PD eller indekser avledet fra PD til tallfestning av ØA forutsetter:
 - a. at det er mulig å fastsette en grenseverdi PD_0 slik at $PD < PD_0$ innebærer linearitet mellom PD og ØA; og
 - b. at linearitetsrelasjonen mellom PD og ØA ikke påvirkes nevneverdig av normalt forekommende variasjon i egenskaper som varierer mellom datasett, som f.eks.
 - i. total artsrikdom;
 - ii. gjennomsnittlig artstethet (antall arter pr. observasjonsenhet),
 - iii. 'gradientlengde', det vil si omfanget av variasjon i artssammensetning (*compositional turnover*) langs en gradient; og
 - iv. egenskaper som varierer innen datasett, som f.eks. forekomst av systematisk variasjon i artsrikdom langs en 'underliggende' kompleks miljøgradient.

Det må avklares om, eventuelt i hvilken grad, disse betingelsene er oppfylt.

2. Dersom PD oppfyller betingelsene i punkt (1), åpnes en mulighet for bruk av *step across*-metoden til å korrigere PD-verdier mellom generaliserte artslisteler for ikke-linearitet i den øvre, ikke-lineære delen av PD-skalaen. I så fall vil PDgeo (PD med *step across*) kunne brukes til å transformere (konvertere) PD til et hensiktsmessig mål på ØA. Dette må avklares.
3. Det er flere prinsipielle utfordringer knyttet til bruk av ordinasjonsmetodikk som en indirekte metode for å tallfeste ØA. En forutsetning for at en ordinasjonsbasert metode skal være aktuell som alternativ til AU-indeksbaserte metoder, er at ordinasjonsmetoden resulterer i bedre estimater for ØA enn metoder basert på PD (eller PDgeo) med hensyn til linearitet mellom avstand langs ordinasjonsakse og 'underliggende' økologisk avstand. Dersom denne betingelsen er oppfylt, kan en ordinasjonsbasert metode være aktuell for tallfestning av ØA (gitt at tilleggskrav oppfylles). Dersom såvel metoder basert på AU-indekser og metoder basert på ordinasjon tilfredsstiller betingelsen gitt ovenfor, kan ordinasjonsbaserte metoder være aktuelle som støttemetoder til en AU-indeksbasert metode, blant annet som kontroll eller visualisering av relasjoner. Dessuten åpnes da for mer direkte bruk av ordinasjonsresultater ved trinndeling av hovedkompleksgradienter.
4. Bruk av ordinasjon i ethvert av de henseendene som er nevnt i punkt (3) forutsetter imidlertid at følgende tilleggsbetingelser er oppfylt:
 - a. at ordinasjonsmetoden ikke er sårbar for artifikter; og
 - b. at ordinasjonsmetoden er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslisteler
 - c. at ordinasjonsakser skalert i den aktuelle enheten (S.D.-enheten i DCA, H.C.-enheten i GNMDS eller GNMDSgeo) har en konsistent relasjon til PD (eller PDgeo) som mål på ØA, på tvers av datasettegenskaper nevnt i punkt (1b).

5. Intet mål på ØA som er basert på artssammensetning vil i seg sjøl kunne håndtere ekstreme artsuttynningssituasjoner med gradientendepunkter helt eller nesten helt uten arter. Ethvert mål på ØA forutsetter derfor at det er mulig å finne spesialløsninger for håndtering av artsuttynningssituasjoner.

Første punkt i konklusjonen innebærer en konsentrasjon av oppmerksomheten om PD og PDgeo som alternative AU-baserte mål på ØA. Konklusjonens punkt 2 innebærer at det videre arbeidet fram mot en standardisert metodikk for bruk av artssammensetning til tallfesting av ØA og trinndeling av komplekse miljøvariabler konsentreres om ulike metoders evne til å beskrive variasjon i datasett som består av generaliserte artslistebaserede varianser langs andre komplekse miljøvariabler enn den ene som skal gjøres gjenstand for tallfesting av ØA i størst mulig grad holdes konstant. Konklusjonens punkt 3 innebærer at alle analyser med sikte på å avklare spørsmål og utfordringer 1–5 baseres på en fullstandardisert metodikk for å angi artsmengder i generaliserte artslistebaserede varianser. Framlegget til slik metodikk for bruk i NiN versjon 2, som er beskrevet i kapittel B2, er derfor lagt til grunn for alle videre analyser rapportert i vedleggene 3 og 4.

Referanser

- Bouttier, J., Di Francesco, P. & Guitter, E. 2003. Geodesic distance in planar graphs. – *Nucl. Phys. Ser. B* 663: 535-567.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. – *Ecol. Monogr.* 27: 327-349.
- Czekanowski, J. 1909. Zur differential Diagose der Neandertalgruppe. – *Korrespondenzbl. dt. Ges. Anthropol.* 40: 44-47.
- Dahl, E. & Hadač, E. 1941. Strandgesellschaften der Insel Ostøy im Oslofjord. – *Nyt Mag. Naturvid.* 82: 251-312.
- De'ath, G. 1999. Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. – *Pl. Ecol.* 144: 191-199.
- Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. – *J. Veg. Sci.* 1: 261-270.
- Eriksson, O. 1993. The species-pool hypothesis and plant community diversity. – *Oikos* 68: 371-374.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. – *Vegetatio* 69: 57-68.
- Gauch Jr, H.G. & Whittaker, R.H. 1972. Coenocline simulation. – *Ecology* 53: 446-451.
- Goodall, D.W. 1978. Sample similarity and species correlation. – I: Whittaker, R.H. (red.), *Classification of plant communities*, Junk, The Hague, s. 99-149.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, N.Y.
- Hill, M.O. & Gauch Jr, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. – *Vegetatio* 42: 47-58.
- Kruskal, J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. – *Psychometrika* 29: 1-27.
- Kruskal, J.B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. – *Psychometrika* 29: 115-129.
- Kruskal, J.B., Young, F.W. & Seery, J.B. 1973. How to use KYST, a very flexible program to do multidimensional scaling and unfolding. – Bell Labs., Murray Hill, New Jersey, unpubl.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? – *Ecology* 74: 1659-1673.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*, ed. 2. – Amsterdam, Elsevier.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – *Vegetatio* 69: 89-107.
- Nekola, J.C. & White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. – *J. Biogeogr.* 26: 867-878.
- Oksanen, J., Blanchet, F.R., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H.H. 2012. Package 'vegan' Version 2.0-3. – <http://cran.r-project.org>, The R foundation for statistical computing.
- Oksanen, J. & Tonteri, T. 1995. Rate of compositional turnover along gradients and total gradient length. – *J. Veg. Sci.* 6: 815-824.
- Rydgren, K., Økland, R.H. & Økland, T. 2003. Species response curves along environmental gradients. A case study from SE Norwegian swamp forests. – *J. Veg. Sci.* 14: 869-880.
- Swan, J.M.A. 1970. An examination of some ordination problems by use of simulated vegetation data. – *Ecology* 51: 89-102.
- Taylor, D.R., Aarssen, L.W. & Loehle, C. 1990. On the relationship between r/k selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies. – *Oikos* 58: 239-250.
- van Son, T.C. & Halvorsen, R. 2014. Multiple parallel ordination and data manipulation: the importance of weighting species abundance data – *Sommerfeltia* 37: 1-37.
- Whittaker, R.H. 1952. A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains. – *Ecol. Monogr.* 22: 1-44.
- Whittaker, R.H. 1960. Vegetation in the Siskiyou Mountains, Oregon and California. – *Ecol. Monogr.* 30: 279-338.
- Williamson, M.H. 1978. The ordination of incidence data. – *J. Ecol.* 66: 911-920.
- Wilson, M.V. & Mohler, C.L. 1983. Measuring compositional change along gradients. – *Vegetatio* 54: 129-141.
- Yoshioka, P.M. 2008. Misidentification of the Bray-Curtis similarity index. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 368: 309-310.
- Økland, R.H. 1986a. Rescaling of ecological gradients. I. Calculation of ecological distance between vegetation stands by means of their floristic composition. – *Nord. J. Bot.* 6: 651-660.
- Økland, R.H. 1986b. Rescaling of ecological gradients. II. The effect of scale on symmetry of species response curves. – *Nord. J. Bot.* 6: 661-670.
- Økland, R.H. 1989. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. – *Opera bot.* 96: 1-122.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1992. Studies in SE Fennoscandian mires: relevance to ecological theory. – *J. Veg. Sci.* 3: 279-284.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, R.H., Eilertsen, O. & Økland, T. 1990. On the relationship between sample plot size and beta diversity in boreal coniferous forests. – *Vegetatio* 87: 187-192.

Vedlegg 3: Grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler: analyser basert på simulerte data

V3a Innledning

En standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler som grunnlag for inndeling i naturtyper forutsetter at det er mulig å utvikle en pålitelig metode for beregning av økologisk avstand ($\emptyset A$) mellom naturtype-enheter basert på artssammensetnings(u)likhet (AU). Denne metoden må gi resultater som er konsistente på tvers av organismegrupper, miljøvariabler, metoder for angivelse av artsmengde, variasjon i artsrikdom etc., og den må inneholde to elementer, (1) en metode for å beregne artsammensetningsulikhet, og (2) en definisjon av en standard trinnbredde, her betegnet en økologisk avstandsenhet ($\emptyset AE$), basert på AU. Dette vedlegget inneholder analyser av seks simulerte datasett, utført for å løse følgende spesifikke utfordringer og uløste spørsmål som ble identifisert ved teorigjenomgangen i Vedlegg 2:

1. Hvorvidt PD (proporsjonal dissimilaritet) eller indeks fra PD kan brukes til tallfesting av $\emptyset A$, hvilket forutsetter:
 - a. at det er mulig å fastsette en grenseverdi PD_\emptyset slik at $PD < PD_\emptyset$ innebærer linearitet mellom PD og $\emptyset A$; og
 - b. at linearitetsrelasjonen mellom PD og $\emptyset A$ ikke påvirkes nevneverdig av normalt forekommende variasjon i egenskaper som varierer mellom datasett.'
2. Hvorvidt *step across*-metoden kan brukes til å korrigere PD-verdier mellom generaliserte artslister for ikke-linearitet i den øvre, ellers ikke-lineære delen av PD-skalaen.
3. Hvorvidt indirekte metoder for tallfesting av $\emptyset A$ ved bruk av ordinasjonsmetoder resulterer i bedre, jamgode eller dårligere estimater for $\emptyset A$ enn metoder basert på PD (eller PDgeo), vurdert med hensyn til linearitet mellom avstand langs ordinasjonsakser og 'underliggende' økologisk avstand.
4. Hvorvidt ordinasjonsmetoder, brukt til tallfesting av $\emptyset A$,
 - a. er sårbar for artifikter og/eller
 - b. at ordinasjonsmetoden er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslister; og/eller
 - c. at ordinasjonsakser skalert i den aktuelle enheten (S.D.-enheten i DCA, H.C.-enheten i NMDS eller NMDSgeo) har en konsistent relasjon til PD (eller PDgeo) som mål på $\emptyset A$, på tvers av datasettegenskaper.
5. Hvorvidt det er mulig å finne løsninger på det at mål på $\emptyset A$ basert på artssammensetning ikke i seg sjøl takler ekstreme artsutstyrningssituasjoner.

Vedlegg 4 inneholder analyser av to reelle datasett, utført for å adressere øvrige utfordringer listet opp i Vedlegg 2 samt teste om konklusjonene i Vedlegg 3 også er gyldige for datasett med få observasjoner. Vedleggene 2–4 utgjør til sammen grunnlaget for den metoden for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler som er beskrevet i kapittel B2.

V3b Metode for simulering av arters respons på grader

Simulerte datasett ble konstruert med sikte på å avklare flest mulig av utfordringene og spørsmålene som ble identifisert ved gjennomgang av teorien for tallfesting av økologisk avstand basert på artssammensetningsulikhet i Vedlegg 2 (punktene 1–5 ovenfor). Datasettene ble konstruert for å simulere generaliserte artslistedata (GAD), samlet inn med den standardiserte metodikken som er beskrevet i kapittel B2c. Fordi tallfesting av økologisk avstand er tenkt gjort separat for hver komplekse miljøvariabel, ble alle datasett konstruert med variasjon i arters respons langs én 'underliggende' kompleks

miljøvariabel, heretter referert til som 'gradienten'. Seks datasett (betegnet 0, A–D og U) ble konstruert for å belyse betydningen av ulike egenskaper ved GAD.

Konstruksjon av simulerte GAD ble utført i en femtrinnsprosess der

1. potensielle observasjonsenheter ble fordelt langs gradienten;
2. responskurver for artsprototyper ('proto-arter') langs en gradient-prototype ('proto-gradient') ble konstruert;
3. ett sett bestående av m arter ble samlet fra utvalget av proto-arter med siktemål å gi det simulerte datasettet realistiske egenskaper;
4. de m artene ble fordelt langs gradienten; og
5. artsmengdedata for de m artene i et utvalg av n observasjonsenheter ble 'høstet' og sammenstilt i ei $m \times n$ matrise ('artslistedatasettet').

Trinn 1. Gradienten ble i utgangspunktet konstruert for å ha konsistente, kjente datasettegenskaper i en lengde av 8 enheter (referert til som X-enheter) på en referanseskala for økologisk avstand ($\emptyset A$). For hvert datasett svarer 1 enhet på X-skalaen til en og samme grad av endring i artssammensetning i alle deler av gradienten, men X-enheter for ulike datasett svarer ikke nødvendigvis til samme grad av endring i artssammensetning. Fordi arter normalt forekommer langt utenfor det samlede intervallet langs en gradient, ble gradienten konstruert med en lengde på 26 X-enheter, 9 enheter på hver side av intervallet på 8 X-enheter hvorfra observasjonsenheter (OE) ble samlet for analyse. I utgangspunktet ble 81 OE fordelt jevnt langs det 8 X breie intervallet langs gradienten, det vil si 1 OE pr. 0,1 X-enhet langs gradienten.

Trinn 2. Generelle artsresponskurver ble først konstruert for et antall arts-prototyper ('proto-arter') som til sammen utspenner et realistisk spekter av variasjon i egenskaper (dette blir forklart i detalj nedenfor). Proto-artene forholder seg til en gradient-prototype ('proto-gradient') skalert i X-enheter som beskrevet ovenfor, klargjort for sampling med intervall 0,1 X-enheter mellom observasjonsenheterne, men proto-artene ble ikke fordelt langs noen gradient i dette trinnet. Alle proto-artene har i utgangspunktet optimum i posisjon 0 langs proto-gradienten.

Responskurver for proto-artene langs proto-gradienten ble konstruert som kontinuerlige fordelingskurver for frekvenser i OEer (det vil si konstans slik dette begrepet er definert i kapittel B2c). Disse responskurvene følger punktsannsynligheten i normalfordelingen med middelverdi μ og standardavvik σ [denne fordelingen betegnes gjerne $N(\mu, \sigma)$]. Punktsannsynligheten μ , den relative sannsynligheten for at en tilfeldig valgt forekomst observasjon skal komme fra et bestemt, lite intervall av fast bredde omkring posisjonen x langs en gradient, er gitt av

$$y = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}.$$

Med relativ sannsynlighet menes at tallene y kan sammenliknes mellom intervaller langs gradienten, uten å si noe om den absolutte sannsynligheten (på en skala fra 0 til 1) for å finne arten i et gitt intervall. Fordi alle protoarter skal ha optimum i posisjonen $x = 0$ langs proto-gradienten, ble $N(0, \sigma)$ benyttet. Punktsannsynligheten til $N(0,1)$ har en maksimalverdi for $x = 0$ på $y = 0,3989$ (Fig. V2–2). For å simulere proto-arter med ulike maksimalverdier for konstans (frekvens i utvalg observasjonsenheter), f_{max} , opp til 100%, ble y -verdiene transformert til konstansverdier på en skala fra 0 til f_{max} ved formelen

$$f = \frac{f_{max}y}{y(0)}$$

der $y(0)$ er punktsannsynligheten i optimumspunktet $x = 0$.

Artsresponskurver for et antall proto-arter, tilpasset sampling med intervall mellom OEene på 0,1 X-enhet, ble konstruert ved å variere artenes toleranse og deres maksimale konstans fulgt av beregning av konstansverdier for hver art for hvert punkt langs proto-gradienten i en avstand på 0,1•n fra $x = 0$ inntil artens beregnede konstans falt under en grenseverdi (se nedenfor). Skalaen M7 for standardisert artsmengdeangivelse i generaliserte artslister (Tabell B2–1) har fem trinn for konstans (konstanstrinn). Det ble lagt til grunn at arter med maksimumskonstans i et gitt trinn faktisk nådde maksimalverdien innenfor konstanstrinnet. Fem kategorier av proto-arter ble derfor konstruert, med f_{\max} -verdier 3,125 – 12,5 – 37,5 – 80 – 100%.

Punktsannsynlighetsfunksjonen (1) er ikke null for noen verdi av x . Bruk av (1) til å simulere realistiske artsresponskurver forutsetter derfor trunkering (avkutting) av responskurvene nær halene. Da begrenses artenes forekomst til et endelig toleranseområde langs proto-gradienten. Trunkering ble gjort ved å runde alle beregnede konstansverdier ned til nærmeste hele prosenttall, slik at alle beregnede konstansverdier < 1% ble satt til 0 (ikke-forekomst av arten). Arters toleranseområde T defineres som lengden av intervallet langs proto-gradienten der artsmengder ≥ 1 . Etter trunkering ble alle konstansverdier konvertert til standardiserte mengder på en skala fra 1 til 5 ved bruk av trinngrenseverdiene i Tabell B2–1, det vil si slik at en avrundet konstansverdi på 34 ga mengdeverdien 3, en konstansverdi på 8 ga 2, etc. Dominerende arter med konstansverdi 4 og 5 skal ha ett trinns økning i mengdeverdi. Artsresponskurver for dominerende proto-arter ble simulert med utgangspunkt i artsresponsen for proto-arter med maksimal konstans 4 og 5 ved å gi den halvparten av OEene med maksimal konstans (4 eller 5) som ligger nærmest optimumsverdien $x = 0$ et tillegg på 1 i mengdeverdi slik at artsmengdeskalaen simulerer M7-måleskalaen for artsmengder.

I naturen finner vi variasjon i artenes toleranse langs komplekse miljøvariabler over et breit spekter (jf. CURS-modellen, se Fig. A1–5). Et realistisk spekter av variasjon i arters toleranse ble introdusert i de simulerte datasettene ved, for hver maksimalmengde, å konstruere et sett av proto-arter med kjent og forhåndsbestemt toleranse. Dette ble gjort ved å justere parameteren σ i (1) slik at standardavviket S i fordelingen av simulerte konstansverdier for proto-arten, gitt av

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n f_j (x_j - \bar{x})^2}{\sum_{j=1}^n f_j}} = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n f_j (x_j)^2}{\sum_{j=1}^n f_j}},$$

fikk den ønskete verdien. Uttrykket for S tar utgangspunkt i et scenario der man antar at det foreligger et uendelig antall OEEr, fordelt med samme antall på hvert intervall x_j med bredde 0,1 X langs proto-gradienten, og videre at forekomst eller fravær er registrert for hver proto-art i hver OE og at konstansen f_j i intervallet x_j er beregnet for hver proto-art. S er uttrykket for standardavviket i utvalget av x_j -verdier for OEEr der proto-arten forekommer, forenklet slik at man gir hver x_j -verdi en vekt som er proporsjonal med f_j . Uttrykket (3) forenkles til kvadratroten av den veide middelverdien for kvadrerte x_j -verdier fordi $\bar{x} = 0$ for alle proto-arter. Sjøl om S i utgangspunktet er definert for frekvenser i utvalg av observasjonsenheter (konstans), kan uttrykket brukes som mål på toleranse uavhengig av hvilken mengdeskala som blir brukt. Av uttrykket ser vi at mengdeskalaer med stor rekkevidde (høyt forholds-tall mellom høyeste og laveste forekomst-verdi) vil gi lavere S-verdier enn mengdeskalaer med lavt forholdstall. S-verdier beregnet for simulerte konstansverdier (S^*) og for mengder på mengdeskalaen fra 1 til 6 (S^\wedge) for samme proto-art vil derfor ikke være like. For de to aktuelle mengdeskalaene er relasjonen i størrelsesorden $S^* = 1,2–1,4 \times S^\wedge$ (eksakt sammenheng avhenger av datasettegenskaper). Dette illustrerer hvorfor standardisert metodikk for mengdeangivelse er en forutsetning for at kvantitativ analyse av ulikheter i artssammensetning skal gi sammenliknbare resultater for ulike artsliste-datasett. Proto-arter ble konstruert for alle kombinasjoner av maksimale konstansverdier (f_{\max} -verdier 3,125 – 12,5 – 37,5 – 80 – 100, konvertert til maksimalmengder 1–6) og åtte S-verdier (både S^* og S^\wedge) 0,5 – 0,7 – 0,8 – 0,9 – 1,0 – 1,2 – 1,5 – 2,0. Fordi $S^* > S^\wedge$, vil et datasett som er basert på et artsutvalg

med gitt gjennomsnittlig S^* -verdi, inneholde mindre variasjon i artssammensetning enn et datasett med samme gjennomsnittlige S^* -verdi.

Trinn 3. For å gi de simulerte datasettene realistiske egenskaper, og for å kunne teste effekter av variasjon i egenskaper som total artsrikdom, artstetthet (artsantall pr. ØE) og fordeling av toleranser, ble m arter planmessig samplet fra utvalget av proto-arter. Alle datasett ble konstruert med en positiv sammenheng mellom maksimalmengde f_{max} og toleranse (både S^* og S^*), slik at C- og S- arter (jf. CURS-modellen) samlet forekommer hyppigere enn U- og R-arter (Hanski 1982, R. Økland 1989, van Son & Halvorsen 2013) og slik at S-arter forekommer hyppigere enn C-arter (Raunkjær 1918, Dahl 1957, Bratli et al. 2006, van Son & Halvorsen 2014).

Trinn 4. I dette trinnet ble de m simulerte artenes optima allokkert til posisjoner langs gradienten. Posisjoner for arters optima ble fordelt innenfor et intervall langs gradienten på 14 X-enheter, 3 enheter på hver side av det samlede intervallet (8 X-enheter breit). I utgangspunktet (datasett med avvikende spesifikasjoner) ble også konstruert for å analysere effekten av spesielle datasettegenskaper) ble optima for de m_f artene med maksimale konstansverdier $f = 2-6$ tilfeldig plassert innenfor hvert av m_f like store intervaller som gradientintervallet $[-3, 11]$ ble delt inn i, mens optima for de m_1 artene med maksimal konstansverdi 1 ble tilfeldig fordelt innenfor dette gradientintervallet. Tilfeldig plassering ble gjort i to omganger, først ved allokkering av hver av de m_f artene i konstansklasse f til gradientintervall, dernest ved plassering av hvert optimum innenfor de respektive gradientintervallene. Mulige gradientposisjoner var $\{-3,0, -2,9, \dots, 10,9, 11,0\}$, dvs. alle posisjoner i det aktuelle gradientintervallet som kunne angis med 1 desimal på X-enhetsskalaen.

Trinn 5. Trinn 5 besto i å sammenstille artsmengdedata for de m artene i et utvalg av n observasjonsenheter i ei $m \times n$ matrise av artslistedata. Datasett med ulik n ble inkludert for å test hvorvidt samplingsintensiteten (tettheten av ØEer langs gradienten) påvirker beregning av ØA.

V3c Metode for å lage simulerte datasett

Seks simulerte datasett ble konstruert ved bruk av Excel 2010. Datasett 0 står i en særstilling blant de simulerte datasettene, og er utgangspunktet for simulering av øvrige datasett og/eller som referanse for tolkning av resultater fra analyse av øvrige datasett.

Datasett 0 ble simulert ved bruk av proto-arter med toleranser beregnet på grunnlag av S^* . De 80 artene ($m = 80$) ble fordelt på kombinasjoner av maksimalmengder og toleranser som vist i Tabell V3-1, ut fra et kriterium om at gjennomsnittet av S^* -verdier for de 80 artene skulle være lik 1. Datasett

TABELL V3-1. Datasettegenskaper i Datasett 0. Fordeling av de 80 simulerte artene ($m = 80$) på kombinasjoner av toleranse (S^*) og maksimalmengde (f_{max}): Tall i hver celle angir antall arter med gitt egenskapskombinasjon.

Tall i parentes angir hvor mange arter med den gitte egenskapskombinasjonen som er mengdearter. f = konstansklasse (1-5) i henhold til Tabell B2-1 (dominans ikke tatt i betrakning). m_f = antall arter i konstansklasse f . \bar{S}^* = gjennomsnittlig toleranse.

f	f_{max}	m_f	\bar{S}^*	S*							
				2,0	1,5	1,2	1,0	0,9	0,8	0,7	0,5
5	100	14	1,50	5(3)	4(2)	2(1)	1(1) 1	1	0	1	0
4	80	10	1,28	2(1)	2(1)	2(1)	2(1)	1(1)	0	0	1
3	37,5	14	1,10	1	2	3	3	2	1	1	1
2	12,5	14	0,80	0	1	1	1	2	2	3	4
1	3,125	28	0,70	0	1	1	2	3	3	4	14
Sum		80	1,00	8	10	9	9	10	6	9	20

0 ble samlet systematisk, med et intervall på 0,2 X-enheter mellom hver av de 41 OEene, plassert ved posisjoner 0,0, 0,2 ... 8,0 langs gradienten. 70 av de 80 artene forekom innenfor den samlede delen av gradienten. Artstetheten (antallet arter pr. observasjonsenhet) i Datasett 0 var 24–36 og gjennomsnittlig toleranse for de 80 artene, målt som T (lengden av intervallet langs proto-gradienten med artsmengde ≥ 1) var $5,36 \pm 3,04$ X-enheter.

Datasett A ble avledet fra Datasett 0 ved å utelate de 20 OEene i posisjoner 4,2, 4,4 ... 8,0 langs gradienten slik at datasettet besto av $n = 21$ OEEer, systematisk samlet med et intervall på 0,2 X-enheter i et intervall med bredde 4,0 X-enheter. 47 av de 80 artene forekom innenfor den samlede delen av gradienten. Hensikten med Datasett A var å kunne vurdere betydningen av den totale variasjonen i artssammensetning (*compositional turnover*) i datasettet for analyseresultatene ved sammenlikning med analyseresultater for Datasett 0.

Datasett B ble simulert med samme spesifikasjoner som Datasett 0, med unntak av at proto-arter med toleranser beregnet på grunnlag av S^{\wedge} ble benyttet. Arter ble fordelt på kombinasjoner av maksimalmengder og toleranser som vist i Tabell V3–1, men med den forskjellen at gjennomsnittet av S^{\wedge} -verdier for de 80 artene skulle være lik 1. Det resulterte i at artenes toleranse, målt i X-enheter, var mindre enn i Datasett 0 ($T = 4,04 \pm 2,10$ X-enheter), at graden av endring i artssammensetning pr. enhet langs gradienten økte, og at artstetheten avtok. 69 av de 80 artene forekom innenfor den samlede delen av gradienten. Antallet arter pr. OE i Datasett B var 17–28 og gjennomsnittlig toleranse for de 80 artene, målt som T, var $5,36 \pm 3,04$ X-enheter. Hensikten med Datasett B var, i likhet med Datasett A, å vurdere betydningen av den totale variasjonen i artssammensetning (*compositional turnover*) i datasettet for analyseresultatene. Det ble gjort ved sammenlikning med analyseresultater for Datasett 0.

Datasett C ble konstruert ved å slå sammen datasettene 0 og B, slik at enhver OE både inneholdt mengder for de 80 artene i Datasett 0 og de 80 artene i Datasett B. 139 av de 160 artene forekom innenfor den samlede delen av gradienten, antallet arter pr. OE var 41–61 og gjennomsnittlig toleranse for de 160 artene, målt som T, var $4,67 \pm 2,70$ X-enheter. Hensikten med Datasett C var sammenlikning med Datasett 0 for å kunne vurdere artstethetens betydning for analyseresultatene (artstethet = antall arter pr. observasjonsenhet).

Datasett D ble, i likhet med datasett B, konstruert med utgangspunkt i proto-arter med toleranser beregnet på grunnlag av S^{\wedge} . Hensikten med Datasett D var, ved sammenlikning med analyseresultater for Datasett B, å vurdere betydningen av moderat variasjon i artstethet langs en gradient for analyseresultatene. Utvelgelse av proto-arter fulgte i utgangspunktet samme plan som for Datasett B (og 0), med 80 arter fordelt på maksimalmengder og toleranser (S^{\wedge} -verdier) som vist i mf-kolonnen i Tabell V3–1. Gjennomsnittet av S^{\wedge} -verdier for disse 80 artene var derfor lik 1. I tillegg ble 24 satellitter (maksimal konstansverdi = 1) med samme fordeling på S^{\wedge} som de første 24 valgt ut, slik at det totale antall arter var 104. Til forskjell fra Datasett 0 og B, ble artsoptima allokkert til intervaller langs gradienten som varierte systematisk i bredde fra smale intervaller for lave verdier av x til breie intervaller for høye verdier av x. Innenfor hver maksimalmengdekasse, var det breieste intervallet tre ganger så breit som det smaleste intervallet. Optima for de 24 tilleggs-satellittartene ble også fordelt på intervaller med økende bredde ($3 \times$ økning), men med tilleggskrav om at optimum skulle plasseres i intervallet [-3,4] langs gradienten. 82 arter forekom innenfor den samlede delen av gradienten, antallet arter pr. OE avtok relativt jevnt fra 39 til 17, og gjennomsnittlig toleranse for de 104 artene, målt som T, var $3,67 \pm 2,05$ X-enheter.

Datasett U ble konstruert med Datasett C som utgangspunkt, ved å fjerne 67 av de 139 artene. Alle arter med optimum $> 4,5$ X-enheter ble fjernet i den hensikt å simulere en artsuttynningsituasjon. Artsuttynningsintervallet strakk seg fra 4,5 til 8,0 X-enheter langs gradienten. Artstetheten var 36–54

i intervallet $0 < x \leq 4$, men falt raskt når X økte videre, og var 30 for $x = 4,5$, 25 for $x = 5$, 13 for $x = 6$, 6 for $x = 7$ og 3 for $x = 8$. De tre simulerte artene som forekom i ruta for $X = 8,0$ hadde sine toleransegrenser henholdsvis ved $X = 8,2$, 8,5 og 8,9. Disse artene hadde imidlertid toleranser som var 1,5–2× toleransen for en gjennomsnittsnart i datasettet, mens det ikke er gode økologiske grunner til at arter med optimum nærmest gradientekstrempunktet nettopp skal være arter med spesielt høy toleranse. Det legges derfor til grunn for drøfting av resultatene at det fulle artsuttynningsintervallet langs gradienten (lengden av intervallet fra optimum for den arten som hadde sitt optimum plassert nærmest det uttynnete gradientepunktet til det punktet langs gradienten der ingen art lenger stabilt forekommer) i en realistisk situasjon er kortere enn intervallet $4,5 < x < 8,0$ i Datasett U, som har en utstrekning på ca. 3,5 X-enheter.

Tabell V3–2 oppsummerer de seks simulerte datasettenes viktigste egenskaper.

TABELL V3–2. Simulerte datasett 0 og A–E: oversikt over viktige egenskaper. m = antall arter, n = antall observasjonsenheter (OE). Artstetthet = antall arter pr. OE. S-kriterium = kriterium brukt til standardisering av artstoleranser. T = artstoleranse beregnet som lengden av intervallet langs proto-gradienten der artsmengden ≥ 1 .					
Datasett	m × n	Arts-tetthet	S-kriterium	T	Egenskap
0	70 × 41	24–36	S*	5,36 ± 3,04	Referanse
A	47 × 21	24–36	S*	5,36 ± 3,04	Halvert variasjon i artssammensetning sammenliknet med 0 (ved fjerning av OEer)
B	69 × 41	17–28	S [^]	4,04 ± 2,10	Økt variasjon i artssammensetning sammenliknet med 0 (ved å sette S [^] =1 i stedet for S*=1)
C	139 × 41	41–61	S* + S [^]	4,67 ± 2,70	Høy artstetthet sammenliknet med 0 og B
D	82 × 41	17–39	S [^]	3,67 ± 2,05	Gradient i artstetthet, ellers sammenliknbar med B
U	72 × 41	3–54	S* + S [^]	–	Artsuttynningsituasjon avledet fra C

V3d Analysemetoder

For hvert datasett ble samme standard analyseprogram gjennomført. Bare metoder og begreper som ikke er forklart i teoridelen, blir forklart her. Alle matematiske og statistiske analyser ble gjort i R versjon 2.14.2 (Anonym 2012). Multivariate analyser ble gjort ved bruk av vegan-pakken for R versjon 2.0–3 (Oksanen et al. 2012).

PD (proporsjonal dissimilaritet; *proportional dissimilarity*) ble beregnet for alle OE-par (OE = observasjonsenhet) i hver artslistedatamatrise. Innledende undersøkelser indikerte at PD mellom par av OEer var en rimelig lineær funksjon av avstanden mellom OEene langs gradienten X når $PD > 0,5$ (se ned-enfor). Geodetisk avstand basert på PD, PDgeo, ble derfor beregnet for alle par av observasjonsenheter i hver artslistedatamatrise som et alternativt mål på artssammensetningsulikhet. Terskelverdien $\varepsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige PD-verdier ble benyttet ved disse beregningene.

Alle datasett ble gjort gjenstand for ordinansomalyse ved parallell bruk av to metoder, DCA (*detrended correspondence analysis*) og GNMDS (*global nonmetric multidimensional scaling*). I DCA ble standardvalg (i vegan) brukt for alle spesifikasjoner, inkludert ikke-lineær reskalering av aksene i S.D.-enheter (Hill's ikke-lineære reskalering). GNMDS ble brukt med følgende spesifikasjoner: 100 GNMDS-ordinasjoner ble lagd fra tilfeldige startkonfigurasjoner ved bruk av funksjonen monoMDS() i vegan. PD ble brukt som ulikhetsmål. Følgende parametervalg ble brukt for monoMDS(): k (antall GNMDS-aksjer) = 1; maxit (maksimumsantall iterasjoner for hver ordinasjon) = 200; smin = sfgrmin = 1•10–7 (konvergenskriterium for avslutning av hver iterasjonsprosess). Stressverdier for de 100 GNMDS-ordinasjonene ble sammenliknet og i alle tilfeller ble minst 10 ordinasjoner med tilnærmet samme, minste

stressverdi funnet. Disse ble konstateret like ved Procrustes-analyse. Vektoren av skårer for OEene langs ordinasjonsaksen ble sentrert (til middelverdi = 0) og reskalert til H.C.-enheter ved bruk av postMDS()-funksjonen i vegan. Vektorer med skårer for OEene langs førsteaksen i DCA (DCA1) og den eneste GNMDS-aksen (GNMDS1) ble gjort gjenstand for videre analyse. En alternativ GNMDS-ordinasjonsakse, GNMDSgeo1, ble beregnet ved bruk av PDgeo ($\epsilon = 0.5$) som ulikhetsmål i stedet for PD.

Disse analysene ga grunnlag for beregning av fem mål på økologisk avstand, basert på artssammensetningsinformasjon: PD_d, PD_{geo}, DCA1d, GNMDS1d og GNMDSgeo1d. De to førstnevnte er AU-baserte mål (PD- og PD_{geo}-verdier mellom par av OEer), de tre sistnevnte er differansen mellom akseskårer for par av OEer. Videre analyse av, og sammenlikning mellom, disse fem ØA-målene tok utgangspunkt i fem ulikhetsmatriser som ble sammenstilt for hvert datasett, en for hvert mål på ØA: For hver ulikhetsmatrise ble gjennomsnittsverdier for ØA-målet for alle par av OEer som hadde samme ØA (samme avstand XD_d, målt i XD-enheter). Disse gjennomsnittsverdiene ble sammenstilt i en vektor ##d av gjennomsnittsverdier for ØA-målet ## for alle OE-par med gitt avstand XD_d. For alle datasett med unntak for datasett A besto det første vektorelementet av gjennomsnittet av de 40 PD-verdiene for par med XD_d = 0,2, det andre vektorelementet av gjennomsnittet av de 39 PD-verdiene for par med XD_d = 0,4, etc, intil det 40. og siste vektorelementet er gradientlengden uttrykt i PD-enheter, det vil si forskjellen i PD-verdi mellom OEene for x = 0,0 og x = 8,0. For Datasett A var n = 21 og vektoren inneholdt derfor 20 elementer, ikke 40.

Ulikhetsmatrisene for vektorene ##d ble analysert videre for å belyse utfordringene som er listet opp i punktene 1–5 i kapitlene V2h, gjentatt i kapittel V3a.

Som tilnærming til utfordring (1a) om hvorvidt det er mulig å fastsette en grenseverdi PD_o slik at PD < PD_o innebærer linearitet mellom PD og ØA, ble graden av lineær sammenheng mellom PD og XD_d (avstander mellom OE-par langs gradienten) undersøkt grafisk (ved å plotte de to variablene mot hverandre og visuelt vurdere formen på den funksjonelle sammenhengen) og ved analyse. Analysen ble basert på følgende definisjon av ikke-linearitet: PD_o og XD_d_o er øvregrensene for intervallene langs PD og XD_d der PD er lineært relatert til ØA dersom følgende tre krav er oppfylt: (1) for alle verdier av XD_d under ≤ XD_d_o avviker endringen i PD pr. ØA-enhet i XD-intervallet [XD_d_o - 1, XD_d_o], der XD_d_o - XD_d_o - 1 = 0,2 XD-enheter, avviker mindre enn 10% fra den gjennomsnittlige endringen i PD for 0,2 XD_d-intervallene for XD_d < XD_d_o, mens endringsavviket for 0,2 XD_d-intervallet [XD_d_o - 1, XD_d_o] er større enn 10% av dette gjennomsnittet; (2) endringsavvikene for alle XD_d-intervaller med nedre grense > XD_d_o har samme fortegn; og (3) et flertall av disse endringsavvikene avviker mer enn 10% fra den gjennomsnittlige endringen i PD for de respektive 0,2 XD_d-intervallene. Tilsvarende analyser av linearitet ble også utført for de fire andre målene på økologisk avstand: PD_{geo}, DCA1d, GNMDS1d og GNMDSgeo1d.

Som tilnærming til utfordring (1b) om hvorvidt datasettegenskaper influerer på relasjonen mellom PD og ØA, ble ulike datasett sammenliknet med hensyn til linearitetsmønstre. Betydningen av total artsrikdom (i) ble vurdert ved sammenlikning mellom Datasett 0 og B på den ene siden og C på den andre; betydningen av gjennomsnittlig artstetthet (antall arter pr. observasjonsenhet; ii) ble vurdert ved sammenlikning mellom Datasett B og C; betydningen av 'gradientlengden' (omfanget av variasjon i artssammensetning langs gradienten; iii) ble vurdert ved sammenlikning mellom Datasett 0 på den ene siden og A og B på den andre; og betydningen av systematisk variasjon i artsrikdom langs den 'underliggende' komplekse miljøgradienten (iv) ble vurdert ved sammenlikning mellom Datasett B og D.

Utfordring 2, vurdering av PDgeo som alternativ til PD for tallfesting av økologisk avstand basert på artssammensetning, ble basert på sammenlikning mellom linearitetsanalyser gjort for PD og for PDgeo, for de samme kombinasjonene av datasett som er nevnt ovenfor.

Utfordring 3, knyttet til hvorvidt ordinansomstetodikk potensielt kan være nyttig ved standardisert trinndeling av hovedkompleksgradienter, ble vurdert ved å studere linearitetsrelasjoner mellom avstander langs ordinansomaksjer og ØA.

Ordinansomstetodenes generelle evne til å identifisere gradientstruktur (utfordring 4a) ble vurdert ved observasjoner på alle datasett, mens de spesielle utfordringene knyttet til identifisering av gradientstruktur i datasett med få OEEr blir adressert i Vedlegg 3.

- a. at ordinansomstoden ikke er sårbar for artifikter; og
- b. at ordinansomstoden er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslister
- c. at ordinansomaksjer skalert i den aktuelle enheten (S.D.-enheten i DCA, H.C.-enheten i GNMDS eller GNMDSgeo) har en konsistent relasjon til PD (eller PDgeo) som mål på ØA, på tvers av datasettegenskaper nevnt i punkt (1b).

Utfordringene 4c, knyttet til det fundamentale spørsmålet hvorvidt enheter for ØA definert på grunnlag av hver av de fem tilnærmingsmåtene er konsistent relatert til hverandre på tvers av variasjon i datasettegenskaper, og hvilke(n) av dem som best gjenspeiler graden av reell endring i artssammensetning, ble adressert i en komparativ undersøkelse. For å kunne sammenligne ØA-mål som er basert på AU-indekser med indirekte ØA-mål (S.D.-enheten og H.C.-enheter bestemt ved GNMDS-ordinasjon henholdsvis uten og med step across), ble to enheter, PD50 og PDgeo50, definert. PD50 (og PDgeo50) er forskjellen i XD (målt i X-enheter) som svarer til en gjennomsnittlig PDd = 0,5 (og PDgeo50) mellom par av OEEr. Eksakt verdi for PD50 (og PDgeo50) ble funnet ved interpolasjon mellom sammenhørende verdier for PDd (PDgeo) og XDd, basert på antakelsen om lineær sammenheng i området omkring PD (PDgeo) = 0,5. På samme måte ble en eksakt verdi for relasjonen mellom de tre direkte ØA-målene og XD funnet ved interpolasjon mellom sammenhørende verdier for hver av DCA1d, GNMDS1d og GNMDSgeo1d og XDd. Direkte relasjoner mellom par av enheter ble bestemt ved bruk av disse relasjoner med X som konverteringsfaktor.

Den spesielle artsuttyningssituasjonen (utfordring 5) ble vurdert ved grundig analyse av datasett U og sammenlikning mellom datasettene C og U.

V3e Presentasjon av resultater

Analyseprogrammet som er beskrevet ovenfor for hvert av de seks datasettene, inkludert komparative og andre oppfølgende analyser, genererte store mengder resultater. I dette vedlegget er bare resultater som anses nødvendig for å avklare de viktige utfordringene knyttet til tallfesting av økologisk avstand basert på artssammensetningsulikhet beskrevet. Disse resultatene er redegjort for, og drøftet, for hver utfordring separat.

V3f Resultater og diskusjon: eksistens av en øvre grenseverdi for et område der PD er lineært relatert til økologisk avstand (utfordring 1)

PD som funksjon av ØA fulgte omtrent samme kurveforløp for alle datasettene 0, A–D (Fig. V3–1). PD var strengt lineær som funksjon av XDd for lave XDd-verdier, men avtok relativt brått ovenfor øvregrensa for det lineære området, $PD_{\text{ø}}$. Formen på øvre del av kurven varierte litt mellom datasettene, og denne variasjonen kunne forklares av forskjeller mellom datasettene med hensyn til omfanget

av variasjon i artssammensetning langs gradienten (gradientlengden). Ingen systematisk sammenheng mellom PD_Ø og datasettegenskaper ble imidlertid funnet, bortsett fra at PD i datasett A (med kort gradient) var lineært relatert til økologisk avstand over hele spekteret av avstander (Tabell V3–3). PD50, ulikheten i artssammensetning som svarer til PD = 0,5, lå mer eller mindre innenfor PD-intervallet der PD var en lineær funksjon av økologisk avstand for alle datasettene (Fig. V3–1, Tabell V3–3). I datasett B startet imidlertid endringen i PD som funksjon av ØA ved litt lavere PD- og XD_d-verdier enn i de andre datasettene, men tydelig ikke-linearitet mellom PD og XD_d inntraff ikke før omkring PD ≈ 0,50.

En viss variasjon i artstetthet (artsrikdom pr. OE) forekommer langs de aller fleste graderenter, og det er god grunn til å anta at det også gjelder for generaliserte artslistedata. Variasjonen i PD-differanse mellom nabotrikk langs gradienten ble derfor undersøkt særlig nøyne. Fig. V3–2 viser ingen klare indikasjoner på systematisk variasjon i PD-avstand mellom nabotrikk, til tross for at artstetheten mer enn halveres langs gradienten. En lineær regresjonsanalyse av sammenhengen mellom PD-differens og posisjon langs gradienten (X-verdi) gir heller ingen grunn til å forkaste nullhypotesen om mangel på sammenheng (lineær regresjon: $r^2 = 0,044$; $F = 1,749$, $p = 0,1939$).

Konklusjon: PD er en tilnærmet lineær funksjon av økologisk avstand for PD-verdier < ca. 0,5 (utfordring 1a), og dette er uavhengig av datasettegenskaper (utfordring 1b).

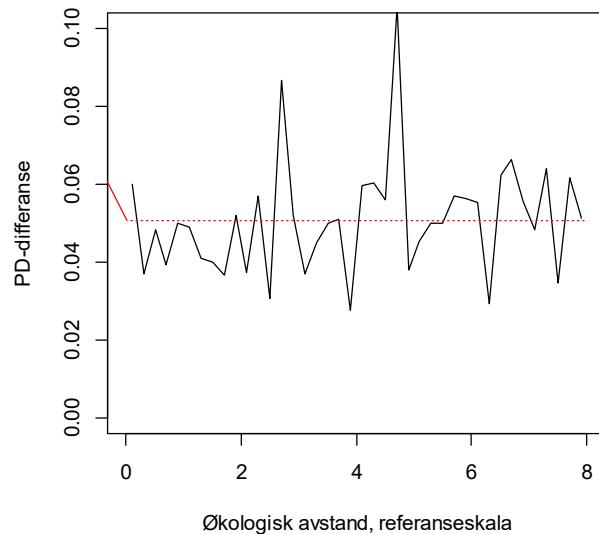


Fig. V3–2. PD-differense mellom nabotrikk (økologisk avstand = 0,2 XD-enheter) som funksjon av plassering langs den 'underliggende' gradienten. Simulert datasett D. Artstetheten avtar fra 39 ved X = 0 til 17 ved X = 8

TABELL V3–3. Øvre grense for intervallet der hvert av de fem undersøkte artssammensetnings-baserte målene på økologisk avstand er en lineær funksjon av økologisk avstand (uttrykt i X-enheter) for fem simulerte datasett. – angir at avstandsmålet er en lineær funksjon av ØA langs hele gradienten.

Datasett	Avstandsmål						
	PD		PDgeo		DCA	GNMDS	GNMDSgeo
	PD _Ø	XD _Ø	PDgeo _Ø	XD _Ø	XD _Ø	XD _Ø	XD _Ø
0	0,50	2,4	1,09	5,4	4,6	–	5,4
A	–	–	–	–	–	–	–
B	0,35*	1,2*	–	–	–	6,6	–
C	0,47	2,0	–	–	5,4	7,2	–
D	0,51	2.0	–	–	–	6,6	–

*PD_Ø = 0,49, XD_Ø = 1,8 dersom en marginalt høyere terskelverdi for relativ endring benyttes som kriterium for linearitet

V3g Resultater og diskusjon: sammenlikning mellom linearitetsrelasjoner for PD og PDgeo (utfordring 2)

PD med bruk av geodetisk avstand (PDgeo), med en grense for pålitelige ulikheter satt ved $\varepsilon = 0,5$, resulterer i linearitet mellom PDgeo og XDD for alle økologiske avstander, uavhengig av datasett (Fig. V3–3, Tabell V3–3). En svak ikke-linearitet for de høyeste XDD-verdiene, som ble observert i Datasett 0, skyldes sannsynligvis tilfeldig variasjon.

Konklusjon: PDgeo er en tilnærmet lineær funksjon av økologisk avstand over hele spennet av realistiske verdier for økologisk avstand langs gradienter, uavhengig av datasettegenskaper (utfordring 2). Det er derfor grunn til å anta at PDgeo transformerer (konverterer) PD til et hensiktsmessig mål på ØA.

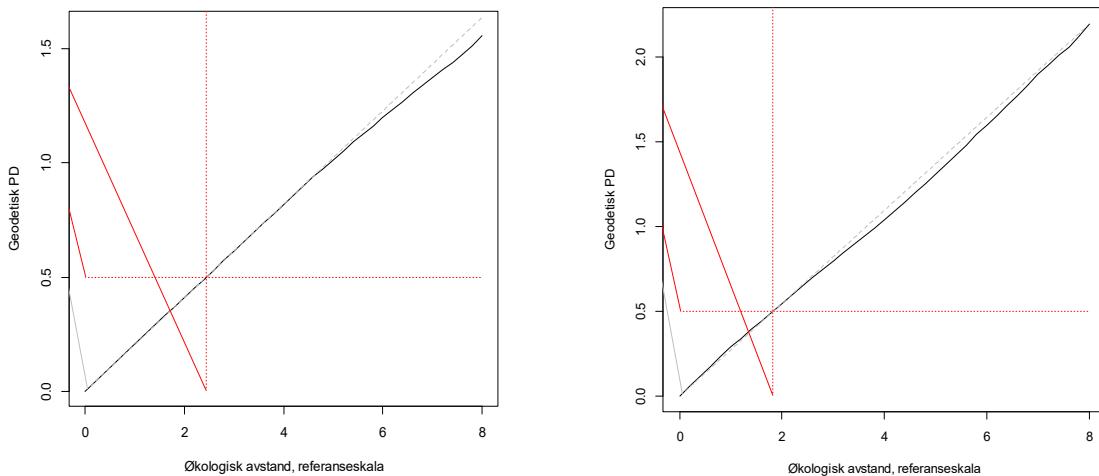


Fig. V3–3. PDgeo som funksjon av økologisk avstand for to simulerte datasett. Økologisk avstand er angitt som avstand langs en underliggende gradient, skalert i tilfeldige enheter som ikke er sammenliknbare mellom datasettene. Alle gradienter er regelmessig samplet med 41 observasjonsenheter (se Tabell V2–3 for datasettdetaljer). Røde, stiplete linjer angir PDgeo₅₀, punktet langs gradiensen er PDgeo mellom par av ØEer = 0,5. (a) Datasett 0. (b) Datasett B.

V3h Resultater og diskusjon: linearitetsrelasjoner for ØA-mål basert på ordinasjonsmetodikk (utfordring 3)

Avstander langs DCA-akser skalert i S.D.-enheter og/eller GNMDS-akser skalert i H.C.-enheter (med eller uten bruk av *step across*) som mål på økologisk avstand viste akseptabel linearitet, uavhengig av datasett og ordinasjonsmetode (Tabell V3–3). Alle ordinasjonsavstandsmålene viste imidlertid mindre avvik fra det forventete mønsteret i hvert fall for ett av datasettene (Fig. V3–4a, b, d). Disse avvikene var ikke konsistente mellom metoder eller datasett, og kunne derfor ikke forklares av noen av disse faktorene.

Konklusjon: Avstander langs DCA- og GNMDS-ordinasjonsakser er tilnærmet lineære funksjoner av økologisk avstand over hele spennet av realistiske verdier for økologisk avstand langs gradienter, uavhengig av datasettegenskaper, men de ordinasjonsbaserte målene på ØA gir ikke bedre estimater for ØA enn PDgeo (utfordring 3). De ordinasjonsbaserte målene på ØA viser imidlertid god nok linearitet til at de kan være nyttige som støttemetoder for en AU-indeksbasert metode for tallfesting av AU, samt til tolking av ordinasjonsresultater.

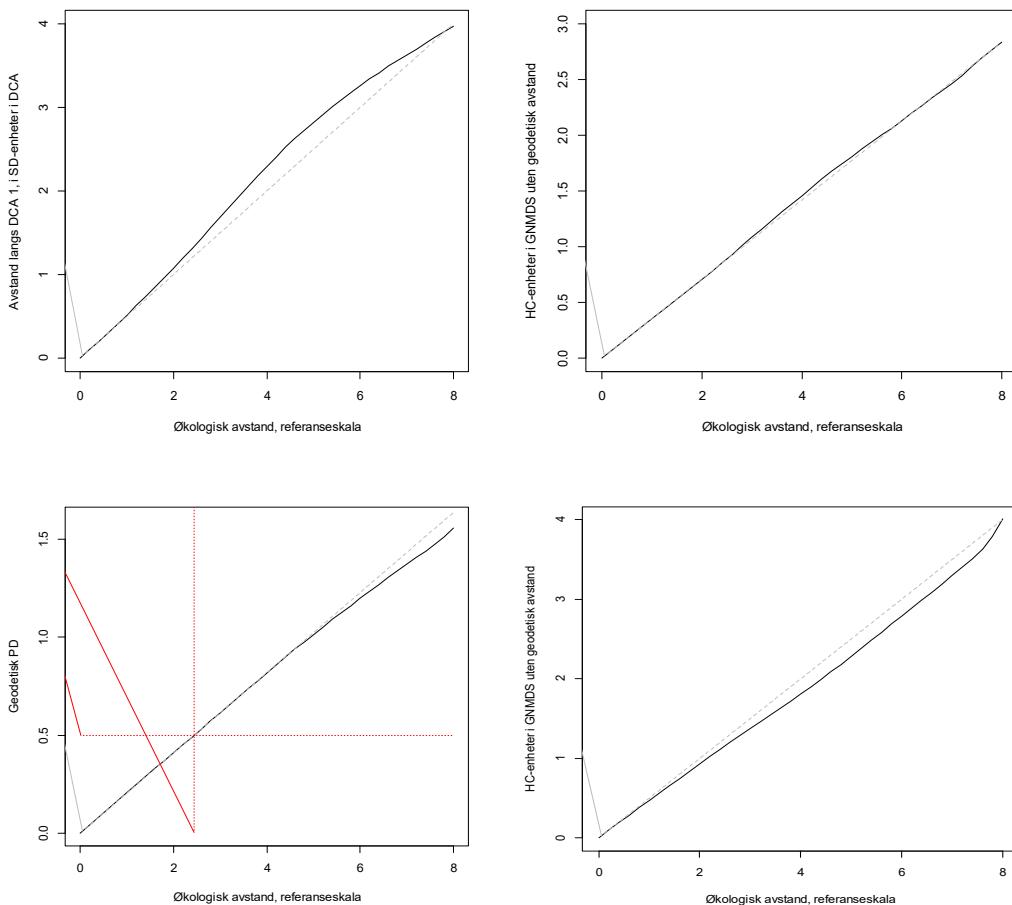


Fig. V3–4. Økologisk avstand, målt som avstand mellom par av OEEr langs en ordinasjonsakse, som funksjon av kjent økologisk avstand for fire kombinasjoner av ordinasjonsmetode og simulert datasett. Enheter for økologisk avstand er S.D.-enheter som er resultatet av ikke-lineær reskalering av DCA-aksen, og H.C.-enheter som opptrer i GNMDS, med eller uten step across. Referanseskalaen for avstand langs en underliggende gradient er en skalering i tilfeldige enheter som ikke er sammenliknbare mellom datasettene. Alle gradienter er regelmessig samlet med 41 observasjonsenheter (se Tabell V2–3 for datasettdetaljer). Røde, stiplede linjer angir PD50, punktet langs gradienten er PD mellom par av OEEr = 0,5. (a) DCA-avstander skalert i S.D.-enheter, Datasett 0. (b) GNMDS-avstander skalert i H.C.-enheter, uten step across, Datasett 0. (c) GNMDS-avstander skalert i H.C.-enheter, med step across, Datasett 0. (d) GNMDS-avstander skalert i H.C.-enheter, uten step across, Datasett B.

V3i Resultater og diskusjon: ordinasjonsmetodenes sårbarhet for artifakter (utfordring 4a)

Ingen artifakter ble observert i resultatene fra DCA- eller GNMDS-analyser av Datasett 0 eller A–D. Bare éndimensjonale GNMDS-løsninger ble imidlertid funnet, og det er mulig løsninger i to eller flere dimensjoner kunne forvrengt den enkle strukturen i datamaterialet (Økland & Eilertsen 1993). DCA finner alltid de fire aksene med høyest egenverdi. Akse 1 var svært sterkt korrelert med den underliggende gradienten skalert i X-enheter for alle datasett 0 og A–D, men akser av høyere orden hadde også egenverdier og gradientlengder som kunne indikere forekomst av ytterligere struktur i datamatrisa (til tross for at datasettene ikke inneholdt noen kjent struktur). Dette eksemplifiseres av Datasett 0, der egenverdiene for akse 1 og 2 var henholdsvis 0,642 og 0,144 og gradientlengdene 3,97 og 1,61 S.D.-enheter. Et forholdstall på ca. 4× mellom egenverdier for DCA-aksen 1 og 2 ble også funnet for de andre datasettene. Liksom for PD, ble det ikke for noen av ordinasjonsmetodene funnet noen sammenhenger mellom differanser mellom naboobservasjonsenheter og deres plassering langs gradienten.

Konklusjon: Verken DCA eller GNMDS framstår som særlig sårbar for artifakter når datasett med én tydelig gradient ordineres, og spesielle datasettegenskaper synes ikke å influere på relasjonen mellom aksedifferansene og ØA.

V3j Resultater og diskusjon: relasjoner mellom enheter for økologisk avstand basert på artssammensetning (utfordring 4c)

Konsistente relasjoner ble funnet mellom de tre av de fem enhetene for økologisk avstand basert på artssammensetning som ble undersøkt (Tabell V3–4). Dette gjelder PDgeo50 og HCgeo, som er konsistent relatert til referanseheten, PD50. Verken for PDgeo50 eller HCgeo ble i noe datasett funnet et avvik på mer enn 3% fra PD50. Dette avviket ligger langt innenfor den toleransegrensen som må anses for akseptabel, gitt at det er ekspertvurderingsdata som for størstedelen vil bli benyttet til tallfestning av økologisk avstand. H.C.-enheten hadde samme relasjon til de øvrige målene på ØA i datasett A der gradienten var så kort at nesten alle PD-verdier mellom par av OEer lå i det lineære området for PD som funksjon av ØA. For alle øvrige datasett ble H.C.-enheten redusert til en andel på ca. 85% av PD50 som følge av ikke-lineariteten mellom PD og økologisk avstand for par av OEer som lå langt fra hverandre langs gradienten. Graden av slik innflytelse må derfor forventes å variere med gradientlengden. Også S.D.-enheten i DCA hadde variabel relasjon til PD50, med sammenpressing av S.D.-enheten i datasett med stor gradientlengde. Det var imidlertid betydelig variasjon i relasjonen mellom PD50 og S.D.-enheten innenfor datasettene med lang gradient (0, B–D).

Konklusjon: De artssammensetningsbaserte ØA-enhetene PD, PD50 og HCgeo er konsistent relatert til hverandre og like, og kan brukes om hverandre. Relasjonen mellom S.D.-enheten i DCA og H.C.-enheten i GNMDS uten step across varierer med datasettegenskaper og er derfor uaktuelt som mål på ØA. Overføring av tolkning av ordinasjonsakser skalert i disse enhetene til trinndeling av komplekse miljøgradienter må gjøres med stor forsiktighet.

TABELL V3–4. Relasjoner mellom de fem enhetene for økologisk avstand basert på artssammensetning i de fem datasettene 0 og A–D. Tabellen viser hvor mange enheter som svarer til 1 PD50-enhet. SD = 1 S.D.-enhet langs DCA-akse 1; HC = 1 H.C.-enhet langs GNMDS-akse 1 (1-dimensjonal løsning); HCgeo = 1 H.C.-enhet langs GNMDS-akse 1 (1-dimensjonal løsning), med step across.

Datasett	Mål på økologisk avstand			
	PDgeo50	SD	HC	HCgeo
0	0,990	1,199	0,859	0,993
A	0,979	1,412	0,993	1,027
B	0,997	1,297	0,846	0,994
C	0,994	1,303	0,858	1,006
D	0,992	1,261	0,852	0,984

V3k Resultater og diskusjon: artsuttynningsgradienter (utfordring 5)

Analysene av Datasett U viste at artsuttynningsgradienter utgjør en helt spesiell utfordring som krever spesiell håndtering når økologisk avstand skal tallfestes ved hjelp av artssammensetningsdata.

I datasett U var PD lineær som funksjon av økologisk avstand (XDD) når $PD < ca. 0,50$, som i de andre datasettene (sammenlikn Fig. V3–5 med Fig. V3–1). I motsetning til datasettene 0 og A–D varierte imidlertid forskjellen i ulikhet i artssammensetning mellom nabo-observasjonsenheter, målt som PD, systematisk langs gradienten (Fig. V2–6). Denne forskjellen var tilnærmet konstant for lave X-verdier (inntil $X = 4,5–5,0$), det vil si inntil eller litt inn i artsuttynningsintervallet. Dette resultatet er konsistent med resultatene av analyse av Datasett D, der ingen systematisk endring i PD-forskjell mellom nabo-OEer ($0,2 XD$ -enheter) ble funnet langs en gradient der artstettheten (artsantallet pr. OE) varierte med en faktor på ca. $2,5\times$. I Datasett U var den høyeste artstettheten i noen OE 54, mens den hadde falt til 30 ved $X = 4,4$ og 25 ved $X = 5,0$. Når $X > 4,5–5,0$ ble det funnet en systematisk økning i PD-differansen pr. XD-enhet, samt en økning i variansen til PD-differansen. Mens gjennomsnittlig PD-differ-

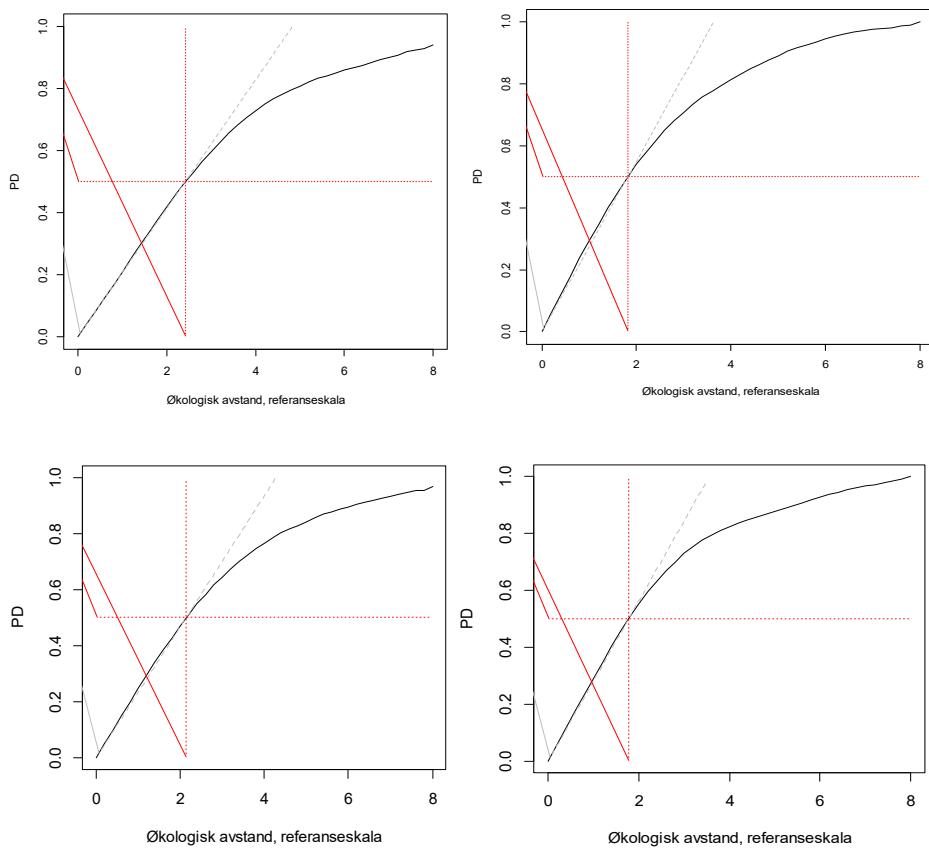


Fig. V3–1. PD som funksjon av økologisk avstand for fire simulerte datasett. Økologisk avstand er angitt som avstand langs en underliggende gradient, skalert i tilfeldige enheter som ikke er sammenliknbare mellom datasettene. Alle gradienter er regelmessig samplet med 41 observasjonsenheter (se Tabell V2–3 for datasettdetaljer). Røde, stiplete linjer angir PD50, punktet langs gradienten der PD mellom par av OEer = 0,5. (a) Datasett 0. (b) Datasett B. (c) Datasett C. (d) Datasett D.

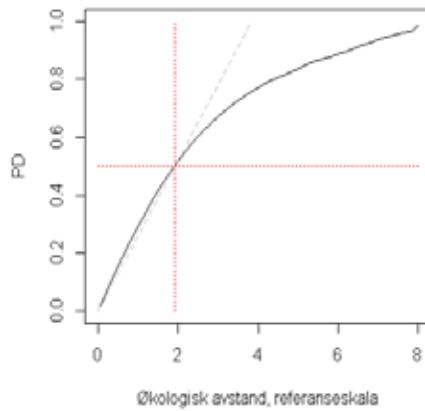


Fig. V3–5. PD som funksjon av økologisk avstand for Datasett U (artsuttynnings-situasjonen). Økologisk avstand er angitt som avstand langs en underliggende gradient, skalert i tilfeldige enheter som ikke er sammenliknbare mellom datasettene. Røde, stiplete linjer angir PD50, punktet langs gradienten er PD mellom par av OEer er lik 0,5.

anse i intervallet $0 < X < 4,6$ var 0,045, økte den til 0,069 i intervallet $4,6 < X < 6,0$ (artstetthet 30–13 arter), til 0,099 i intervallet $6,0 < X < 7,0$ (artstetthet 13–6 arter) og til 0,136 i intervallet $7,0 < X < 8,0$ (artstetthet 6–3 arter). Av dette følger at PD ikke kan brukes direkte som mål på økologisk avstand i artsuttyningssituasjoner. PD50 (en endring i artssammensetning på 0,5 PD-enheter) definert på grunnlag av PD-verdier mellom par av OEer for $X < 4,5$, det vil si at intervallet der PDd er en lineær funksjon av økologisk avstand, tilsvarer 2,14 XDD-enheter. Fig. V2–5 viser at PD50 blir lavere dersom

hele gradienten tas i betraktning. Legger vi sammen PD-forskjellene for intervallet fra $X = 4,5$ til $X = 8,0$, finner vi en sum på 1,69, det vil si ca. 3,4 PD50-enheter!! Dersom vi imidlertid legger til grunn at 1 PD50 = 2,14 X-enheter, finner vi at artsuttynningsintervallet fra $X = 4,5$ (optimum for mest tolerante art) til ca. $X = 8,0$ (der ingen arter lenger kan forventes å finnes stabilt), svarer til ca. 1,6 PD50-enheter. De tre artene som forlenger artsuttynningsintervallet fra $x = 7,4$ (3 arter) til $x = 8,0$ (også 3 arter) er imidlertid neppe representative for artsuttyningssituasjonen. Dette er arter med svært vid toleranse i det simulerte datasettet, mens arter med stor toleranse overfor forstyrrelse eller miljøstress i virkeligheten oftest har spesialtilpasninger som gjør dem i stand til å tåle ekstreme situasjoner. Det er derfor mer realistisk å anta at disse artene har toleranser omkring gjennomsnittet, det vil si ca. 4,6 X (eller til nøy noe høyere). Et artsuttynningsintervall svarer til en økologisk avstand på halve toleransen til en slik art, det vil si ca. 2,5 X-enheter eller ca. 1,2 PD50-enheter.

Konklusjon: Beregning av PD mellom OEer kan ikke benyttes til tallfesting av økologisk avstand i artsuttyningssituasjoner. Analysene gir grunnlag for å anta at et artsuttynningsintervall, fra siste arts optimum til ingen arter lenger forekommer stabilt, omfatter en økologisk avstand som svarer til ca. 1,2 PD50-enheter (definert på grunnlag av relasjoner mellom OEer utenfor artsuttynningsintervallet). Midtpunktet i dette intervallet finnes omkring det punktet langs gradienten der artstettheten er om lag ca. 1/3 av artstettheten ved starten av artsuttynningsintervallet. Trinndeling av komplekse miljøgrader med artsuttyning bør ta dette i betraktnsing.

Bruk av PD med geodetisk avstand (PDgeo) for å korrigere av PD løser ikke problemet med ikke-linearitet i artsuttynningsintervallet fordi problemet skyldes manglende linearitet mellom de antatt pålitelige PD-verdiene og økologisk avstand (Fig. V3–7).

DCA-analyse av artsuttynningsdatasettet viste at denne ordinasjonsmetoden var uegnet til analyse av datasett med artsuttyning (Fig. V3–8). Liksom ved analyse av øvrige datasett var forholdstallet mellom egenverdier for akse 1 og akse 2 ca. 4× (egenverdiene var henholdsvis 0,410 og 0,096), mens gradientlengdene ikke var veldig forskjellige (henholdsvis 2,80 og 2,23 S.D.-enheter). DCA-ordinasjonsdiagrammet viser imidlertid at den underliggende gradienten er bøyd til en todimensjonal struktur, der artsuttynningsintervallet er vist på akse 2, mens resten av gradienten kommer til uttrykk på akse 1 (Fig. V3–8).

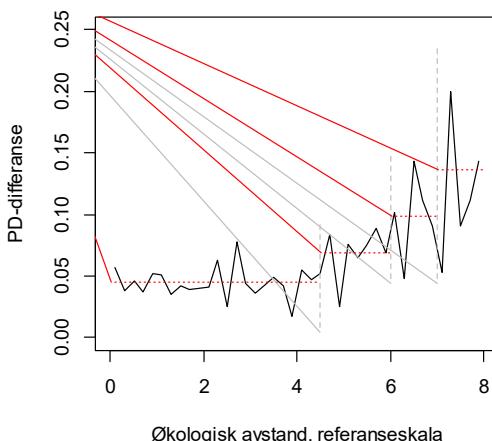


Fig. V3–6. Forskjell i PD mellom trinn langs en gradient simulert med et artsuttynningsintervall som starter ved posisjonen $X = 4,5$ og fortsetter mot høyere verdier av økologisk avstand. Røde stiplete linjer angir middelverdien for PD-forskjell i fire ulike intervaller langs gradienten, adskilt av grå, stiplete linjer.

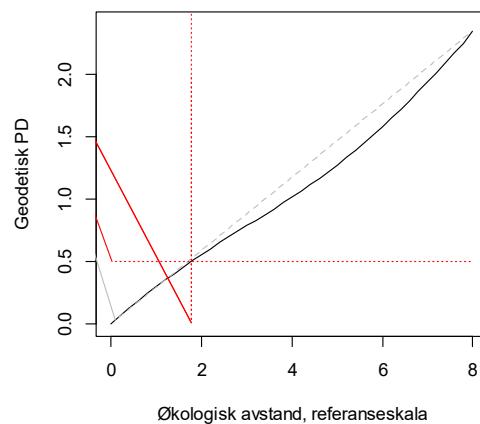


Fig. V3–7. PDgeo som funksjon av økologisk avstand for Datasett U (artsuttynnings-situasjonen). Økologisk avstand er angitt som avstand langs en underliggende gradient, skalert i tilfeldige enheter som ikke er sammenliknbare mellom datasettene. Røde, stiplete linjer angir PD50, punktet langs gradienten er PD mellom par av OEer er lik 0,5.

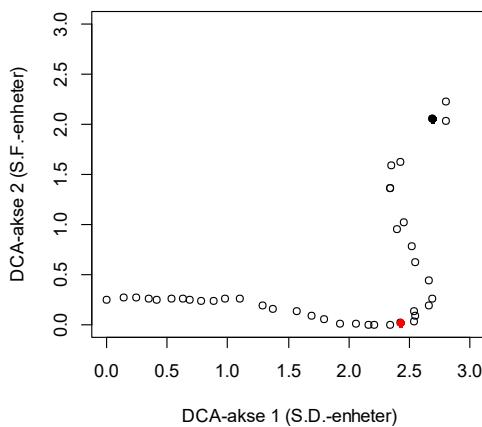


Fig. V3–8. DCA-ordinasjon av de 41 OEene i Datasett U (artsuttynnings-situasjonen). Det røde punktet angir OEn fra punktet $X = 4,4$ langs gradienten (der artsuttynningsintervallet starter), det svarte punktet angir gradientendepunktet ($X = 8,0$).

Avstander langs GNMDS-akser skalert i H.C.-enheter (med eller uten bruk av *step across*) som mål på økologisk avstand viste heller ikke akseptabel linearitet som funksjon av økologisk avstand, av samme grunn som manglende linearitet for PD og PDgeo. Lineariteten var imidlertid noe bedre for GNMDS med *step across* enn ved ordinær GNMDS.

Konklusjon: Problemene knyttet til tallfesting av økologisk avstand ved hjelp av artssammensetnings-data i artsuttyningssituasjoner kan ikke omgås ved bruk av ordinansomalyse.

V31 Konklusjoner og oppsummering

Undersøkelsene av seks datasett som simulerer generaliserte artslistedata (GAD), innsamlet med den standardiserte metodikken som er beskrevet i kapittel B2, gir klare svar på de fleste utfordringer og uavklarte spørsmål (1–5):

- Betingelsene for bruk av PD til tallfesting av økologisk avstand, ØA (utfordring 1), er oppfylt for datasett med variasjon i artstetthet i hvert fall innenfor en faktor på ca. $2,5\times$ (det vil si at den mest artsrike OE'en ikke har mer enn 2,5 ganger så mange arter som den mest artsfattige), uavhengig av gradientlengde og total artsrikdom. For slike datasett, er PD tilnærmet lineær som funksjon av ØA for PD -verdier $< ca. 0,50$. PD_{50} , den økologiske avstanden som svarer til en forskjell i PD mellom observasjonsenheter på 0,5 foreslås som måleenhet for økologisk avstand basert på artssammensetning.
- PDgeo (PD med *step across*, basert på en grenseverdi $\varepsilon = 0,5$ mellom pålitelige og upålitelige ulikhetsverdier) er en transformasjon som konverterer PD til et hensiktsmessig mål på ØA, for alle økologiske avstander (utfordring 2).
- GNMDS med *step across* gjengir plasseringer langs en 'underliggende' kompleksgradient med om lag samme presisjon som PDgeo (utfordring 3). GNMDS med *step across* kan derfor brukes som en støttemetode ved trinndeling av kompleksgradienter, f.eks. til kontroll eller for visualisering av relasjoner.
- 1 H.C.-enhet langs en GNMDSgeo-akse tilsvarer 1 PD_{50} -enhet med en nøyaktighet på ca. $\pm 3\%$ (utfordring 4c), gitt at ordinansomaten er i stand til å identifisere struktur i datasett som består av få artslister (utfordring 4b). Dette spørsmålet krever analyser med andre, fortrinnsvis, reelle data (se Vedlegg 4). Gitt at GNMDS er i stand til pålitelig identifisering av gradienter også i datasett med få observasjonsenheter, vil H.C.-skalerte OE-aposisjoner langs H.C.-skalerte GNMDSgeo-akser kunne brukes direkte til tallfesting av økologisk avstand. Relasjonen mellom S.D.-enheten i DCA og H.C.-enheten i GNMDS uten *step across* påvirkes av datasettegenskaper, på en ikke fullt ut

forstått (eller ikke-forutsigbar) måte. 1 PD50-enhet svarer anslagsvis til 1,2–1,4 S.D.-enheter og til 0,8–1,0 H.C.-enheter.

- Verken DCA eller GNMDS synes å være sårbare for artifakter så lange datasettene har realistiske egenskaper (utfordring 4a), artsuttyningssituasjoner unntatt.
- Analysene bekrefter forutsigelsen som ble gjort på grunnlag av teoretiske vurderinger, at intet mål på ØA som er basert på artssammensetning i seg sjøl kan håndtere ekstreme artsuttyningssituasjoner, der gradientendepunktene helt eller nesten helt mangler arter. Drøfting av analyseresultatene basert på simulerte data viser imidlertid at artsuttynningsintervallet, fra posisjonen langs gradienten der arten med optimum plassert nærmest gradientendepunktet som omfatter artsuttynningsintervallet til ingen arter stabilt er til stede, i reelle situasjoner kan antas å ha en utstrekning på mellom 1 og 1,5 PD50-enheter når disse defineres på grunnlag av variasjon langs gradienten utenfor artsuttynningsintervallet. Som en pragmatisk løsning foreslås at artsuttynningsintervaller anses å omfatte ca. 1,2 PD50-enheter fra intervallets begynnelse (optimum fra mest tolerante art) til ingen arter lenger forekommer stabilt. Midtpunktet i dette intervallet anses å ligge der artstetheten er om lag ca. 1/3 av artstetheten ved starten av artsuttynningsintervallet.

Referanser

- Anonym, 2012. R version 2.14-2 for Windows. – The R foundation for statistical computing, Wien, <http://cran.r-project.org>.
- Bratlid, H., Økland, T., Økland, R.H., Dramstad, W.E., Elven, R., Engan, G., Fjellstad, W., Heegaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. – Agric. Ecosyst. Environm. 114: 270-286.
- Dahl, E. 1957. Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – Skr. norske Vidensk.-Akad. Oslo mat.-naturvid. Klasse 1956: 3: 1-374.
- Hanski, I. 1982. Dynamics of regional distribution: the core and satellite species hypothesis. – Oikos 38: 210-221.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Raunkær, C. 1918. Recherches statistiques sur les formations végétales. – Biol. Meddr k. Vidensk. Selsk. 1: 1-80.
- van Son, T.C. & Halvorsen, R. i trykk. Multiple parallel ordination and data manipulation: the importance of weighting species abundance data – Sommerfeltia 37: i trykk.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.

Vedlegg 4: Grunnlag for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler: analyser basert på reelle data

V4a Innledning

Gjennomgangen av det teoretiske grunnlaget for tallfesting av økologisk avstand (ØA) mellom naturtype-enheter på grunnlag av artssammensetnings(u)likhet (AU) i Vedlegg 2 og analysene av simulerte data i Vedlegg 3 viser at presis tallfesting av ØA basert på AU-indekser er mulig. Hovedkonklusjonen i Vedlegg 3 er at det er mulig å utvikle en metode for tallfesting av økologisk avstand mellom naturtype-enheter som gjør bruk av artssammensetnings(u)likhet (AU), beregnet ved bruk av *proportional dissimilarity* (PD) mellom par av generaliserte artslister for potensielle naturtype-enheter. Videre konkluderes med PD-verdier kan korrigeres for ikke-linearitet ved bruk av *step across* (geodetisk avstand), slik at PDgeo blir en tilnærmet lineær funksjon av ØA over hele spekteret av realistiske gradientlengder. Analyser på simulerte data indikerer at aksen i en éndimensjonal GNMDS-ordinasjon av et datasett som består av generaliserte artslister for naturtype-enheter som fordeler seg langs én kompleks hovedmiljøvariabel, med ei matrise av PDgeo-verdier mellom par av artslister som grunnlag, plasserer observasjonsenheter langs en den 'underliggende' gradienten med om lag samme presisjon som PDgeo.

Dette vedlegget adresserer tre utfordringer som gjenstår etter analysene i Vedlegg 3:

1. Litteraturen som oppsummeres i teoridelen i Vedlegg 2 og resultatene av analysene av simulerte data i Vedlegg 3 er utført på datasett med minst 20 observasjonsenheter, mens det i NiN versjon 1 er 2–8 grunntyper (og trinn) langs de lokale 'basisøkoklinene'. Ettersom intensjonen i NiN 2 er å beholde grunntypenes utstrekning i det økologiske rommet omtrent uendret (se kapittel B2e), er det realistisk å anta at trinnantallet langs lokale komplekse hovedmiljøvariabler i NiN versjon 2 vil være mellom 3 og 8(–10). Den foreslalte metoden må derfor testes ut på reelle data med relevant antall artslister før den kan tas i bruk på slike datasett.
2. Det er gjengs oppfatning i ordinasjonslitteraturen at et visst minimumsantall av observasjonsenheter er nødvendig for at ordinasjonsresultater skal bli pålitelige (f.eks. R. Økland 1990a). Tester på reelle data er derfor nødvendig for å fastslå om GNMDS med *step across* kan være et nyttig verktøy ved analyse av datasett med få observasjonsenheter.
3. En metode for standardisert trinndeling av komplekse miljøvariabler forutsetter en definisjon av en økologisk avstandsenhet (ØAE) basert på PD – hvor stor artssammensetningsulikhet skal et standartrinn langs en kompleks miljøvariabel omfatte? For å oppnå at grunntypenes utstrekning i det økologiske rommet beholdes omtrent uendret i forhold til NiN versjon 1 og andre naturtypeinndelinger (se kapittel B2e), må definisjonen av 1 ØAE testes ut på reelle data.

I tillegg adresseres en fjerde utfordring knyttet til tallfesting av økologisk avstand og standardisert trinndeling: om det er en konsistent sammenheng mellom artssammensetningsulikhet beregnet på grunnlag av standardisert mengdeangivelse på 7- og på 3-trinnsskalaene og, i så fall, hvordan artssammensetningsulikheter beregnet på grunnlag av 3-trinnsskalaen kan omregnes til økologiske avstandsenheter (definisjonen av 1 ØAE baserer seg på generaliserte artslistedata der 7-trinnsskalaen for artsmengder er benyttet).

I dette vedlegget brukes den metoden som er beskrevet i kapittel B2 til å tallfeste den økologiske avstanden mellom enkelttrinn langs fire LKM som er brukt til grunntypeinndeling på natursystem-nivået i NiN versjon 1. Resultatene danner grunnlaget for drøfting av hvordan 1 ØAE bør defineres for å gi en trinndeling i tråd med trinndelingen i NiN versjon 1.

V4b Materiale

To sett av reelle generaliserte artslistedata (GAD), med artsmengder angitt ved bruk av den standardiserte metodikken som er beskrevet i kapittel B2e, ble benyttet.

Datasett HI består av artslister for åtte naturtype-enheter som fordeler seg langs kandidater til trinn langs hevdintensitet (HI) i tråd med den første trinndelingen av denne LKM-en som er foreslått i NiN versjon 2 (se Tabell B3-1). Disse artslistene er basert på ekspertvurdering og én dags feltarbeid (2013 07 05) i Mostadmarka (Sør-Trøndelag: Malvik) (R. Halvorsen, pers. obs.), og skal representere variasjonen langs HI etter standardisering med hensyn til variasjon langs øvrige komplekse miljøvariabler: Kalkinnhold (KA): Intermediært; Vannmetning (VM): Veldrenert; Uttørkingsfare (UF): Frisk; Bioklimatisk sone (BS): Mellomboreal sone; Bioklimatisk seksjon (BH): Svakt oseanisk [O1; Moen (1998) angir O2 for dette området]. Datasettet pretenderer å være representativt for landsdelen Midt-Norge. De åtte trinnene langs HI er:

1. Uten hevdpreg (svak lågurtskogs-mark)
2. Tydelig beitepreget (svak lågurt-beiteskogsmark, f.eks. beiteskog med utmarksbeite, men med lavt beitetrykk)
3. Svært ekstensivt hevdpreg (kantpåvirket, tresatt semi-naturlig eng, f.eks. hagemarksskog, beitet)
4. Typisk ekstensivt hevdpreg (typisk semi-naturlig eng, tidligere ofte slått, nå oftest beitet)
5. Ekstensivt hevdpreg med svakt preg av gjødsling (semi-naturlig eng med svake, men tydelige tegn på gjødsling)
6. Temmelig intensivt hevdpreg (oppdyrket varig eng, sporadisk gjødslet)
7. Svært intensivt hevdpreg (oppdyrket varig eng, gjødslet, men ikke med gylle)
8. Ekstremt intensivt hevdpreg (oppdyrket varig eng, regelmessig gjødslet, ofte med gylle)

Datasettet (Tabell V4-1) omfatter 75 arter. Bare noen få, viktige mosearter er tatt med. Det empiriske grunnlaget for trinnene 1–3 og 8 er svært sparsomt (mer eller mindre reine ekspertvurderinger). Et fullstendig datasett, basert på grundige feltundersøkelser, ville inneholde langt flere arter, særlig for trinnene 1–3. Det er grunn til å anta at et slikt fullstendig datasett vil vise større forskjeller mellom trinnene 1–3(–4) enn analysene av Datasett HI.

TABELL V4-1. Datasett HI: Standardiserte mengdeangivelser for 75 arter i 8 naturtype-enheter (trinn) langs LKM hevdintensitet (HI), basert på ekspertvurderinger og empiriske data fra Mostadmarka (Sør-Trøndelag: Malvik). M7-skalaen for standardisert mengdeangivelse er forklart i kapittel B2c.

Art	1	2	3	4	5	6	7	8
Achillea millefolium	0	0	2	5	6	2	0	0
Achillea ptarmica	0	0	0	0	2	2	0	0
Agrostis capillaris	0	2	4	5	5	4	1	0
Alchemilla glabra	0	0	0	0	2	4	4	3
Alopecurus geniculatus	0	0	0	0	0	2	5	4
Alopecurus pratensis	0	0	0	0	1	2	3	4
Angelica sylvestris	0	1	2	3	3	1	0	0
Anthoxanthum odoratum	1	3	5	6	5	4	0	0
Anthriscus sylvestris	0	0	0	0	2	4	5	2
Avenella flexuosa	5	5	4	2	0	0	0	0
Avenella pubescens	0	1	2	3	2	0	0	0
Bistorta vivipara	0	0	2	5	4	2	0	0
Botrychium lunaria	0	0	0	3	0	0	0	0

<i>Campanula rotundifolia</i>	0	1	4	5	4	3	0	0
<i>Carex leporina</i>	0	0	0	2	4	1	0	0
<i>Carex pallescens</i>	0	1	2	3	3	1	0	0
<i>Carex pilulifera</i>	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	0	0	0	2	2	1	0	0
<i>Cirsium heterophyllum</i>	0	1	2	3	3	2	1	0
<i>Dactylorhiza maculata</i>	2	2	2	1	0	0	0	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	0	1	2	4	5	4	2
<i>Festuca ovina</i>	0	1	1	2	1	0	0	0
<i>Festuca rubra</i>	0	3	5	5	5	5	3	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	0	1	1	1	3	4	2	1
<i>Galium boreale</i>	0	1	3	4	4	2	0	0
<i>Galium uliginosum</i>	0	0	1	3	3	1	0	0
<i>Gentianella campestris</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Geranium sylvaticum</i>	2	4	6	5	3	1	0	0
<i>Geum rivale</i>	0	0	0	0	2	2	0	0
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	5	5	4	1	0	0	0	0
<i>Hieracium pilosella</i>	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Hieracium Sylvatica-gr.</i>	3	4	5	5	3	1	0	0
<i>Hylocomium splendens</i>	6	6	3	0	0	0	0	0
<i>Hypericum maculatum</i>	0	0	0	2	4	4	1	0
<i>Knautia arvensis</i>	0	0	1	4	3	2	0	0
<i>Lathyrus pratensis</i>	0	0	0	2	3	5	3	0
<i>Leontodon autumnalis</i>	0	0	0	2	5	4	2	0
<i>Listera ovata</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Luzula multiflora</i>	0	2	3	4	3	1	0	0
<i>Luzula pilosa</i>	4	4	4	1	0	0	0	0
<i>Maianthemum bifolium</i>	5	5	4	1	0	0	0	0
<i>Myosotis arvensis</i>	0	0	0	0	1	2	1	0
<i>Oxalis acetosella</i>	5	5	5	3	0	0	0	0
<i>Phleum pratense</i>	0	0	0	1	2	5	5	3
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0	1	4	4	2	0	0
<i>Plantago major</i>	0	0	0	0	1	4	3	2
<i>Platanthera bifolia</i>	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Poa annua</i>	0	1	1	1	1	3	3	3
<i>Poa pratensis</i>	0	0	0	1	2	4	6	3
<i>Poa trivialis</i>	0	0	0	0	0	2	3	1
<i>Potentilla erecta</i>	2	4	5	5	3	1	0	0
<i>Ranunculus acris</i>	0	1	4	4	6	6	3	1
<i>Ranunculus repens</i>	0	1	1	2	3	4	6	5
<i>Rhinanthus minor</i>	0	0	2	5	6	4	2	0
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	0	3	5	5	6	6	3	0
<i>Rubus saxatilis</i>	2	3	3	1	0	0	0	0

Rumex acetosa	0	1	4	4	5	6	5	4
Rumex longifolius	0	0	0	0	0	1	2	4
Solidago virgaurea	4	5	5	3	1	0	0	0
Stellaria graminea	0	0	0	1	3	2	0	0
Stellaria media	0	0	0	0	0	0	2	4
Trifentalis europaea	5	5	5	2	0	0	0	0
Trifolium hybridum	0	0	0	0	0	1	3	2
Trifolium pratense	0	0	0	3	4	4	3	2
Trifolium repens	0	0	2	5	6	4	3	2
Urtica dioica	0	0	0	1	4	5	3	2
Vaccinium myrtillus	6	6	3	0	0	0	0	0
Vaccinium vitis-idaea	5	5	5	2	0	0	0	0
Veronica chamaedrys	3	4	5	2	1	0	0	0
Veronica officinalis	2	3	4	2	1	0	0	0
Vicia cracca	0	0	0	1	4	5	2	0
Vicia sepium	0	0	1	3	4	4	1	0
Viola biflora	2	3	3	1	0	0	0	0
Viola palustris	2	2	3	3	2	1	0	0
Viola riviniana	3	4	4	4	2	0	0	0

Datasett FS er et sammensatt datasett som omfatter standardiserte artslister fra natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark (T23) slik denne hovedtypen er definert i NiN versjon 1. Datasettet er basert på grunnlagsmaterialet for Tabell 1 i dokumentasjonen av variasjon i T23 i NiN versjon 1: en grundig litteraturgjennomgang foretatt av E. Bendiksen (upubl. resultater) der det for alle arter av karplanter, moser og lav er angitt en mengdeverdi på den standardiserte firetrinnsskalaen som ble benyttet i NiN versjon 1 (se NiN[1] Artikkkel 1: Boks 7). Ved utarbeidelsen av Datasett FS ble disse mengdeverdiene konvertert både til den standard 7-trinnsskalaen (M7) og den forenklete 3-trinnsskalaen (M3) som er beskrevet i kapittel B2. Datasettet FS omfatter mengdeangivelser for 267 arter i åtte grunntyper som til sammen fordeler seg langs tre lokale hovedkompleksgradienter på en slik måte at plasseringen langs én gradient kan variere og langs de øvrige holdes konstant: Datasettet anses rimelig fullstendig og representativt for landsdelen Østlandet, Bioklimatisk sone (BS): Sørboreal, Bioklimatisk seksjon (BS): Svakt oseanisk (O1), typisk representert ved åstraktene omkring Oslo (lavereliggende deler av Nordmarka, Drammensmarka etc.). 'Nøkkelnaturtypen' i datasettet er blåbærskog, som representerer laveste trinn langs alle de tre aktuelle LKM (trinn 1 slik disse LKM er foreslått trinndelt i NiN versjon 2). Følgende tre deldatasett er avledet fra det fulle datasettet FS:

1. Deldatasett FS-KA, med fem trinn for LKM kalkinnhold (KA) som i NiN versjon 1 (men med trinn angitt 1–5 i stedet for 2–6 som i NiN versjon 1), representert ved grunntypene:
 - a. Blåbærskog (KA trinn 1 kalkfattig)
 - b. Småbregneskog (KA trinn 2 moderat kalkfattig)
 - c. Svak lågurtskog (KA trinn 3 intermediært)
 - d. Lågurtskog (KA trinn 4 kalkrik)
 - e. Lågurt-kalkskog (KA trinn 5 kalkmark)
2. Deldatasett FS-UF, med tre trinn for LKM uttørkingsfare (UF) som i NiN versjon 1, representert ved grunntypene:

- a. Blåbærskog (UF trinn 1 frisk)
 - b. Lyngskog (UF trinn 2 moderat tørkeutsatt)
 - c. Lavskog (UF trinn 3 svært tørkeutsatt)
3. Deldatasett FS–VM, med to trinn for LKM vannmetning (VM) som i NiN versjon 1, representert ved grunntypene:
- a. Blåbærskog (VM trinn 1, veldrenert)
 - b. Blåbærfuktskog (VM trinn 2, fuktmark)

V4c Analysemetoder

For hvert datasett ble samme standard analyseprogram gjennomført ved bruk av metoder og begreper som er forklart i Vedlegg 3, ved bruk av data for mengdeangivelse på den standard 7-trinnskalaen. Alle matematiske og statistiske analyser ble gjort i R versjon 2.14.2 (Anonym 2012). Multivariate analyser ble gjort ved bruk av vegan-pakken for R, versjon 2.0–3 (Oksanen et al. 2012).

PD (proporsjonal dissimilaritet; *proportional dissimilarity*) ble beregnet for alle OE-par i hver artsliste-damatriser. Geodetisk avstand basert på PD, PDgeo, ble beregnet for alle par av observasjonsenheter på grunnlag av terskelverdien $\varepsilon = 0.5$ mellom pålitelige og upålitelige PD-verdier, som anbefalt i Vedlegg 2.

Datasett med 5 eller flere OEEr ble gjort gjenstand for ordinasjonsanalyse ved bruk av GNMDS (*global nonmetric multidimensional scaling*) med følgende spesifikasjoner: 100 GNMDS-ordinasjoner ble lagd fra tilfeldige startkonfigurasjoner ved bruk av funksjonen monoMDS() i vegan. PD og PDgeo ble brukt som alternative ulikhetsmål. Følgende parametervalg ble brukt for monoMDS(): k (antall GN-MDS-akser) = 1; maxit (maksimumsantall iterasjoner for hver ordinasjon) = 200; smin = sfgrmin = $1 \cdot 10^{-7}$ (konvergenskriterium for avslutning av hver iterasjonsprosess). Stressverdier for de 100 GNMDS-ordinasjonene ble sammenliknet og i alle tilfeller ble minst 10 ordinasjoner med tilnærmet samme minste, stressverdi funnet. Disse ble konstatert like ved Procrustes-analyse. Vektoren av skårer for OEEne langs ordinasjonsaksen ble sentrert (til middelverdi = 0) og reskalert til H.C.-enheter ved bruk av postMDS()-funksjonen i vegan. Også DCA-ordinasjon (*detrended correspondence analysis*) med standardvalg (i vegan) for alle spesifikasjoner, inkludert ikke-lineær reskalering av aksene i S.D.-enheter (Hill's ikke-lineære reskalering), ble utført. Vektorer med skårer for OEEne langs førsteaksen i DCA (DCA1) og den eneste GNMDS-aksen (GNMDS1) ble gjort gjenstand for videre analyser.

PDgeo ble også beregnet mellom alle par av 8 observasjonsenheter i hvert datasett, med mengdeangivelses gjort om fra den standard 7-trinnskalaen til den forenklete 3-trinnskalaen. Terskelverdien $\varepsilon = 0.5$ mellom pålitelige og upålitelige PD-verdier ble brukt for datasettet HI, mens laveste terskelverdi som ikke ga fragmentert ulikhetsmatrise, $\varepsilon = 0.53$, ble brukt for datasettet FS. De to settene, hver med 28 par av PDgeo-verdier basert på de to mengdeskalaene, ble gjort gjenstand for lineær regresjonsanalyse (Crawley 2013) for å teste om mønstrene var konsistente. En F-test ble benyttet for å sammenlikne nøstete modeller (det vil si par av modeller der den ene modellen inneholder alle uavhengige variabler som inngår i den andre modellen).

V4d Resultater og diskusjon: datasett HI

PD-ulikhetsmatrisa mellom de åtte trinnene langs HI (Fig. V4–1) viser en relativt jevn endring i arts-sammensetning fra trinn til trinn langs gradienten. Den gjennomsnittlige ulikheten mellom nabotrinn, målt som OE, var $PD_d = 0,273$. Forskjellen mellom nabotrinn var noe lavere mellom naturmarks-trinnene ($PD_d = 0,19$ mellom trinn 1 og 2) og mellom beiteskog (trinn 2) og tresatt semi-naturlig eng (trinn 2 og 3: $PD_d = 0,219$) enn mellom øvrige trinn (alle $PD_d > 0,25$). Det er imidlertid opplagt

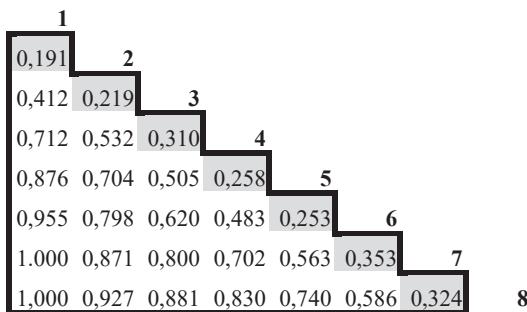


Fig. V4-1. Ulikhetsmatrise mellom de åtte observasjonsenheter i Datasett HI som representerer trinn langs LKM hevdintensitet (HI). PD (*proportional dissimilarity*) er benyttet som ulikhetsmål. PD-verdier mellom nabobobservasjonsenheter langs gradienten er markert med grå celler.

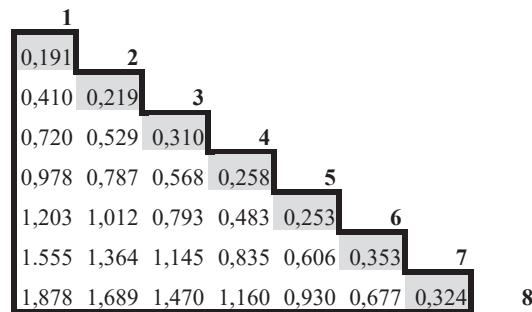


Fig. V4-2. Ulikhetsmatrise mellom de åtte observasjonsenheter i Datasett HI som representerer trinn langs LKM hevdintensitet (HI). PDgeo (*proportional dissimilarity* med step across basert på øvre grense for pålitelige ulikhetsverdier $\varepsilon = 0,5$) er benyttet som ulikhetsmål. PDgeo-verdier mellom nabobobservasjonsenheter langs gradienten er markert med grå celler.

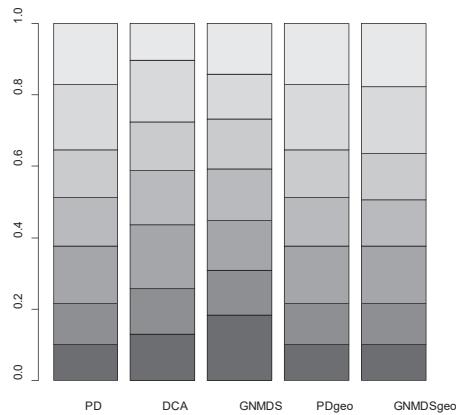


Fig. V4-3. Sammenlikning mellom fem mål på relativ økologisk avstand ($\bar{\Omega}A$) mellom nabotrinns langs LKM hevdintensitet (HI). Relativ $\bar{\Omega}A$ er $\bar{\Omega}A$ -verdien mellom ett par av nabotrinns uttrykt som andel av summen av $\bar{\Omega}A$ -verdier for alle de sju nabotrinne. Trinnpairene fra 1-2 til 7-8 opptrer fra nederst til øverst i hver sylinder.

at forskjellen, i hvert fall mellom trinn 2 og 3 ville vært betraktelig større dersom artslistene for fastmarksskogsmark (T23), trinn 1 og 2, hadde vært mer fullstendige, særlig med hensyn til moser (det er uklart hvorvidt forskjellen mellom trinn 1 og trinn 2 ville øke).

PD mellom trinn langs gradienten som er skilt av et mellomliggende trinn (trinn 1 og 3, 2 og 4, etc.) er lik summen av PD-verdier for de to trinnenes ulikhet med det mellomliggende trinnet når PD er lav [PD(1,2) + PD(2,3) = 0,410, PD(1,3) = 0,412], men lavere enn summen når $PD > ca. 0,5$ [f.eks. er PD(6,7) + PD(7,8) = 0,677 mens PD(6,8) = 0,586]. Dette viser at reelle generaliserte artslistedata med de egenskapene som datasettet HI representerer har minimal tilfeldig variasjon, med ulikhet mellom replikater tilnærmet lik 0 og samme linearitetsrelasjoner mellom PD-verdier som de simulerte datasettene for $PD < 0,4-0,5$. PD mellom trinn lengre fra hverandre langs gradienten har dårligere additivitet (og linearitet). Artslista for trinn 1 har ingen arter felles med artslistene for trinn 7 og trinn 8 (PD = 1,000), mens summen av PD-verdier mellom nabotrinns er 1,908!

Ved bruk av PDgeo (geodetiske avstander med øvre grense for pålitelige ulikhetsverdier $\varepsilon = 0,5$) ble det funnet mer eller mindre fullstendig additivitet og linearitet mellom PD-verdier for alle kombinasjoner av trinn (Fig. V4-2). Dette illustreres av at $PDgeo(1,8) = 1,878$, mens summen av de sju PD-verdiene for nabotrinns er 1,908; en forskjell på 0,030 PD-enheter som svarer til en usikkerhet på $< 2\%$.

Endimensjonal GNMDS basert på ulikhetsmatrisa i Fig. V4–1 (PS uten geodetisk avstand) resulterte i en gradientlengde på 3,07 H.C.-enheter. Dette resultatet avviker sterkt fra det forventete resultatet, som i henhold til definisjonen av 1 H.C.-enhet (= PD50; se kapittel V2g) er at en gradientlengde på 3,816 H.C.-enheter svarer til en sum av PD-verdier mellom nabotrikk på 1,908. Avstandene mellom nabotrikk langs ordinasjonsaksen var, i motsetning til PD-verdier mellom de samme trinnparene, størst mellom trinn 1 og 2 (0,563 H.C.-enheter). Relativt like GNMDS1-avstander ble funnet mellom de andre parene av nabotrikk (0,384–0,448 H.C.-enheter). Det var ingen sammenheng mellom avstanden mellom nabotrikk langs GNMDS1 og PD (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoefisient $\tau = -0,2381$, $n = 7$); se Fig. V4–3. Dette bekrefter resultatene av analysene med simulerte data: GNMDS uten *step across* er ikke egnet til analyse av generaliserte artslistedata.

Gradientlengdeestimatet på 3,761 H.C.-enheter ved bruk av GNMDS med *step across* var tilnærmet identisk både med summen PDgeo-verdiene mellom nabotrikk (Fig. V4–3) og med PDgeo-verdien mellom trinn 1 og 8 på 1,878, som multiplisert med 2 gir 3,756! Dette viser at GNMDS med *step across* er en pålitelig metode for å oppsummere relasjoner i datasett av generaliserte artslister.

DCA-ordinasjon av Datasett HI gjengen HI-gradienten godt langs akse 1 (gradientlengde 4,27 S.D.-enheter), men relative differanser mellom skårer for nabotrikk samsvarer ikke godt med PD-verdier mellom nabotrikk (Kendall's $\tau = 0,3333$, $n = 7$; Fig. V4–3). DCA identifiserte en annenakse med lav egenverdi (0,082 mot 0,601 for akse 1), som var en tungeforvrengning (R. Økland 1990a) av akse 1. DCA er ikke egnet til analyse av datasett med få generaliserte artslister.

V4e Resultater og diskusjon: datasett FS

Med unntak for PD-verdien mellom kalkinnhold (KA) trinn 3 (svak lågurtskog) og trinn 4 (lågurtskog), 0,287, hadde nabotrikkene mindre ulik artssammensetning enn trinnene langs hevdintensitet (HI) (Fig. V4–4). Den gjennomsnittlige ulikheten mellom nabotrikk, målt som OE, var PD_d = 0,199. De tre trinnene langs uttørkingsfare (UF) var derimot mer ulike enn trinnene langs HI, ulikhetene mellom trinn 2 (lyngskog) og trinn 1 (blåbærskog) og trinn 3 (lavskog) var henholdsvis 0,407 og 0,346 (gjennomsnitt 0,377). Ulikheten mellom de to trinnene langs vannmetning (VM), det vil si trinn 1 blåbærskog og trinn 2, blåbærfuktiskog, var 0,189. Liksom for hevdintensitet (HI), var linearitetsrelasjonene gode (vist ved at PD-verdiene var additive) når PD < ca. 0,5 slik at ulikheten mellom replikater var tilnærmet lik null, mens PD mellom trinn lengre fra hverandre langs gradientene KA og UF hadde dårligere additivitet (og linearitet). Summen av PD-verdier mellom nabotrikk langs KA var 0,797, mens PD(KA1,KA5) = 0,688.

Bruk av geodetiske avstander med øvre grense for pålitelige ulikhetsverdier $\epsilon = 0,5$ (PDgeo; Fig. V4–5) korrigerte PD for ikke-linearitet og resulterte i god additivitet og linearitet mellom PD-verdier for alle kombinasjoner av trinn langs KA og UF. Det illustreres av PDgeo(KA1,KA5) = 0,772, mens summen av de sju PD-verdiene for nabotrikk er 0,797; en forskjell på 0,025 PD-enheter som svarer til en usikkerhet på $\approx 3\%$.

Endimensjonal GNMDS uten *step across* basert på PD-verdier for de fem trinnene langs KA ga en rimelig god representasjon av PD-forskjellene mellom nabotrikk, med differanser mellom skårer for nabotrikk på 0,274, 0,313, 0,463 og 0,342 H.C.-enheter og en samlet gradientlengde på 1,544 H.C.-enheter. Dette er nærmere $2 \times$ (summen av PD-verdier mellom nabotrikk) = 1,594. Bruk av PD-matrisa med *step across* gir en feilmelding om at antallet observasjoner under terskelverdien er for lavt til at aksen lar seg reskalere i H.C.-enheter; i stedet plasseres de fem observasjonsenheterne langs en akse som er 0,772 enheter lang [lik PDgeo(KA1,KA5)], men plasseringen av de enkelte observasjonsenheterne langs aksen er ikke lik de parvise PDgeo-verdiene mellom nabo-OE'er: 0,080, 0,204, 0,255 og 0,233.

Fig. V4-4. Ulikhetsmatrise mellom de åtte observasjonsenheter i Datasett FS som representerer variasjon langs de tre LKM kalkinnhold (KA) med fem trinn, uttørkingsfare (UF) med tre trinn og vannmetning(VM) med to trinn. Ulikhetsmatriser for hver av de tre gradientene er markert med svart, tjukk strek. PD (proportional dissimilarity) er benyttet som ulikhetsmål. PD-verdier mellom nabo-observasjonsheter langs gradienten er markert med grå celler.

The diagram shows a sequence of values arranged in a staircase pattern:

- KA1: 0,135
- UF1: 0,313
- VM1: 0,581
- KA2: 0,182
- KA3: 0,447
- KA4: 0,287
- KA5: 0,640
- UF2: 0,459
- UF3: 0,193
- UF4: 0,407
- UF5: 0,668
- UF6: 0,932
- UF7: 1,125
- UF8: 0,753
- UF9: 0,831
- UF10: 1,014
- UF11: 1,278
- UF12: 1,471
- UF13: 0,346
- UF14: 0,189
- UF15: 0,270
- UF16: 0,385
- UF17: 0,671
- UF18: 0,844
- UF19: 0,486
- VM2: 0,832

Fig. V4–5. Ulikhetsmatrise mellom de åtte observasjonsenheterne i Datasett FS som representerer variasjon langs de tre LKM kalkinnhold (KA) med fem trinn, uttørkingsfare (UF) med tre trinn og vannmetning(VM) med to trinn. Ulikhetsmatriser for hver av de tre gradientene er markert med svart, tjukk strek. PDgeo (proportional dissimilarity med step across basert på øvre grense for pålitelige ulikhetsverdier $\varepsilon = 0,5$) er benyttet som ulikhetsmål. PDgeo-verdier mellom naboobservasjonsenheter langs gradienten er markert med grå celler.

Disse resultatene underslår altså at PD(KA3,KA4) er mye høyere enn noen av de andre ulikhetsverdiene. Dette viser at det må utvises forsiktighet når GNMDS anvendes på datasett med få artslister.

V4f Sammenhenger mellom artssammensetningslikhet beregnet på grunnlag av standardisert mengdeangivelse på 7- og på 3-trinnsskalaene

Det var generelt god overensstemmelse mellom PDgeo-verdier, beregnet ved bruk av den standard 7-trinnsskalaen og den forenklete 3-trinnsskalaen (Fig. V4–6). Den lineære regresjonen av PDgeo2 på PDgeo6 viste en svært sterk sammenheng:

$$PDgeo2 = 1,081 \cdot PDgeo6 - 0,003 \text{ (n = 56, } F_{1,54} = 2760,8, r^2 = 98,12\%, P < 0,0001)$$

For dette begrensete datamaterialet, for disse bestemte analysene, vil en artssammensetningsulikhet beregnet ved bruk av 6-trinnsskalaen på 1 PDgeo6-enhet svare til 1,08 PDgeo2-enheter. Om vi for dette materialet hadde valgt å legge en analyse på grunnlag av datamaterialet med 2-trinnsskalaregistreringer til grunn for standardisert trinndeling, ville vår PDgeo2-enhet omfattet mindre variasjon i artssammensetning enn PDgeo6-enheten. Ettersom 1 ØAE er definert som 0,25 PDgeo6-enheter, vil 1,08 PDgeo2-enheter svare til 4 ØAE, det vil si at 1 ØAE svarer til 0,27 PDgeo2-enheter. Vi ser imidlertid av figuren at det først er når $PDgeo > 0,5$ at punktene begynner å ligge over den stiplete linjen, som indikerer at skalaene for artssammensetningsulikhet basert på de to mengdeskalaene begynner å divergere. For $PDgeo < 0,5$ fordeler punktene seg fint omkring linja.

Det er ingen signifikant forskjell mellom PDgeo-verdier i de to datasettene (sammenlikning mellom modellene $\text{PDgeo2} \sim \text{PDgeo6}$ og $\text{PDgeo2} \sim \text{PDgeo6} + \text{faktor(Datasett)}$): $F_{1,53} = 1,8955$, $r^2 = 0,06\%$, $P = 0,1745$) og det er heller ingen forskjell mellom sammenhengene i de to datasettene (sammenlikning mellom modellene $\text{PDgeo2} \sim \text{PDgeo6} + \text{faktor(Datasett)}$ og $\text{PDgeo2} \sim \text{PDgeo6} + \text{faktor(Datasett)} + \text{PDgeo6:faktor(Datasett)}$): $F_{1,52} = 1,5009$, $r^2 = 0,05\%$, $P = 0,2261$).

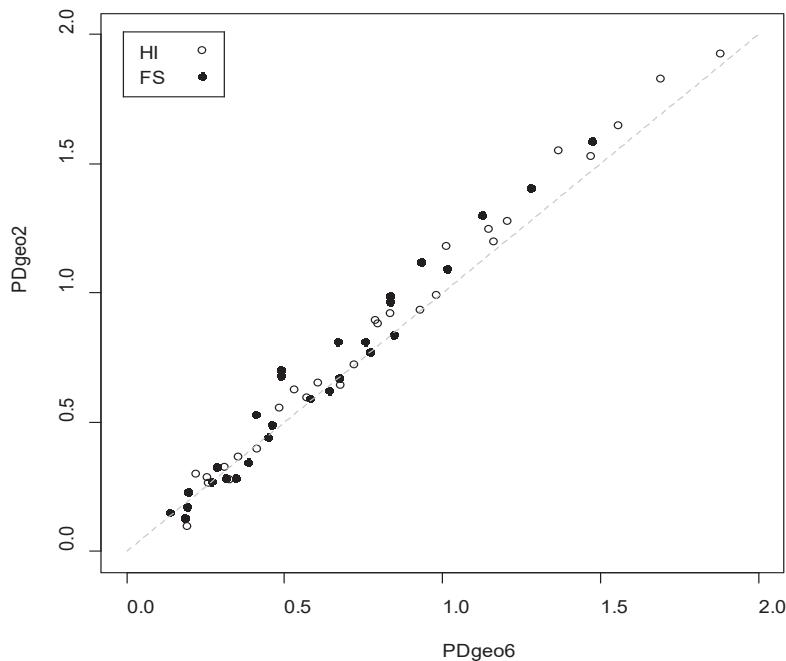


Fig. V4–6. Sammenheng mellom PDgeo, beregnet på grunnlag av mengdeangivelse henholdsvis på den standard 6-trinnsskalaen (horisontal akse) og på den forenklete 2-trinnsskalaen (vertikal akse), for 28 par av observasjonsenheter (alle kombinasjoner av 8 enkeltobservasjonsenheter) i hvert av de to datasettene HI og FS.

Disse svært begrensete analysene indikerer at man kan forvente stor grad av overensstemmelse mellom analyser av artssammensetningsulikhet foretatt på grunnlag av data med de to aktuelle arts-mengdeskalaene, men at man muligens vil komme til å foreta en fin oppdeling av LKM'er dersom man legger resultater av beregninger foretatt på grunnlag av 2-trinnsskalaen til grunn uten å foreta korrekjoner. Det anbefales at sammenhenger mellom PDgeo basert på de to mengdeskalaene analyseres på flere empiriske datasett før det trekkes noen endelig konklusjon om hvordan 1 ØAE bør defineres på grunnlag av PDgeo beregnet mellom observasjonsenheter ved bruk av forenklete artsmengdedata. Inntil videre anbefales at 1 ØAE settes lik 0,27 PDgeo2-enheter.

V4g Sammenfattende diskusjon og konklusjoner

Resultatene gir klare svar på to av de tre metode-relaterte spørsmålene som ble stilt innledningsvis:

1. Tallfesting av økologisk avstand ($\bar{\Omega}A$) ved beregning av ulikhet mellom generaliserte artslister og bruk av PD med *step across* (PDgeo; øvre grense for pålitelige ulikhetsverdier $\varepsilon = 0,5$) som mål på $\bar{\Omega}A$ fungerer godt for reelle artslistedata, uansett artsantall i hver liste og uansett antall trinn langs gradienten (utfordring 1).

TABELL V4–2. Økologiske avstander langs de fire undersøkte gradientene (LKM), uttrykt som PDgeo-differanser (PDgeod) mellom nabotrinn og total gradientlengde (også i PDgeod-enheter).

Datasett LKM	Gradient	Antall trinn NiN 1	Antall standard- trinn	Gradient- lengde	PDgeod middel (variasjonsbredde)
HI	Hevdintensitet (HI)	8	8	1,878	0,273 (0,191–0,353)
FS-KA	Kalkinnhold (KA)	5	4	0,772	0,199 (0,135–0,287)
FS-UF	Uttørkingsfare (UF)	3	4	0,753	0,377 (0,346–0,407)
FS-VM	Vannmetning (VM)	2	1	0,189	0,189

2. GNMDS-ordinasjon, med eller uten *step across*, er ikke et pålitelig verktøy for analyse av datasett med få observasjoner (utfordring 2). Metoden oppsummerte relasjonene i PDgeo-matrisa for gradienten med åtte trinn korrekt, men feilet når antallet trinn bare var fem. Datasett av generaliserte artslister for trinn langs én gradient inneholder dessuten så få observasjonsenheter at ordinasjon ikke er et nødvendig redskap for å oppsummere relasjoner.

Analyseresultatene gir ikke noe entydig svar på utfordring 3, hvordan en økologisk avstandsenhet (ØAE) basert på PDgeo bør defineres. Betydelig variasjon i PDgeo-verdi mellom nabotrinn ble funnet, som vist i Tabell V4–2. Mens det for gradientene kalkinnhold (KA) og vannmetning (VM) innenfor hovedtypen fastmarksskogsmark (i NiN 1) bare ble funnet en økologisk avstand på 0,19–0,20 PD-enheter mellom nabotrinn, var avstanden mellom nabotrinn nær det dobbelte langs gradienten uttørkingsfare (UF). Den tentative åttetrinns-inndelingen av gradienten hevdintensitet (HI) står i en mellomstilling med gjennomsnittlig $\text{ØA} = 0,27$ mellom nabotrinn. Disse resultatene er viktige av to grunner:

1. Resultatene viser at trinndelingen i NiN versjon 1 ikke er konsistent mellom gradienter; store forskjeller mellom trinn med hensyn til ulikhet i artssammensetning eksisterer. Årsaken til dette er at trinndelingen i NiN versjon 1 er basert på tradisjon og andre subjektive vurderinger og ikke på kvantitative kriterier som tar utgangspunkt i reelle data. Det er grunn til å mistenke at den fine oppdelingen av kalkinnhold (KA), i fem trinn, er resultatet av svært sterkt fokus på variasjon i arters forekomst langs denne gradienten i fennoskandisk vegetasjonsøkologi gjennom 100 år. Dette fokuset har vært særlig sterkt innenfor myrvitenskapen (Sjörs 1948, Du Rietz 1949, Malmer 1962, Fransson 1972, Moen 1973, 1990, Økland 1989, 1990b, 1990c), men 'surhet', 'næringsinnhold', 'rikhet' etc. har også vært sterkt vektlagt i studiene av skogsmarksvegetasjon (Kujala 1961, Kielland-Lund 1981, R. Økland & Bendiksen 1985, R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996) og fjellvegetasjon (Gjærevoll 1956, Dahl 1957). Fokuset på variasjon langs KA er også framtredende i vegetasjonstypeinndelingen til Fremstad (1997). Sterkt fokus på arters fordeling langs KA, som har ledet til detaljert kunnskap om artenes fordeling langs gradienten, har sannsynligvis 'fristet' vegetasjonsøkologene til en særlig fin inndeling i typer langs denne gradienten. Gradienten uttørkingsfare (UF) ble delt i tre trinn i NiN versjon 1. Denne inndelingen følger tredelingen av gradienten hos R. Økland & Bendiksen (1985) og Fremstad (1997), mens R. Økland & Eilertsen (1993) delte denne gradienten i fem trinn. Erkjennelsen av vannmetning (VM) som en viktig LKM i fastmarksskogsmark i NiN versjon 1 støttes knapt av analyseresultatene. VM ligger ikke til grunn for typeinndeling hos Kielland-Lund (1981), R. Økland & Bendiksen (1985) og Fremstad (1997), Bendiksen & Salvesen (1992) beskriver variasjon langs denne gradienten som underordnet variasjon langs KA og UF, mens R. Økland & Eilertsen (1993) oppfatter VM som en av tre lokale komplekse hovedmiljøgradienter i fastmarksskogsmark.
2. Resultatene viser at en standardisert metode for trinndeling av LKM, der ulikhet i artssammensetning mellom generaliserte artslister brukes til tallfesting av økologisk avstand, vil kunne bringe NiN versjon 2 et stort skritt nærmere målsettingen om å eliminere innflytelsen fra subjektive vurderinger på typeinndelingen. Resultatene av analysene i Vedlegg 4 viste trinnbredder (og avstander mellom 'normalutforminger' av nabotrinn) i NiN versjon 1 som varierte mellom 0,15 og 0,40 PD-enheter, med en gjennomsnittsverdi omkring 0,25 PD-enheter: Den gjennomsnittlige ulikheten er $\text{PD} = 0,261$ mellom de 13 nabotrinnene langs de fire undersøkte gradientene. Dette understøtter valget av definisjon av 1 ØAE i kapittel B2e (1 $\text{ØAE} = 0,25$ PD-enheter); (i) fordi denne definisjonen er nært gjennomsnittet av trinnbredder for viktige 'lokale basisøkokliner' i NiN versjon 1 og dermed i overensstemmelse med gjengs oppfatning av hvor mye variasjon det skal være i artssammensetning innenfor en naturtype (vegetasjonstype) i en relativt detaljert naturtypeinndeling; og (ii) fordi 0,25 PD-enheter er et 'rundt tall', som svarer til at en fjerdedel av artssammensetningen (arters forekomst og mengde) byttes ut fra en type til neste langs en gradient. Definisjonen av 1 ØAE som 0,25 PD-enheter kan gi grunnlag for å opprettholde delingen av hevdintensitet i åtte trinn (som

foreslått i kapittel B3h) og kalkinnhold i frisk fastmarksskogsmark og uttørkingsfare i kalkfattig fastmarksskogsmark i fire trinn, mens det knapt er grunnlag for å legge vannmetning til grunn for grunntypeinndelingen av fastmarksskogsmark! Analyser av større, mer fullstendige generaliserte artslistedatasett vil vise om dette blir den endelige løsningen i NiN versjon 2.

På bakgrunn av denne diskusjonen trekkes følgende konklusjoner:

- En standardisert metode for trinndeling av LKM, der ulikhet i artssammensetning mellom generaliserte artslister brukes til tallfesting av økologisk avstand, vil kunne bringe NiN versjon 2 et stort skritt nærmere målsettingen om å redusere innflytelsen fra subjektive vurderinger.
- Resultatene understøtter definisjonen av en økologisk avstandsenhet (1 ØAE) som 0,25 PD-enheter (beregnet med *step across*). Denne enkle definisjonen, som svarer til at en fjerdedel av artssammensetningen (arters forekomst og mengde) i en type byttes ut til typen på nabotrinnet langs en LKM, vil resultere i en standardisert trinndeling av viktige 'lokale basisøkokliner' som i grove trekk overensstemmer med trinnbredden i NiN versjon 1 og med gjengs oppfatning av hvor stor variasjon i artssammensetning som må til for at naturtyper (vegetasjonstyper) skal anses forskjellige.

Foreløpige sammenliknende analyser av artssammensetningsulikhet, beregnet ved bruk av de to standard artsmengdeskalaene (7- og 3-trinnskalaene) indikerer at en økologisk avstandsenhet beregnet på grunnlag av data der artsmengde er registrert på den forenklete 2-trinnskalaen svarer til ca. 0,27 PD-enheter. Dette bør imidlertid undersøkes på et større datamateriale før endelig konklusjon om omregningsfaktor trekkes.

Referanser

- Bendiksen, E. & Salvesen, P.H. 1992. Flora og vegetasjon på Røverkollen. – Etat for miljørettet helsevern, Oslo kommune, Oslo.
- Crawley, M.J. 2013. The R book, ed. 2. – Wiley, Chichester.
- Dahl, E. 1957. Rondane: Mountain vegetation in South Norway and its relation to the environment. – Skr. norske Vidensk.-Akad. Oslo mat.-naturvid. Klasse 1956: 3: 1-374.
- Fransson, S. 1972. Myrvegetation i sydvästra Värmland. – Acta phytogeogr. suec. 57: 1-133.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 12: 1-279.
- Gjærevoll, O. 1956. The plant communities of the Scandinavian alpine snow-beds. – K. norske Vidensk. Selsk. Skr. 1956: 1: 1-405.
- Kielland-Lund, J. 1981. Die Waldgesellschaften SO-Norwegens. – Phytocoenologia 9: 53-250.
- Kujala, V. 1961. Über die Walddtypen der südlichen Hälfte Finnlands. – Archiv Soc. zool. bot. fenn. Vanamo 16: Suppl.: 14-22.
- Moen, A. 1973. Landsplan for myrrreservater i Norge. – Norsk geogr. Tidsskr. 27: 173-193.
- Moen, A. 1990. The plant cover of the boreal uplands of Central Norway. I. Vegetation ecology of Sølendet nature reserve; haymaking fens and birch woodlands. – Gunneria 63: 1-451.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Nekola, J.C. & White, P.S. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. – J. Biogeogr. 26: 867-878.
- Oksanen, J., Blanchet, F.R., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H.H. 2012. Package 'vegan' Version 2.0-3. – <http://cran.r-project.org>, The R foundation for statistical computing.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. – Acta phytogeogr. suec. 21: 1-299.
- Økland, R.H. 1989. A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. I. Introduction, flora, vegetation and ecological conditions. – Sommerfeltia 8: 1-172.
- Økland, R.H. 1990a. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – Sommerfeltia Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1990b. A phytoecological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. II. Identification of gradients by detrended (canonical) correspondence analysis. – Nord. J. Bot. 10: 79-108.
- Økland, R.H. 1990c. Regional variation in SE Fennoscandian mire vegetation. – Nord. J. Bot. 10: 285-310.
- Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.

Vedlegg 5: Metode (prosedyre) for å dele opp komplekse miljøvariabler i standardklasser/trinn og basisklasser/trinn

Dette vedlegget oppsummerer innholdet i kapittel B2 i en trinnvis metode for standardisert klasse- og trinndeling av komplekse miljøvariabler på grunnlag av beregning av artssammensetningsulikhet mellom generaliserte artslister. Trinnene kan gruppere i fem hovedtrinn A–F, der A omfatter tilrettelegging av data, B omfatter analyse av generaliserte artslistedatasett fram til datasettspesifikk klasse- og trinndeling av lokale komplekse miljøvariabler, C omfatter generalisering til hovedtypespesifikk klasse- og trinninndeling, D omfatter generalisering av hovedtypespesifikke inndelinger til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn med gyldighet over hele spekteret av naturvariasjon der den aktuelle lokale komplekse miljøvariabelen er aktuell for bruk til inndeling i naturtyper og E omfatter hovedtypetilpasset trinninndeling. Metoden anvendes fortrinnsvis på en og en kompleks miljøvariabel ad gangen.

Følgende definisjoner blir brukt i prosedyrene:

- **basisklasse:** minste klasse, med utstrekning 0,5 –1,5 ØAE innenfor en kompleks miljøfaktor, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøfaktoren er størst, og som er utgangspunkt for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler
- **basistrinn:** minste trinn (intervall), med utstrekning 0,5 –1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient, målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der det antas at variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst, og som er utgangspunktet for hovedtypetilpasset trinndeling av komplekse miljøvariabler
- **datasettspesifikk basisklasse:** klasse i datasettspesifikk basisklasseinndeling
- **datasettspesifikk basisklasseinndeling:** framlegg til inndeling i basisklasser på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artsliste-datasatt (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)
- **datasettspesifikk basistrinninndeling:** framlegg til inndeling i basistrinn på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artsliste-datasatt (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)
- **datasettspesifikk klasseinndeling:** framlegg til inndeling i standardklasser som på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøfaktor slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artsliste-datasatt (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)
- **datasettspesifikk klasse** (= dssK): klasse i datasettspesifikk klasseinndeling
- **datasettspesifikk trinninndeling:** framlegg til inndeling i standardtrinn som på grunnlag av variasjonen langs en kompleks miljøgradient slik den kommer til uttrykk i et gitt generalisert artsliste-datasatt (det vil si for en gitt artsgruppe i en gitt hovedtype innenfor en gitt geografisk og økologisk kontekst)
- **datasettspesifikt basistrinn:** trinn i datasettspesifikk basistrinninndeling
- **datasettspesifikt trinn** (= dssT): trinn i datasettspesifikk trinninndeling
- **generaliserte artslistedata:** systematisk sammenstilte artslisteler for et utvalg abstrakte naturtyper innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet, med standardisert mengdeangivelse
- **gradientlengde:** estimert eller beregnet økologisk avstand mellom endepunktene langs en kompleks miljøgradient
- **hovedtypespesifikk basisklasse:** klasse i hovedtypespesifikk basisklasseinndeling

- **hovedtypespesifikk basisklasseinndeling:** framlegg til inndeling av en kompleks miljøfaktor i klasser som tilfredsstiller definisjonen av basisklasser, bortsett fra at inndelingen bare tar hensyn til variasjonen innenfor miljøfaktoren i denne hovedtypen (generalisering av datasettspesifikke basisklasseinndelinger og/eller ekspertvurdering) og derfor har begrenset gyldighet
- **hovedtypespesifikk basistrinninndeling:** framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av basistrinn, bortsett fra at inndelingen bare tar hensyn til variasjonen innenfor miljøgradienten i denne hovedtypen (generalisering av datasettspesifikke basis-trinninndelinger og/eller ekspertvurdering) og derfor har begrenset gyldighet
- **hovedtypespesifikk klasse:** klasse i hovedtypespesifikk klasseinndeling
- **hovedtypespesifikk klasseinndeling:** framlegg til inndeling av en kompleks miljøfaktor i klasser som tilfredsstiller definisjonen av standardklasser, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basisklasseinndeling og derfor har begrenset gyldighet
- **hovedtypespesifikk trinninndeling:** framlegg til inndeling av en kompleks miljøgradient i trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardtrinn, bortsett fra at inndelingen er basert på en hovedtypespesifikk basistrinninndeling og derfor har begrenset gyldighet
- **hovedtypespesifikt basistrinn:** trinn i hovedtypespesifikk basistrinninndeling
- **hovedtypespesifikt trinn:** trinn i hovedtypespesifikk trinninndeling
- hovedtype tilpasset klasse (= **standardklasse**)
- **hovedtype tilpasset klasseinndeling:** inndeling av en kompleks miljøfaktor i standardklasser
- hovedtype tilpasset trinn (= **standardtrinn**)
- **hovedtype tilpasset trinninndeling:** inndeling av en kompleks miljøgradient i standardtrinn
- **kandidatklasse** (= kK): kandidat til klasse innenfor en kompleks miljøfaktor, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning innenfor den aktuelle miljøfaktoren innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese
- **kandidattrinn** (= kT): kandidat til trinn langs en kompleks miljøgradient, basert på en hypotese om omfanget av variasjon i artssammensetning langs den aktuelle miljøgradienten innenfor den delen av det økologiske rommet som omfattes av en naturtypeinndelingshypotese
- **karakterisk klasse- eller trinnkombinasjon** (= naturtypekandidat): kombinasjon av tentative klasser og/eller trinn langs lokale komplekse miljøvariabler som er brukt i et framlegg til inndeling av enheter på natursystem-nivået (en eller flere natursystem-hovedtyper eller en del av en hovedtype)
- **naturtypeinndelingshypotese:** utvalg av naturtypekandidater innenfor en avgrenset del av det økologiske rommet
- **naturtypekandidat** (= **karakteristisk klasse- og trinnkombinasjon**)
- **standardklasse** (spesifisert definisjon tilpasset natursystem-nivået; = **hovedtype tilpasset klasse**, = sK): variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøfaktor innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 1 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basisklasseinndelingen av miljøfaktoren
- **standardtrinn** (spesifisert definisjon tilpasset natursystem-nivået; = hovedtype tilpasset trinn, = sT): variasjon i artssammensetning langs en kompleks miljøgradient innenfor en hovedtype, som utgjør mellom 0,75 og 1,5 ØAE, og som er definert på grunnlag av basistrinninndelingen av miljøgradienten

Følgende forkortelser og notasjon blir brukt:

- **bk:** basisklasse
- **bT:** basistrinn
- **dssbK:** datasettspesifikk basisklasse (betegnes (a), (b), (c), etc.)
- **dssbT:** datasettspesifikt basistrinn (betegnes (a), (b), (c), etc.)
- **dssK:** datasettspesifikk klasse (betegnes (A), (B), (C), etc.)
- **dssT:** datasettspesifikt trinn (betegnes (1), (2), (3), etc.)

- **htsbK:** hovedtypespesifikk basisklasse (betegnes [a], [b], [c], etc.)
- **htsbT:** hovedtypespesifikt basistrinn (betegnes [a], [b], [b], etc.)
- **htsK:** hovedtypespesifikk klasse basisklasse (betegnes [A], [B], [C], etc.)
- **htsT:** hovedtypespesifikt trinn (betegnes [1], [2], [3], etc.)
- **kK:** kandidatklasse (betegnes #A, #B, #C etc.)
- **kT:** kandidattrinn (betegnes #1, #2, #3 etc.)
- **LKMf:** lokal kompleks miljøfaktor
- **LKMg:** lokal kompleks miljøgradient
- **sK:** standardklasse (betegnes a, b, c, etc.)
- **sT:** standardtrinn (betegnes a, b, c etc.)

Trinn	Oppgave	Metode/merknad
A	Tilrettelegging av data	
A1	Hypotese	Metoden forutsetter at det foreligger en naturtypeinndelings-hypotese som spesifiserer hvordan et utvalg naturtypekandidater fordeler seg langs en eller flere LKM basert på et framlegg til klasse- eller trinndeling hver LKM i kandidatklasser (for LKMf) og/eller kandidattrinn (for LKMg)
A2	Sammenstilling av generaliserte artslistedata	For hver artsgruppe (jf. Tabell B1–2) og hvert kandidattrinn, innenfor et gitt geografisk område, sammenstilles generaliserte artslistedata. Merk at artslistene må tilfredsstille kvalitetskravene til generaliserte artslistedata, sammenstilt i 11 punkter i kapittel B2c (inkludert krav om at artsmengder skal angis på standardisert M7-måleskala (se Tabell B2–1))
B	Analyse av generaliserte artslistedatasett fram til datasettspesifikk klasse- og trinndeling	
B1	Data	Serie generaliserte artslister som representerer variasjon langs (minst) én LKM (fra trinn A2)
B2	Beregning av ØA	Beregn PDgeo mellom alle par av artslister (proporsjonal dissimilaritet; proportional dissimilarity ved bruk av geodetisk avstand som beskrevet i kapittel B2d) og gjør om fra PDgeo-enheter til økologiske avstandsenheter (ØAE) som forklart i kapittel B2d (1 PDgeo-enhet = 4 ØAE; 3,7 ØAE ved bruk av forenklete generaliserte artslistedata).
B3	Additivitetssjekk	Sammenlikn summen av ØA mellom nabotrinn og sammenlikn denne med den direkte beregnede økologiske avstanden mellom endetrinnene ved beregning av ikke-linearitetsparameteren u. Dersom $u > 0,1$, vurder hvorvidt årsaken til ikke-additivitet er at datasettspesifikke egenskaper 'blåser' opp gradientlengdeestimatet. I så fall, korrigér den beregnede økologiske avstanden mellom endetrinnene ved bruk av formel (11) i kapittel B3g (se også kapittel B4g, punkt 2).
B4	ØA og plassering av naturtypekandidater i økologisk rom	Bruk resultatene i B3 til å plassere naturtypekandidatene i et egnet økologisk rom (se kapittel B2g, punkt 3).
B5	Justering av gradientlengde og plassering av naturtypekandidater	Vurder hvorvidt gradientlengdeestimater og relativ plassering av naturtypekandidater bør justeres i lys av datasettegenskapene fullstendighet og toleranserepresentativitet (se kapittel B2c, punkt 9, og kapittel B2g, punkt 4) og eventuell annen relevant informasjon. Dersom representativitsindeksen $R \neq 1$, korrigerer estimator for økologisk avstand ved bruk av formelen $AU_{korrigert} = AU_{beregnet} \cdot R^{-1}$. Resultatet etter denne korreksjonen, korrigerte AU-verdier, er inngangsdatal til trinn B6.
B6	Beregning av gradientlengde	Benytt metoden for beregning av gradientlengde beskrevet i kapittel B2g. Som hovedregler gjelder: 1. For LKMg som er representert med 3 eller flere kandidattrinn, finn gradienytterpunkter og gradientlengde ved å anta at naturtypekandidatene nærmest enden av en LKMg er plassert i midt i det intervallet de utspenner. 2. For LKM som er representert med 2 kandidattrinn, finn gradienytterpunkter og gradientlengde ved å anta at intervallet mellom naturtypekandidatenes tyngdepunkt og enden av gradiensen utgjør 1/3 av den økologiske avstanden mellom typene. For LKMf med 2 kandidatklasser og LKMg med 3 eller færre kandidattrinn, er sammenhenger mellom gradientlengden og avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater gitt av formlene (13) og (14), mens sammenhenger mellom gradientlengden og avstanden mellom endetrinnsnaturtypekandidater for LKMg med 4 eller flere kandidattrinn er gitt av formel (15).

B7	Beslutning om antall datasetspesifikke klasser og trinn	Det generelle kriteriet for antall klasser eller trinn en LKM skal deles opp i er $v = \text{floor}(x_g)$, der v er antallet trinn og x_g er gradientlengden uttrykt i ØA-enheter. Funksjonen floor runder et tall ned til nærmeste hele tall. Sammenhengen mellom økologiske avstander beregnet mellom endetrinnsnaturtypekandidater og minste gradientlengde som utløser et gitt antall datasetspesifikke trinn, er forklart i kapittel B2h punkt 3. Når den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom endetrinnskandidatene og deres nabotrinn er lik den gjennomsnittlige økologiske avstanden mellom alle nabotrinn langs gradienten, kan trinnantallet v beregnes på grunnlag av Tabell B2–2.
B8	Inndeling i dssbK og dssbT	Del kandidatklasser og kandidattrinn som omfatter mer enn 1,0 ØAE opp i datasetspesifikke basisklasser eller basistrinn (hver basisklasse og hvert basistrinn må utspenne minst 0,5 ØAE).som beskrevet i kapittel B2h.
B9	Datasetspesifikk klasse- og trinninndeling	Foreta en datasetspesifikk klasse- eller trinninndeling av den aktuelle LKM. Datasetspesifikk klasse- og trinninndeling skal skje ved sammenslåing av nabopar av datasetspesifikke basisklasser og/eller basistrinn til klasser/ trinn som tilfredsstiller definisjonen av standardklasser/standardtrinn (må omfatte 0,75–1,5 ØAE); se kapittel B2h for detaljer.
C Hovedtypespesifikk klasse- og trinninndeling		
C1	Data	Flere artslistedatasett som adresserer samme naturtypehypotese (samme LKM i samme utvalg av natursystemhovedtyper el.l.), men for ulike artsgrupper og/eller i ulike geografiske områder.
C2	Beregning av gradientlengde på tvers av artsgrupper	For artslistedatasett for ulike artsgrupper fra samme geografiske område, beregn nye avstander mellom naturtypekandidatene ved vektning av artsgruppene (bruk av artsgruppevektene i Tabell B1–2) og gjør en ny gradientlengdeberegning (se punkt B6). Dersom det bare er beregnet ØA for én artsgruppe, hopp over dette trinnet.
C3	Vurdering av manglende informasjon	Vurder om, og i tilfellet hvordan, resultatet i C2 blir påvirket av eventuelle manglende data for enkelte artsgrupper. Korriger ved behov ØA-verdiene ved bruk av tilgjengelig kunnskap slik at de blir de beste mulige estimatorer på tvers av alle relevante artsgrupper, artsgruppenes vekter tatt i betrakting.
C4	Hovedtypespesifikk klasse- og trinninndeling	Dersom det foreligger data fra ulike geografiske områder, vurder hvorvidt klasse- og trinninndelingene for hvert område er sammenfallende. Dersom de ikke er det, skal resultatene fra det området der variasjonen i artssammensetning (gradientlengden) langs hver aktuelle LKM er størst legges til grunn for den hovedtypespesifikk inndelingen av hver adresserte LKM i basisklasser/basistrinn og hovedtypespesifikk klasser og trinn.
D Generalisering av hovedtypespesifikk inndelinger til én (standard) inndeling i basisklasser og basistrinn		
D1	Data	Hovedtypespesifikk klasse- og trinninndelinger av en og samme LKM for flere hovedtyper
D2	Identifisering av basisklasser og basistrinn	Definer basisklasser og basistrinn som minste intervaller med utstrekning 0,5–1,0 ØAE langs en kompleks miljøgradient (0,5–1,5 ØAE for basisklasser innenfor en kompleks miljøfaktor), målt i den hovedtypen og i den geografiske og økologiske konteksten der variasjonen i artssammensetning innenfor det aktuelle intervallet langs miljøgradienten er størst.
E Hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling		
E1	Data	Hovedtypespesifikk klasse- og trinninndeling av en LKM (fra C4) og inndeling i basisklasser og basistrinn (fra D2).
E2	Hovedtypetilpasset klasse- og trinninndeling	'Oversett' begrepene for hovedtypespesifikk basisklasser og basistrinn til (standard) basisklasser og basistrinn (dersom de ikke i utgangspunktet er sammenfallende)

Vedlegg 6: Metode (prosedyre) for å definere hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper på natursystem-nivået, og de lokale basale komplekse miljøvariablene (LKM) som denne metoden forutsetter

Prosedyren er beskrevet i tre tabeller (under) som en delende (divisiv, top-down) trinnvis metode. De tre tabellene inneholder prosedyrer for å definere (A) hovedtypegrupper, (B) hovedtyper og (C) grunntyper innenfor hovedtypene. Disse tre prosedyrene må utføres i rekkefølgen fra A til C.

Prosedyre B forutsetter at prosedyre A er gjennomført, det vil si:

1. at hovedtypegrupper er identifisert
2. at det, innenfor området som naturtypeinndelingen skal dekke, for hver hovedtypegruppe er identifisert
 - a. typisk normal variasjonsbredde
 - b. opplagte lokale komplekse hovedmiljøvariabler innenfor normal variasjonsbredde (nLKM) innenfor hovedtypegruppa

Prosedyre C forutsetter at prosedyrene A og B er gjennomført, det vil si:

1. at hovedtypegrupper og hovedtyper er identifisert; og
2. at en kompleksvariabelgruppe er identifisert for hver hovedtype.

Prosedyrer for å definere og trinnde de lokale basale komplekse miljøvariablene som er nødvendige for å karakterisere natursystem-hovedtypene er inkludert i prosedyrene (A–C).

Følgende definisjoner blir brukt i prosedyrene:

- **aktiv forstyrrelse:** forstyrrelse med forventet frekvens større enn null og en forventet karakteristisk variasjonsbredde i forstyrrelsесgrad
- **alternative semi-stabile systemer:** ett blant to eller flere systemer, karakterisert ved ulik artssammensetning, eventuelt også ulike økologiske prosesser, som kan være stabile over en viss tid på et gitt sted, men som kan forsvinne og gjenoppstå i løpet av kortere tidsrom enn 100 år
- **betydelig forskjell i artssammensetning:** forskjell på minst 1 ØAE, det vil si utskifting av nær en fjerdedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes
- **destabilisering forstyrrelse:** forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt sjeldne påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning forårsaker betydelige endringer i artssammensetningen og initierer en suksjon som, dersom den fikk pågå uhindret, ville være over lang tid (mange år)
- **dominerende økosystemkomponent:** inndelingen av økosystemkomponenter i to kategorier: knyttet til substrater (mark/bunn) og til substratfrie livsmedier; og innenfor sistnevnte, i tre under-kategorier: frie vannmasser, snø og is, og luft
- **ekstensiv hevd:** hevd med en intensitet som resulterer i semi-naturlig mark
- **endringsgjeld:** forventet framtidig endring i artssammensetning (summen av utdøingsgjeld og immigrasjonskredit) som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljø-forhold
- **etableringsfase:** suksesjonsfase med begynnende etablering av et naturmarkssystem, men der de fleste artene som er typisk for ettersuksesjonstilstanden fortsatt mangler; enkelte av naturmarks-systemets økologiske prosesser kan være etablert
- **ettersuksesjonstilstand:** økosystemtilstand etter suksjon, når systemet har nådd en endrings-takt som ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere 'retning' enn i sammenliknbare økosystemer

- **forstyrrelsесintensitet:** forstyrrelsens omfang; først og fremst vurdert på grunnlag av tre 'dimensioner': grad [severity], frekvens [recurrence] og romlig utstrekning [spatial extent]
- **frosset suksjon:** suksjon som stopper opp på et tidlig stadium på grunn av virkningen av miljøstress eller forstyrrelse av en annen type enn den som la systemet åpent for suksjon, og som ikke forventes å nå et seinere suksjonsstadium i løpet av (500–)1000 år
- **hevd:** regelmessig menneskebetinget aktivitet som har opprettholdt naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med produksjons-fremmende tiltak; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning; bestemte hevdbetinete naturtyper forutsetter bestemte hevdregimer'
- **hevdintensitet:** hevdens omfang, vurdert på grunnlag av grad [severity] og frekvens [recurrence]
- **historisk disruptivt miljøstress eller destabilisende forstyrrelse:** tidligere omfattende miljøstress eller forstyrrelse som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser
- **historisk forstyrrelse:** tidligere omfattende forstyrrelse som det ikke er forventet at vil finne sted igjen, men som fortsatt preger et økosystems artssammensetning, struktur og økologiske prosesser
- **hovedkompleksmiljøvariabelgruppe:** gruppe av hovedkompleksmiljøvariabler som hver for seg forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper innenfor en natursystem-hovedtype, samt hovedtypens definierende lokale kompleksmiljøvariabel
- **immigrasjonskreditt,** 'forventet framtidig tilførsel av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende
- **intensiv hevd:** hevd med en intensitet som resulterer i sterkt endret mark
- **kolonisingsfase:** suksjonsfase der kolonisering av substratet pågår, ingen indikasjoner fortsatt finnes på etablering av prosesser typisk for naturmarkssystemet som representerer den forventete ettersuksjonstilstanden
- **kompleksmiljøvariabelgruppe:** gruppe av hovedkompleksmiljøvariabler som hver for seg forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 1 ØAE mellom tyngdepunkter for sammenliknbare naturtyper innenfor en natursystem-hovedtype
- **konsolideringsfase:** suksjonsfase der artssammensetningen domineres av arter typisk for ettersuksjonstilstanden og naturmarkssystemets prosesser er tydelig observerbare, men et helhetlig naturmarkssystem fortsatt ikke er etablert
- **kontrasteringstrinn:** trinn langs spesiell kompleks miljøvariabel (sLKM) som beskriver forholdene innenfor normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa, som kontrast til ett eller flere trinn for spesiell variasjon innenfor hovedtypegruppa.
- **langsom suksjon:** primær suksjon som forventes ikke å nå ettersuksjonstilstanden i løpet av (100–)200, men som forventes å nå ettersuksjonstilstanden i løpet av (500–)1000 år
- **menneskebetinget forstyrrelse:** forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som resultat av menneskets aktiviteter
- **miljøstressbetinget natursystem-hovedtype:** natursystem-hovedtype for spesiell variasjon, identifisert som forskjellig fra en naturtype innenfor normal variasjonsbredde ved en sLKM som forklarer variasjon i artssammensetningen betinget av miljøstress som viktigste økologiske prosess
- **naturlig forstyrrelse:** forstyrrelse (uforutsett eller forutsigbar) som oppstår som følge av prosesser som ikke er resultatet av menneskets aktiviteter
- **naturlig system (= naturmarkssystem):** økosystem der dominerende økosystemkomponent mangler, eller bare har svakt preg av, menneskebetinget forstyrrelse, men som ikke er betinget av menneskebetinget forstyrrelse; økosystemfunksjon (hvilke økologiske strukturerende prosesser som er viktige), økosystemstruktur (inkludert hvilke basale lokale komplekse miljøvariabler som bestemmer variasjonen i artssammensetning), og økosystemtjenester er ikke vesentlig endret i forhold til opprinnelig natur

- **normal variasjonsbredde innenfor en hovedtypegruppe:** arealmessig dominerende variasjonsbredde i artssammensetning og miljøforhold innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent), som kan beskrives ved hjelp av et begrenset sett av hovedkompleksvariabler
- **observerbar forskjell i artssammensetning:** forskjell på minst 0,5 ØAE, det vil si utskifting av nær en åttendedel av artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes
- **rask suksjon:** sekundær eller primær suksjon som forventes å nå ettersuksjonstilstanden i løpet av 100(-200) år eller kortere tid
- **regulerende forstyrrelse:** forstyrrelse som ved middels intensitet preger artssammensetningen gjennom relativt hyppige påvirkninger og på en slik måte at hver påvirkning verken forårsaker store endringer i artssammensetningen eller initierer en langvarig suksjon (med flere års varighet)
- **sammenliknbar natur:** natur med samme plassering i det økologiske rommet (det vil si forekommer på samme trinn) langs alle relevante viktige lokale komplekse miljøvariabler bortsett fra én spesiell miljøvariabel
- **semi-naturlig system:** økosystem som forutsetter, og i så sterk grad er preget av, menneskebetinget forstyrrelse at forskjellene i økosystemfunksjon, økosystemstruktur, og økosystemtjenester i forhold til opprinnelig natur er vesentlige, men uten at systemet blir gjennomgripende endret og uten at det slutter å være et helhetlig system
- **spesiell variasjon innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe:** all variasjon innenfor ei hovedtypegruppe (det vil også si innenfor en dominerende økosystemkomponent) som ikke tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa
- **standardtrinn:** trinn langs en trinndelt hovedkompleksvariabel som omfatter en forhåndsspesifisert mengde variasjon i den karakteriserende naturegenskapen
- **sterkt endret system:** økosystem preget av høy menneskebetinget forstyrrelsесintensitet, oftest formet (skapt) av naturinngrep som har endret systemets struktur og/eller andre egenskaper så sterkt at resultatet blir økosystemer som ikke er helhetlige; næringskjede, diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc. mangler oftest
- **strukturerende artsgruppe:** artsgruppe med så stor betydning for et økosystems struktur og/eller funksjon at typiske systemer med disse artene er vesentlig forskjellig fra sammenliknbare systemer
- **tilstandsvariasjon:** variasjon i miljøforhold som gir opphav til mørnster på relativt fin romlig skala (typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(-200) år]
- **typisk utforming** (av en naturtype): en representativ del av intervallet som en naturtype utspenner langs alle trinn og/eller klasser langs alle typens hovedkompleksvariabler for den karakteriserende kilden til variasjon på det aktuelle naturmangfold-nivået
- **underordnet lokal kompleks miljøvariabel** (= uLKM): lokal kompleks miljøvariabel som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for naturtyper (utforminger) med observerbar forskjell i artssammensetning (økologisk avstand 0,5–1,0 ØAE)
- **utdøingsgjeld**, det vil si 'forventet framtidig lokal utdøing' av arter som følge av ubalanse mellom aktuell artssammensetning og rådende miljøforhold (motstykke til immigrasjonskreditt; endringsgjeld er summen av immigrasjonskreditt og utdøingsgjeld)
- **variasjon betinget av en strukturerende artsgruppe:** vesentlig forskjell i artssammensetning mellom systemer med og uten forekomst av en strukturerende artsgruppe
- **vesentlig forskjellig artssammensetning:** en forskjell på minst 2 ØAE, det vil si utskifting av nærliggende halve artssammensetningen eller mer, mellom to systemer som sammenliknes

Følgende forkortelser blir brukt i prosedyrene:

- **LKM** (lokal kompleks miljøvariabel): sammensatt av to begreper:
 - lokal miljøvariabel: miljøvariabel som gir opphav til varierer i artssammensetning på relativt fin romlig skala (og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid);
 - kompleks miljøvariabel: miljøvariabel som består av flere enkeltvariabler
- **LKMF** (lokal kompleks hovedmiljøfaktor): LKM der miljøvariabelen er en kompleks miljøfaktor: mer eller mindre parallel, klassedelt variasjon i miljøegenskaper
- **LKMG** (lokal kompleks hovedmiljøgradient): LKM der miljøvariabelen er en kompleks miljøgradient: mer eller mindre parallel, gradvis variasjon i miljøegenskaper
- **dLKM** (definerende spesiell lokal kompleks miljøvariabel): sLKM (se nedenfor) som er grunnlaget for å skille ut en spesiell hovedtype fra normal variasjon innenfor ei hovedtypegruppe
- **fLKM** (flerdimensjonal lokal kompleks miljøvariabel): kompleks miljøvariasjon over ett og samme tema, som i utgangspunktet må beskrives ved bruk av et trinn- og klassekjema med flere enn en dimensjon
- **hLKM** (lokal kompleks hovedmiljøvariabel): LKM som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for naturtyper (grunntyper) med vesentlig forskjellig artssammensetning (økologisk avstand > 2 ØAE)
- **nLKM** (normal lokal kompleks miljøvariabel): LKM som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 1 ØAE mellom tyngdepunkter for naturtyper innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe
- **sLKM** (spesiell lokal kompleks miljøvariabel): LKM som forklarer mer variasjon i artssammensetning enn 2 ØAE mellom tyngdepunkter for én naturtype innenfor normal variasjonsbredde innenfor ei natursystem-hovedtypegruppe og en sammenliknbar naturtype som ikke ligger innenfor normal variasjonsbredde
- **tLKM** (lokal kompleks tilleggsmiljøvariabel): LKM som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for naturtyper (grunntyper) med betydelig, men ikke vesentlig forskjellig artssammensetning (økologisk avstand 1–2 ØAE)
- **uLKM** (underordnet lokal kompleks miljøvariabel): LKM som innenfor en og samme hovedtype gir opphav til tyngdepunkter for utforminger av naturtyper med observerbar, men ikke betydelig forskjell i artssammensetning (økologisk avstand 0,5–1,0 ØAE)

Kombinasjoner av prefiksene f, h, n, s og t og suffiksene f og g blir brukt ved behov.

A Hovedtypegrupper

I NiN versjon 2 skal naturen først deles opp i hovedtypegrupper (i NiN versjon 1 ble det definert fem natursystem-hovedtypegrupper: saltvannssystemer, fjærresonesystemer, ferskvannssystemer, våtmarkssystemer, fastmarkssystemer, men denne inndelingen skal ikke legge noen føringer på inndelingen i hovedtypegrupper i NiN versjon 2). Et grunnleggende premiss for inndelingen i hovedtypegrupper i NiN versjon 2 er at de fire underkategoriene av grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter (knyttet til henholdsvis substrater, frie vannmasser, varig snø og is, og luft) i utgangspunktet skal tilordnes ulike hovedtypegrupper. Luft blir imidlertid ikke typeinndelt på natursystem-nivået i NiN versjon 2.

De tre øvrige underkategoriene av grunnleggende forskjellige dominerende økosystemkomponenter – substrater, frie vannmasser, og varig snø og is – skal deles videre inn i hovedtypegrupper når følgende tre, likeverdige kriterier er oppfylt:

1. Fellesskap i artsstruktur og grunnleggende livsformer
 2. Sterke fellestrek i miljøstruktur innen hovedtypegruppa (de lokale miljøvariablene som er viktigst for å beskrive variasjon) og stor forskjell fra andre hovedtypegrupper¹
 3. Logisk konsistent avgrensning mot andre hovedtypegrupper²
- 1 Følgende to betingelser (hver med alternativer) må oppfylles: (a) Variasjonen innenfor normal variasjonsbredde i ei hovedtypegruppe må kunne beskrives ved hjelp av et sett av lokale komplekse miljøvariabler (LKM) som er forskjellig fra settet av LKM som kjennetegner normal variasjonsbredde innenfor andre hovedtypegrupper, enten ved (i) at hovedtypegruppa inneholder minst én kompleks miljøvariabel som kjennetegner normal variasjonsbredde (nLKM) og som ikke deles av andre hovedtypegrupper, eller (ii) at hovedkompleksvariabelgruppa skiller seg fra alle andre hovedtypegruppers hovedkompleksvariabelgruppe uten å inneholde unike unik(e) LKM, men ved at normal variasjonsbredde har en artssammensetning som er mer enn 4 ØAE forskjellig fra artssammensetningen innenfor mest mulig sammenliknbar normal variasjonsbredde i noen annen hovedtypegruppe. (b) Ei hovedtypegruppe skal kjennetegnes av særegne komplekse miljøvariabler som skiller spesiell variasjon (sLKM) fra normal variasjonsbredde (nLKM) innenfor hovedtypegruppa, enten ved (i) innhold av to sLKM som ikke deles av noen annen hovedtypegruppe, eller (ii) ved å inneholde minst fire unike klasser av en sLKM av faktorvariabel-typen, som er resultatet av prosesser som er kvalitativt forskjellige fra prosessene som kjennetegner øvrige klasser langs samme sLKM, eller (iii) den kan inneholde minst én unik sLKM (jf. punkt i) og to unike klasser av en sLKM av faktorvariabel-typen som tilfredsstiller kravet i punkt ii.
 - 2 Det er mulig å avgrense et konvekst, sammenhengende område som tilfredsstiller definisjonen av normal variasjonsbredde i det økologiske rommet som spenner ut variasjonen innenfor hovedtypegruppa.

Trinn	Oppgave	Metode	Materiale og merknader
A1	Identifisering av potensielle hovedtypegrupper	1. Identifiser typisk normal variasjonsbredde innenfor hver hovedtypegruppekandidat 2. Identifiser opplagte nhLKM for hver hovedtypegruppe-kandidat 3. Identifiser opplagte sLKM for hver hovedtypegruppe-kandidat 4. Identifiser LKM som beskriver forskjeller mellom hovedtypegruppekandidatene 5. For hver hovedtypegruppe-kandidat, vurder om kriteriene 1–3 er tilfredsstilt	NB! Presis avgrensning av normal variasjons-bredde blir gjennomført i prosedyre B. Fullføring av prosedyre B forutsetter derfor en siste sjekk etter at prosedyre B er gjennomført (punkt A2)
A2	Utsjekk av tilleggs-kriterier og endelig fastsettelse av inndeling i hovedtypegrupper Gjennomføres etter prosedyre B som en sjekk på at hovedtypegruppene er veldefinerte	1. Tell opp for hver hovedtypegruppe antallet kjente nhLKM og sLKM 2. Vurder for hver hovedtypegruppe-kandidat om spesifikasjonene i fotnotene til kriteriene 2 og 3 er oppfylt 3. Hovedtypegruppe-kandidater som oppfyller spesifikasjonene i fotnotene aksepteres som hovedtypegrupper. 4. Dersom noen av hovedtype-gruppekandidatene ikke tilfredsstiller tilleggs-kriteriene, gjentas trinn A1 med sikte på å justere definisjonene av hovedtypegruppene slik at tilleggskriteriene oppfylles uten å gå på akkord med de generelle kriteriene. Den endelige avgjørelsen om hovedtype-gruppe-inndeling tas etter samlet vurdering.	Materiale Alle hovedtype-gruppekandidater fra punkt A1 som tilfredsstiller kriteriene 1–3

B Hovedtyper

Hver hovedtypegruppe som blir definert i prosedyre A skal deles inn i hovedtyper.

Natursystem-hovedtyper skal oppfylle fem grunnleggende kriterier som er likeverdige og som har forrang foran alle tilleggskriterier:

1. Variasjonen i artssammensetning og miljøforhold innenfor én natursystem-hovedtype skal kunne beskrives ved bruk av en og samme hovedkompleksmiljøvariabelgruppe. Når to hovedtypekandidater har samme hovedkompleksmiljøvariabelgruppe skal hver av disse ha minst én tLKM som ikke deles av den andre hovedtypekandidaten for at de to skal skilles ut som separate hovedtyper.
2. En og samme hovedtype kan omfatte grunntyper med vesentlig forskjellig artssammensetning dersom og bare dersom ett og samme sett av økologiske prosesser (miljøstress, regulerende forstyrrelse og/eller destabilisering forstyrrelse) er viktige for å forklare variasjon gjennom hele hovedtypen.
3. En natursystem-hovedtype skal entydig kunne tilordnes en av de fem kategoriene I, II og, innenfor II, A–C, med til sammen 19 underkategorier (se nedenfor)
4. Variasjonen i artssammensetning innenfor en hovedtype må minst være 1 ØAE. En hovedtype-kandidat som ikke tilfredsstiller dette kravet skal slås sammen med den hovedtypen den har sterkest fellesskap i artssammensetning med.
5. Natursystem-hovedtyper for økosystemer i dynamisk likevekt skal defineres på grunnlag av sin kompleksvariabelgruppe, og omfatte all tilstandsvariasjon

Veilederende tilleggskriterium:

6. Hovedtypen bør ha et gjennomgående enhetlig utseendepreg, det vil si at samme livsformer bør dominere gjennom hele hovedtypen

Tilleggskriterier:

7. Potensielle natursystem-hovedtyper betinget av strukturerende artsgrupper skal skilles ut når og bare når definisjonen av variasjon betinget av strukturerende artsgrupper er oppfylt og når både variasjonsbredden innenfor hver av hovedtype-kandidatene tilfredsstiller kravet om minste omfang (kriterium 4).
8. Egne natursystem-hovedtyper for (ekstrem)trinn langs nLKM skal bare opprettes når det ikke er mulig å knytte dette/disse trinnene til en annen hovedtype innenfor normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa slik at
 - a. de to hovedtypekandidatene til sammen utgjør et konvekst område i det økologiske rommet, eller
 - b. begge de generelle kriteriene 1 og 2 tilfredsstilles av begge hovedtypekandidatene.
 Merk: For å opprette en ny hovedtype innenfor naturlig mark på grunnlag av (8a) og/eller (8b), må artssammensetningen på (ekstrem)trinnet langs den nLKM som er, eller fungerer som, en nLKMf, være vesentlig forskjellig fra artssammensetningen på kontrasteringstrinnet.
9. Systemer betinget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress skal tilordnes andre hovedtyper for spesiell variasjon enn semi-naturlige systemer og sterkt endrete systemer.
10. Natur betinget av ville dyrs aktiviteter (beiting) og/eller annen naturlig forstyrrelse og som med hensyn til artssammensetning og økologiske prosesser ikke kan skilles fra systemer betinget av hevd og/eller annen menneskebetinget forstyrrelse, skal typifiseres sammen med sistnevnte. Ett eksempel på slik natur er strandenger med sterk beiting av gjess og våtmark og fastmark som er oppdemt av bever.

11. Egne hovedtyper for spesielle, natrulige systemer skal skilles fra hovedtyper for tilsvarende systemer innenfor normal variasjonsbredde ved hjelp av en sLKM når artssammensetningen på (ekstrem) trinnet langs denne sLKM er vesentlig forskjellig fra artssammensetningen på kontrasterings-trinnet. Når dette kriteriet er oppfylt, skal systemer som faller i følgende fire grupper tilordnes ulike hovedtyper:
 - a. miljøstress
 - b. aktiv regulerende forstyrrelse,
 - c. aktiv destabilisering forstyrrelse, og
 - d. historisk disruptivt miljøstress eller destabilisering forstyrrelse

Merk: Kriteriet om tilordning til ulike hovedtyper når det er mulig å definere en sLKM der forskjellen i artssammensetning mellom tyngdepunkter for ekstremtrinn $> 2 \text{ ØAE}$ gjelder innenfor natur preget av, og innenfor natur ikke preget av menneskebetinget forstyrrelse.
12. Spesielle natrulige systemer (11) skal tilordnes ulike hovedtyper når det ligger til rette for henholdsvis
 - a. rask suksesjon,
 - b. langsom suksesjon eller frosset suksesjon.

Merk: Dette gjelder også natrulige systemer innenfor normal variasjonsbredde; derfor skal systemer på og i ikke-jorddekt og jorddekt mark konsekvent tilordnes ulike hovedtyper.
13. Innenfor spesielle systemer skal en natursystem-hovedtype skilles fra en naturtype for normale systemer når og bare når det er vesentlig forskjell i artssammensetning langs hovedtypekandidatens karakteriserende sLKM, mellom kontrasteringstrinnet og ekstremtrinnet for spesiell variasjon, som enten er
 - a. en klasse innenfor en sLKMf som kontrasteres mot en klasse som representerer sammenliknbar normal variasjonsbredde; eller
 - b. skilt fra endetrinnet for normal variasjonsbredde langs en sLKMg med minst ett mellomliggende standardtrinn

Merk: Kandidater til sLKM som bare tilfredsstiller kravet til betydelig forskjell fra en sammenliknbar typisk utforming av en normal natursystem-hovedtype (1–2 ØAE) skal legges til grunn for grunntypeinndeling av denne normale hovedtypen som en ntLKM.
14. Natursystem-hovedtyper for spesiell variasjon betinget av menneskebetinget forstyrrelse skal skilles fra hovedtyper på normal variasjonsbredde ved bruk av definisjonene av semi-natrulig system og sterkt endret system.
15. Semi-natrulige systemer og sterkt endrete systemer anses for vesentlig forskjellig fra hverandre og skal tilordnes ulike natursystem-hovedtyper.
16. Innenfor semi-natrulige systemer og sterkt endrete systemer skal systemer som skiller seg med hensyn til hovedkategori av hevdintensitet (uten eller med svake spor av hevd, ekstensiv hevd og intensiv hevd) anses for vesentlig forskjellig og tilordnes ulike natursystem-hovedtyper. Systemer i underkategoriene 10–14 (se nedenfor) skal derfor tilordnes ulike hovedtyper.
17. Innenfor semi-natrulige hevdpregete systemer og sterkt endrete hevdpregete systemer skal systemer som tilfredsstiller definisjonen av jordbruksmark og systemer uten jordbruksproduksjon som hovedformål tilordnes ulike hovedtyper

Kategorier av natursystemer som skal tilhøre forskjellige hovedtyper, med underkategorier:

I Normal variasjonsbredde innenfor hovedtypegruppa

1. Uten variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgruppe
2. Med variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgruppe

II Spesiell variasjon innenfor hovedtypegruppa

A Preget av miljøstress eller naturlig forstyrrelse, uten variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgruppe

3. Preget av miljøstress
4. Preget av aktiv regulerende forstyrrelse
5. Preget av aktiv destabilisering forstyrrelse
6. Preget av historisk forstyrrelse
 - a. Rask suksesjon
 - b. Langsom eller frosset suksesjon

B Preget av miljøstress eller naturlig forstyrrelse, med variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgruppe

7. Preget av miljøstress
8. Preget av (aktiv) regulerende forstyrrelse
9. Preget av (aktiv) destabilisering forstyrrelse

C Betinget av middels eller omfattende menneskebetinget forstyrrelse (semi-naturlige systemer eller sterkt endrete systemer)

10. Semi-naturlig system uten eller med svake spor av hevd
11. Semi-naturlig hevdpreget system
 - a. Semi-naturlig hevdpreget system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Semi-naturlig jordbruksmark
12. Sterkt endret system uten eller med svake spor etter av hevd
 - a. Rask suksesjon
 - b. Langsom suksesjon
13. Sterkt endret system med preg av ekstensiv hevd
 - a. Sterkt endret system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Oppdyrka mark
14. Sterkt endret hevdpreget system
 - a. Sterkt endret system uten jordbruksproduksjon som hovedformål
 - b. Oppdyrka mark

Trinn	Oppgave	Metode	Materiale og merknader
B1	Identifisere strukturerende artsgrupper	<p>1. Sjekk, for alle potensielle strukturerende artsgrupper, om de tilfredsstiller tilleggs-kriterium 6</p> <p>2. Systemer innenfor hovedtypegruppa fordeles på:</p> <ul style="list-style-type: none"> a. uten variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper (kategorier 1, 3–6 og 10–14) b. med variasjon i artssammensetning betinget av strukturerende artsgrupper (kat. 2, 7–9) 	<p>Materiale Alle systemer som hører til en og samme hovedtypegruppe</p> <p>Merknader</p> <ol style="list-style-type: none"> Identifisering av strukturerende artsgrupper tar ikke hensyn til grensa mellom normal variasjonsbredde og spesiell variasjon innenfor hovedtypegruppa Som strukturerende artsgrupper aksepteres artsgrupper som kjenner-tegner økosystemer i dynamisk likevekt når de forekommer i naturlige systemer Strukturerende artsgrupper må tilfredsstille ett av følgende tre kriterier (se kap. B3): <ul style="list-style-type: none"> a. Sterk økologisk strukturerende funksjon; b. Forekomst av artsgruppe som er vesentlig for artssammensetningen og som ikke fyller et veldefinert intervall i økologisk rom c. Kjenner-tegner alternativt semi-stabilt system NB! Hovedkriterium 4 krever at variasjonen i artssammensetning innenfor en hovedtype minst er 1 ØAE.
B2	Identifisere kandidater til natursystem-hovedtyper innenfor normal variasjons-bredde	<p>1. Vurder innenfor hver av kategoriene 1 (typisk normal variasjonsbredde uten strukturerende artsgrupper) og 2 (normal variasjonsbredde med strukturerende artsgrupper) fordeling på flere hovedtype-kandidater ved bruk av de generelle kriteriene 1–5</p> <p>2. For hver hovedtypekandidat som er resultatet av punkt 1, vurder behov for ytterligere oppdeling i henhold til tilleggs-kriterium 8</p>	<p>Materiale All typisk normal variasjonsbredde og hovedkompleksmiljøvariabler innenfor disse, identifisert i prosedyre A (kandidater til hovedtyper i kategorier 1 og 2)</p> <p>Merknader</p> <ol style="list-style-type: none"> Kriterium 7 sier at innenfor naturlige systemer skal alltid skilles på hovedtypenivå mellom systemer med og uten variasjon betinget av strukturerende artsgrupper Systemer betinget av strukturerende artsgrupper og som ikke faller innunder normal variasjonsbredde utgjør kategori B (se trinn B3) LKM som inngår i hovedkompleksmiljøvariabel-grupper for hoved-type-kandidater som er resultatet av vurderingene på dette trinnet, betegnes nhLKM Merk tilleggskriterium 12 som innebærer at systemer med ikke-jorddekt og systemer med jorddekt mark tilordnes ulike hovedtyper <p>Implisitte oppgaver</p> <ol style="list-style-type: none"> Identifisere LKM som beskriver forskjeller mellom hovedtypene Identifisere ei tentativ kompleksmiljøvariabelgruppe for hver av de identifiserte hovedtypekandidatene
B3	Fordele spesiell variasjon som ikke er betinget av strukturerende artsgrupper på to kategorier på grunnlag av type miljøstress og forstyrrelse	1. Fordel materialet på de to kategoriene A og C ved bruk av kriterium 9	<p>Materiale Spesiell variasjon som ikke er betinget av strukturerende artsgrupper, identifisert i trinn A1</p> <p>Merknad</p> <ol style="list-style-type: none"> NB! Tilleggskriterium 10
B4	Fordele naturlig spesiell variasjon på under-kategorier	<p>1. Fordel systemer i kategori A på de fire under-kategoriene 3–6 ved bruk av kriterium 11</p> <p>2. Fordel systemer preget av historisk naturlig disruptivt miljøstress eller destabiliseringe forstyrrelse (kategori 6) på to underkategorier (a–b) i henhold til kriterium 12</p> <p>3. Fordel systemer i kategori B på de tre under-kategoriene 7–9 ved bruk av kriterium 11</p>	<p>Materiale Spesiell variasjon betinget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress (naturlige systemer), uten (kategori A) eller med (kategori B) variasjon betinget av strukturerende artsgrupper</p>

B5	Identifisere natursystem-hovedtyper for naturlig spesiell variasjon	<p>Gjennomfør 1–4 nedenfor separat for hver av kategoriene og underkategoriene av spesiell variasjon (se Materiale, punkt 2):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Bruk hovedtypekandidatene innenfor normal variasjonsbredde som referanse for å identifisere mulige kandidater til hovedtyper for spesiell variasjon ved bruk av kriterium 13 2. For hver hovedtypekandidat i hver gruppe som tilfredsstiller kriterium 13 (OBS! merknader 1–3), identifiser hovedtypekandidatenes kompleksmiljø-variabelgruppe 3. Vurder ytterligere oppdeling av hovedtypekandidatene ved bruk av generelle kriterier 1–2 4. For alle nye hovedtyper, sjekk om alle LKM i typenes kompleksmiljøvariabelgruppe er trinndelt. <ol style="list-style-type: none"> a. Hvis ja, sjekk om eksisterende trinndeling (tilrettelagt for andre hovedtyper) er egnet for den nye hovedtypen <ol style="list-style-type: none"> 1. Hvis ja, bruk eksisterende trinndeling 2. Hvis nei, revider trinndelin-gen etter gjeldende prinsipper (merknad 6) b. Hvis nei, foreta trinndeling etter gjeldende prinsipper (merknad 6) 5. For hovedtyper preget av historisk naturlig forstyrrelse, foreta avgrensning mot hovedtyper for ettersuksesjonstilstanden (NB! se merknader 4 og 5) 	<p>Materiale</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kandidater til hovedtyper innenfor normal variasjonsbredde identifisert i trinn B2, med tilhørende tentativ hovedkompleksvariabelgrupper 2. Spesiell variasjon betinget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress (naturlige systemer), uten eller med variasjon betinget av strukturende artsgrupper, fordelt på kategorier og underkategorier (3–9) <p>Merknader</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Nye klasser for en sLKMf skal skille seg fra kontrasterings-trinnet (for normal variasjonsbredde) med minst 1,0 ØAE for å utgjøre en standardklasse; for å tilfredsstille kravet om vesentlig forskjell må forskjellen være minst 2,0 ØAE 2. Kriterium 13 innebærer at kandidater til sLKM som bare tilfredsstiller kravet til betydelig forskjell fra en sammenliknbar typisk utforming av en normal natursystem-hovedtype (1–2 ØAE), skal legges til grunn for grunntypeinndeling av denne normale hovedtypen som en ntLKM og gir altså ikke grunnlag for å skille ut en ny, spesiell hovedtype. 3. Grensa mellom en hovedtype innenfor normal variasjonsbredde og en hovedtype for spesiell variasjon betinget av naturlig forstyrrelse eller miljøstress, skal trekkes langs den karakteriserende sLKMg mellom kontrasteringstrinnet og kontrasteringstrinnets nabotrikk langs gradienten. Alle trinn langs denne sLKMg bortsett fra kontrasterings-trinnet skal altså tilhøre hovedtypen for spesiell variasjon. Merk spesialtilfelle: Grensa mellom hovedtyper av myr og kilde innenfor våtmarkssystemer benyttes som hovedtypegrense, med et definisjonsmessig skille ved en grad av kildevannspåvirkning som tilsvarer graden av kildevannspåvirkning mellom kildepåvirket fastmark (f.eks. storborgne- og høgstaeskog) og kildevannsbetinget våtmark. På den måten oppnås en konsistent oppdeling av vanntilgangstrekkanten (se NiN[1] artikkel 13). 4. Hovedtyper karakterisert av rask suksesjon etter historisk forstyrrelse (kategori 6a), f.eks. primær suksesjon på finkornet substrat (leire, silt, sand eller grus) etter naturlig forstyrrelse skal omfatte alle suksesjons-trinn fram til, men ikke inkludere, ettersuksesjonstilstanden. Hovedtypegrensa trekkes der endringsgjelden er 'betalt', systemet har kommet i en dynamisk likevekt og kjennetegnes ved økosystemprosesser som karakteriserer hovedtypen som ettersuksesjonstilstanden tilhører. Suksesjonsforløpet innenfor hovedtyper karakterisert av rask suksesjon skal beskrives som tilstandsvariasjon innenfor hovedtypen ved bruk av tilstandsvariabelen rask suksesjon (RA). 5. Hovedtyper karakterisert av langsom suksesjon etter historisk disruptivt miljøstress eller destabilisering forstyrrelse (kategori 6b) skal også omfatte alle suksesjonstrinn fram til, men ikke inkludert, ettersuksesjons-tilstanden (se merknad 3 for presisering). Suksesjonstrinnene skal beskrives som lokal kompleks miljøvariasjon ved bruk av variablen langsom suksesjon (LA) 6. Prinsipper for inndeling av LKM i trinn og klasser er samlet i prosedyre C Implisitt oppgave <ol style="list-style-type: none"> 1. Inndeling av alle LKMg i standardtrinn (se prosedyre C)
----	---	--	--

B6	Fordele spesiell variasjon med menneske-betinget forstyrrelse på underkate-gorier	<p>1. Hovedtyper innenfor naturlig normal variasjonsbredde avgrenses fra hovedtyper for spesiell variasjon med menneskebetinget forstyrrelse (semi-naturlige systemer og sterkt endrete systemer) ved bruk av kriterium 13</p> <p>2. Innholdet i kategori C fordeles på fem underkategoriene 10–14 med kategorier på neste lavere nivå 11a–b og 14a–b ved bruk av kriteriene 15–17</p>	<p>Materiale</p> <p>Spesiell variasjon preget av menneskebetinget forstyrrelse (semi-naturlige systemer og sterkt endrete systemer) i kategori C</p>
B7	Identifisere natursystem-hovedtyper for spesielle systemer med menneske-betinget forstyrrelse	<p>1. Fordel hovedtypekandidater innenfor sterkt endrete systemer uten preg av hevd (12) på to underkategorier (12a–b) i henhold til kriterium 12 (se Merknad 1)</p> <p>2. For alle hovedtypekandidater i kategorier 10–14 som er resultatet etter trinn 1, vurder behovet for hovedtypespesifikke LKMf og identifiser hovedtypekandidatenes kompleksvariabelgruppe</p> <p>3. Vurder ytterligere oppdeling innenfor hver underkategori ved bruk av generelle kriterier 1–2</p> <p>4. Sjekk at betingelsene i tilleggskriterium 10 er oppfylt</p> <p>5. Avgrens hovedtyper for semi-naturlige systemer og sterkt endrete systemer mot hovedtyper for ettersuksesjonstilstanden i henhold til B5 merknader 3 og 4</p> <p>6. Sjekk spesialtilfellet som er beskrevet i merknad 2.</p> <p>7. For alle nye hovedtyper, sjekk om alle LKM i typenes kompleksvariabelgruppe er trinndelt.</p> <p>a. Hvis ja, sjekk om eksisterende trinndeling (tilrettelagt for andre hovedtyper) er egnet for den nye hovedtypen.</p> <p>1. Hvis ja, bruk eksisterende trinndeling</p> <p>2. Hvis nei, revider trinndelingen etter gjeldende prinsipper (merknad 3)</p> <p>b. Hvis nei, foreta trinndeling etter gjeldende prinsipper (merknad 3)</p>	<p>Materiale</p> <p>Spesielle systemer preget av menneskebetinget forstyrrelse (semi-naturlige systemer og sterkt endrete systemer) i kategori C, fordelt på underkategorier 10–14, kategorier 11 og 14 igjen fordelt på underkategorier a og b</p> <p>Merknader</p> <p>1. Sterkt endrete systemer skal i utgangspunktet bare fordeles på systemer som ligger til rette for rask suksesjon eller langsom suksesjon</p> <p>2. Det spesielle tilfellet der et suksesjonsforløp passerer et stadium som med hensyn til artssammensetning og økologisk funksjon ikke på grunnlag av observerbare egenskaper kan skilles fra en hovedtype som er forskjellig fra hovedtypen som omfatter den forventete ettersuksesjonstilstanden, skal håndteres på følgende måte: Dersom suksesjonsstadiet på grunnlag av observerbare egenskaper vurderes som rimelig stabilt (minst i et 50-årsperspektiv), skal stadiet tilordnes hovedtypen systemet ser ut til å tilhøre. Dersom observerbare egenskaper gir grunn til å anta at det foregår en suksesjon, skal stadiet beskrives som ledd i et suksesjonsforløp, det vil si som tilstandsvariasjon</p> <p>3. Prinsipper for inndeling av LKM i trinn og klasser er samlet i prosedyre C (se også Vedlegg 5)</p>

C Grunntyper

For hver hovedtype som blir definert i prosedyre B skal inndeling i grunntyper vurderes.

Natursystem-grunntyper skal oppfylle to grunnleggende kriterier som er likeverdige:

1. Alle natursystem-hovedtyper som ikke har tom kompleksvariabelgruppe skal deles i grunntyper.
2. Alle realiserte kombinasjoner av standardtrinn langs alle LKMg og alle standardklasser langs alle LKMs som inngår i hovedtypens kompleksvariabelgruppe skal i utgangspunktet defineres som grunntyper.

Tilleggskriterier:

3. For hovedtyper i kategoriene 5b og 10b, som omfatter variasjon i artssammensetning relatert til langsom suksesjon, skal sLKMg langsom suksesjon (LA) inngå i hovedtypens kompleks-variabelgruppe med inntil 4 standardiserte trinn: naken mark, koloniseringsfase, etableringsfase og kon sideringsfase.
4. To eller flere realiserte kombinasjoner av trinn langs LKM slås sammen til én grunntype når variasjonen i artssammensetning innenfor denne kombinasjonen anslås til normalt å være mindre enn ca. 1,5 ØAE. Denne situasjonen oppstår når variasjonen i artssammensetning langs én LKM varierer innenfor en hovedtype som funksjon av variasjon langs andre LKM.
5. Grunntyper skal ikke opprettes for tilfeldige kombinasjoner av trinn eller klasser langs to eller flere LKM, det vil si kombinasjoner av miljøforhold ikke forekommer regelmessig og som har triviell artssammensetning.
6. Grunntyper skal ikke opprettes for kombinasjoner av trinn eller klasser langs to eller flere LKM når ikke variasjonen i artssammensetning innenfor grunntypen blir større enn ca. 0,5 ØAE langs alle LKM som definerer grunntypen (se kapittel B4c og Fig. B4-2).
7. For hovedtyper innenfor semi-naturlige systemer (alle grunntyper med slått som aktuell hevdform) og andre hovedtyper der spesielle grunner tilsier det, er det anledning til å dele grunntyper videre inn i utforminger som hver utspenner et basistrinn (omfatter minst 0,5 ØAE) langs en uLKM (som ikke tilfredsstiller kravet til å inngå i kompleksvariabelgruppa). Utforminger inngår i hovedtypens beskrivelsessystem.

Generelle retningslinjer for trinndeling av LKM

1. LKMs skal deles i klasser på en slik måte at forskjellen i artssammensetning er minst 1,0 ØAE mellom alle par av klasser
2. LKMg skal deles i standardtrinn; hvert standardtrinn skal omfatte en variasjon i artssammensetning som minst er 1,0 ØAE
3. For hovedtyper som omfatter komplekse variasjonsmønstre som ikke lar seg karakterisere ved hjelp av LKMg eller standardiserte LKMs, er det anledning til å opprette hovedtypespesifikke lokale komplekse miljøfaktorer. Enhver klasse langs en hovedtypespesifikk LKM skal ha en forskjell i artssammensetning på minst 1,0 ØAE fra enhver annen klasse

Trinn	Oppgave	Metode	Materiale
C1	Konsolidering av kompleks-variabelgrupper	<p>1. For alle hovedtyper i materialet, sjekk at kompleks-miljøvariabelgruppa er fullstendig og korrekt sammensatt</p> <p>2. Hovedtyper med tom kompleksmiljøvariabel-gruppe skal ikke deles inn i grunntyper (generelt kriterium 1), mens alle andre hovedtyper skal vurderes med hensyn til C2</p>	Alle hovedtyper identifisert i prosedyre B, med kandidater til kompleksmiljø-variabelgruppe
C2	Konsolidering av trinndeling av kompleks-variabler i hver kompleks-variabelgruppe	<p>1. Sjekk at alle LKM i alle kompleksmiljøvariabel-grupper er trinndelt i henhold til retningslinjene for trinndeling av LKM</p> <p>2. For alle hovedtyper, vurder behov for en hovedtypespesifikk LKMf som definert i punkt 3 i retningslinjene for trinndeling</p> <p>3. For natursystem-hovedtyper innenfor systemer i langsom suksesjon (kategorier 6b og 11b), bruk tilleggskriterium 3 til å vurdere om LKMg for langsom suksesjon (LA) skal inkluderes i kompleksmiljøvariabelgruppa</p>	Alle natursystem-hovedtyper som ikke har tom kompleksmiljø-variabelgruppe
C3	Inndeling i grunntyper	<p>Gjennomfør punktene 1–5 for hver hovedtype i materialet:</p> <p>1. Sett opp et foreløpig grunntypediagram der alle trinn langs alle LKM i kompleksmiljøvariabelgruppa blir kombinert i henhold til generelt kriterium 2</p> <p>2. Identifiser realiserte trinnkombinasjoner i grunntypediagrammet</p> <p>3. Slå sammen trinnkombinasjoner i det foreløpige grunntypediagrammet fra punkt 1 ved bruk av tilleggsriteriene 4–6</p> <p>4. Resultatet etter punkt 3 er en grunntypeinndeling for hovedtypen.</p> <p>Merk: For semi-naturlig mark (og eventuelle andre hovedtyper der behov gjør dette hensiktsmessig), del grunntypene videre opp i utforminger langs uLKM i henhold til tilleggskriterium 7. Utformingene er del av hovedtypens beskrivelsessystem.</p>	Konsolidert kompleksmiljø-variabelgruppe (resultat i trinn C2) for alle hovedtyper som ikke har tom kompleksmiljø-variabelgruppe

Vedlegg 7: 'Nordlandsprosjektet': hierarkisk delende prosedyre for utfigurering av arealenheter for hovedtyper, egenskapsområder og egenskaps-delområder på landskapstypenivået, og tilordning av arealenheter til typer

Prosedyren for utfigurering av arealenheter for hovedtyper, egenskapsområder og egenskaps-delområder på landskapstypenivået, og tilordning av arealenheter til typer, som ble benyttet i 'Nordlandsprosjektet', er beskrevet i tre tabeller (under) som en trinnvis metode, utarbeidet for kartlegging av et større område (kartblad, kommune el.l.). Utfigurering av arealenheter på landskapstypenivået gjøres som tre fullstendig adskilte prosedyrer; (A) for hovedtyper, (B) for egenskapsområder (grunntyper) innenfor hovedtypearealene og, ved behov, (C) for egenskaps-delområder innenfor grunntypearealene som en tilrettelegging for bruk av beskrivelsessystemet for landskapstyper. Disse tre prosedyrene MÅ utføres i rett rekkefølge, det vil si først A, så B og deretter eventuelt C.

Prosedyre B forutsetter at landskapsgradienter er identifisert og trinndelt. I NiN versjon 2 skal dette gjøres ved analyser av et nytt datamateriale, fra Nordland fylke og fra resten av landet (jf. kapittel C2b). Analysene som er utført i 'Nordlandsprosjektet' er beskrevet og oppsummert i NiNLAnot13 og resultatene, inkludert beskrivelse av identifiserte landskapsgradienter, er kort beskrevet i Vedlegg 8.

A: Arealenheter for hovedtyper

Generelle minstestørrelseskriterier:

Arealenheter (AE) for hovedtyper på landskapstypenivået skal oppfylle følgende generelle minstestørrelseskriterier:

1. Areal $> 4 \text{ km}^2$
2. Avstand mellom ytterpunktene for en arealenhet $> 2,5 \text{ km}$ (i luftlinje)

Generelle utfigureringsregler

1. Potensielle arealenheter som tilfredsstiller den geomorfologiske definisjonen av AE for en landskaps-hovedtype, men som ikke tilfredsstiller minstestørrelseskravet skal, dersom ikke unntak tilslier noe annet, fordeles på tilgrensende arealenheter etter beste skjønn
2. Unntak er beskrevet i utfigureringsprosedyra

Utdeleringsrekkefølge: trinn A1–A8 nedenfor (følges slavisk, ingen unntak)

Trinn	Oppgave	Hovedkriterium	Tilleggsriterier, spesialtilfeller, merknader
A1	Utdeling av dalfigurer (hovedtyper ID og MD for Dal og KF for Fjord)	<p>Definisjon og utgangspunkt for utdeling: Fjord/dal-avgrensningene i NiN versjon 1.0, som baserer seg på TPI(mt), dvs. uten at det tas hensyn til kystlinje og havvann, korrigert for fjellsykge (mt), vasket for å sile vakk daler som faller under grunnleggende dalkriterier).</p> <p>Manuell korreksjon av øvre grenselinje (mot innlandssystemer av ås- og fjell-landskap) gjøres ved bruk av TPI6(mt) = 0 (vendepunktet i dalsiden). Dersom dalprofilen mangler vendepunkt brukes følgende kriterier til å avgrense dalen (ordnet etter avtakende prioritet):</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Dersom dalsida har jevn helning (som oftest også betyr at dalsida er slak), trekkes grensa midt i skråningen, det vil si på høydenivået midt mellom dalbunnens og den tilliggende toppens høydenivå. 2. Dersom dalsida ikke har jevn helning trekkes grensa ved stup, hylle el.l., nærmest mulig midten i dalsiden. Digitalt topografisk kart kan være til hjelpe ved bruk av dette kriteriet. 	<p>Merknader</p> <p>Øvre avgrensning av AE for fjord skal korrigeres ved bruk av TPI(t) = 0, det vil si TPI der alle marine områder gis h o.h. = 0 m, i stedet for TPI(mt) = 0, når linja for TPI(mt) = 0</p> <ul style="list-style-type: none"> a. krysser kystlinjen b. ligger nærmere land enn 250 m over en strekning på 1 km og/eller c. ligger i en sammenhengende figur med RR1> 200 (bratt terrenget) som krysser kystlinja i en lengde av minst 1 km <p>2. For dal er TPI6(mt) = TPI6(t)</p>
A2	Utdeling av kystslette (KS)	<p>Definisjon</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Kystslette omfatter strandflaten i klassisk forstand langs kysten fra Rogaland og nordover samt 2. annet kysttilknyttet landskap med tilsvarende relativt relief andre steder langs kysten. <p>Utgangspunkt for utdeling: modellert utbredelse av kystslette-landskap</p> <p>Manuell korreksjon av nedre grenselinje (mot andre marine landskaps-hovedtyper) gjøres på grunnlag av TPI (mt) = 0 (grenselinja mot marin dalfigur er gitt av trinn 1)</p>	<p>Merknader</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Grenselinje mot høyreleggende ås- og fjell-landskap trekkes ved bruk av TPI(mt) = 0, med unntak for tilfeller der linja for TPI(mt) = 0 <ul style="list-style-type: none"> a. krysser kystlinjen b. ligger nærmere land enn 250 m over en strekning på 1 km c. ligger i en sammenhengende figur med RR1> 200 (bratt terrenget) som krysser kystlinja i en lengde av minst 1 km <p>Når A, B og/eller C er oppfylt, skal linja korrigeres ved bruk av TPI(t) = 0.</p> <ol style="list-style-type: none"> 2. Om ytterligere tilpasninger er nødvendig (uten tydelig vendepunkt i tilliggende skråningsside), brukes kriteriene A og B i hovedkriteriet for manuell tilpasning av øvre grenselinje for fjord (trinn 1)
A3	Overføring av arealer fra fjord- og dallandskap til kystslette-landskap	Under utredning.	

A4	Utdeling av AE'er innenfor 'restareal med kystlinje'	<p>Definisjon</p> <p>'Restareal med kystlinje' omfatter arealer som inneholder strandlinje og som ikke er tilordnet hovedtype-AE'er for dalfigur eller kystslette i trinn A1 og A2</p> <p>Utdeling av hovedtype-AE'er innebærer manuell vurdering av det generelle minstestørrelsес-kravet (2) som tolkes som generalisert kystlinjelengde > 2,5 km.</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Dersom minstestørrelsес-kravet er oppfylt, tilhører kystlinjesegmentet og tilhørende arealer hovedtypen ås- og fjellkyst (KA) 2. Dersom minstestørrelsес-kravet ikke er oppfylt og hovedtypetilhørigheten er lik på de to sidene av kystlinje-segmentet, slås de to nabo 'AE'ene sammen 3. Dersom minstestørrelsес-kravet ikke er oppfylt og hovedtypetilhørigheten er ulik på de to sidene av kystlinjesegmentet, fordeles kystlinjesegmentet og tilhørende arealer på de tilgrensende hovedtype-AE'ene. Grensa mellom dem trekkes ved et geomorfologisk naturlig skille (høydedrag) [minstestørrelsесkrav (1) kommer ikke til anvendelse i trinn A3] [minstestørrelsесkrav (1) kommer ikke til anvendelse i trinn A3] 	
A5	Avgrensing mellom Fjordlandskap (KF) og Dallandskap (ID)	<p>Hovedkriterium</p> <p>Grensa trekkes ved geomorfologisk naturlig skillelinje med markert terregngstruktur på tvers av dalen, maksimum 2 km fra fjordbotnen.</p> <p>Verktøy (veiledende): kart over maks TPI1.</p>	<p>Unntak</p> <p>Hovedkriteriet overstyrer av sammenhengende kysttilknyttede arealenheter på samme trinn for BG (tettsted eller by), som skal tilordnes én fjordlandskaps-AE og ikke fordeles på separate fjord- og dal-AE'er</p> <p>Merknad</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Enkelte steder vil det bli korte dalstrekninger innenfor fjordlandskapet og før fjell-landskapet, men som har svært utpreget dalkarakter og som er utfigurert som dal i NiN 1.0. Disse utføres som dal når segmentet er lengre enn 2 km. I motsatt fall skal dalen slås sammen med fjord-AE'en.
A6	Avgrensing mellom ås- og fjellkyst (KA) og ås-, vidde- og fjellandskap (IA)	<p>Hovedkriterium</p> <p>TPI6(mt) = 0 (som for AE'er for fjord og kystslette), subsidiært TPI6(t)=0.</p> <p>Manuell utdeling brukes i slakt eller urolig terregn der TPI = 0 ikke kan brukes</p> <p>Grensa mellom KÅ og IA trekkes langs første geomorfologisk naturlige skille (høydedrag) maks. 2 km fra kystlinja.</p> <p>Verktøy (veiledende): maks TPI1.</p> <p>Manuell korrekjon av nedre grenselinje (mot marine landskapshovedtyper) gjøres ved bruk av tilsvarende kriterier.</p>	<p>Unntak</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Sammenhengende kysttilknyttede arealenheter på samme trinn for BG (tettsted eller by) skal tilordnes én fjordlandskaps-AE og ikke fordeles på separate kyst- og innlandshovedtype-AE'er 2. Dersom det på større øyer ikke er mulig å avgrense en indre del av øya som tilfredsstiller generelle minstestørrelsесkrav, skal øya ikke deles i én hovedtype for kyst (KA) og én for innland (IA) 3. Dersom det ikke er mulig å avgrense en AE som tilfredsstiller det generelle størrelsесkriteriet for ås-, vidde- og fjellandskap (IA) mellom en AE for KA og en AE for ID (dal) (m.a.o. en åsrygg mellom dalen sett på tvers av dalretningen og en kyst utenfor), skal dette mellomliggende arealet fordeles på de to AE'ene.

A7	Utdeling av AE for IÅ med tindepreg innenfor Kystslette (KS)	AE for ås-, vidde og fjellandskap (IA) skal utdeleres innenfor en AE for kystslette (KS) uavhengig av minstestørrelseskravet når kriteriet for tindelandskap (TP=2; basert på TPI1) er tilfredsstilt	Merknad 1. Trinn A7 representerer et unntak fra minstestørrelseskravet
A8	Utdeling av IS (Innlandsslette-landskap)	Definisjon IS er definert på grunnlag av en kombinasjon av egenskaper: 1. RR1 < 50 [RR1 er relativt relief (i naboskapssirkel med diameter 1 km; merk at dette etter definisjonen i Notat 18 svarer til et målenabolag på 500 m, målenabolaget er definert ved sirkelens radius r)] 2. flaten utgjør en geomorfologisk slette som er formet i løsmasser og som ikke er del av en dal-arealenhet	Merknad 1. Grenselinje mot høyereleggende ås- og fjelltopplandskap trekkes ved bruk av TPI(t) = 0. Om ytterligere tilpasninger er nødvendig (uten tydelig vendepunkt i tilliggende skråningsside), brukes kriteriene A og B i hovedkriteriet for manuell tilpasning av øvre grenselinje for fjord (trinn A1).

B Arealenheter for egenskapsområder (grunntyper)

Utdeleringsrekkefølge:

Landskapsgradienter fordeles på fem grupper som definerer en prioritert utdeleringsrekkefølge:

1. Dalnedskjæring (DN) eller Relativt relief (RR)
2. Skjærgårdspreg (SP)
3. Tindelandskapspreg (TP) og Brepreg (BP)
4. Innsjøpreg (IP), Myrpreg (MP), Omfang av infrastruktur (OI), seinere endret til Bebyggelsesgrad (BG), og Jordbrukspreg (JP).
5. Borealt/alpint landskap (BA),

Generelle minstestørrelseskriterier:

1. Areal > 4 km²
2. Avstand mellom ytterpunktene for en arealenhet > 2,5 km (i luftlinje)

Generelle utdeleringsregler:

1. EO utdeleres for landskapsgradienter med positivt karakteriserte trinn (de geo-økologiske gradientene DN, RR, SP, TP, BG, IP og MP og arealbruksgradientene BG og JP) på grunnlag av nøkkel-egenskaper basert på nøkkelvariabler beregnet for standardraster med rutestørrelse 100 × 100 m, innenfor naboskapssirkel med gitt radius r. Nøkkelegenskapen kan være knyttet til et nøkkelegenskapsområde (NEO) eller en nøkkelegenskapslinje (NEL).
2. For utdelering av EO basert på BA gjelder egne regler.
3. Grenser mellom EO skal legges langs naturlig markerte terrenggrenser mindre enn 1,5 km fra grense for NEO).
4. Delelinjer innenfor en hovedtype-AE for dal skal trekkes på tvers av dalens lengderetning.
5. To eller flere arealenheter for egenskapsområder med samme gradientkode kan ikke ha felles grense, men skal slås sammen til én EO.
6. Minste bredde for å utdelerer ulike grunntype-arealenheter på hver side av en fjord eller en fjordsjø (innsjø i hovedtypefigur for dal-landskap) er 1 km. Det innebærer at separate grunntype-arealenheter bare kan utdeleres for de delene av en fjord/fjordsjø som er breiere enn 1 km. Alle grunntype-arealenheter med fjordsjøer (hovedtypen ID) skal tilordnes grunntype for IP = 2.

Spesifikke utfigureringsregler:

1. Når flere NEO'er overlapper, skal det utfigureres én AE som inkluderer alle NEO'ene. Unntak: Når NEO for en eller flere grader har en utstrekning utover det overlappende området som er stort nok til at det kan utfigureres en egen AE for denne eller disse unike gradientkombinasjonene.
Spesialtilfelle: For grader med flere enn to trinn (SP, BG og JP), lages et NEO for hver trinnkategori. Disse skal behandles som NEO'er for ulike landskapsgrader. Det betyr f.eks. at dersom det er mulig å avgrense et område (AE) med BG4 fra en AE med BG3 (og for eksempel MP2), så skal dette gjøres.
2. To adskilte nøkkelegenskapsområder (NEO) for samme trinn langs en og samme landskapsgradient som ligger mindre enn 3 km fra hverandre skal holdes sammen i én AE ved at det mellomliggende arealet inkluderes.
3. Arealavgrensninger gjort på grunnlag av én landskapsgradient er foreløpige inntil nøkkelegenskapsområder for alle relevante landskapsgrader (unntatt BA) er tatt i betraktning.
4. Landskapsgradienten BA skal tas i betraktning sist i prosessen, og skal ikke brukes til å justere avgrensningen av allerede utfigurerte arealenheter.

Regler for fastsettelse av gradientkode for grunntype:

1. Gradientkoden angis som en streng av tall og bokstaver som har samme format for alle hovedtyper og grunntyper. Koden består av to bokstaver som angir henholdsvis hovedtypegruppe og hovedtype, ett oppholdsrom, G for grunntype, ett oppholdsrom, og ti sifre i to grupper (på åtte og to sifre skilt av loddrett strek eller mellomrom) som angir trinntilhørighet for landskapsgradientene, ordnet i følgende rekkefølge: DN, RE, SP, TP, BP, IP, MP, BA | BGI, JP.
2. Landskapsgrader som ikke anvendes ved inndeling av en gitt hovedtype, gis kodeverdien 0
3. For AE'er med positive karakteriserte trinn (TP, BP, MP, IP, BG, JP), skal gradientkoden vise det høyeste trinnet EO tilfredsstiller krav til, for øvrige grader skal koden vise trinnet AE'en samlet tilordnes.

Trinn	Oppgave	Hovedkriterium	Datagrunnlag, tilleggskriterier, spesialtilfeller, merknader
B1	Utdeling av EO innenfor dal-figurer basert på dalform (DN)	<p>Aktuelt for AE'er for dal og fjord (hovedtypene MD, KF og ID)</p> <p>Nøkkelvariabel Nøkkelegenskapslinje (NEL) basert på DNI (dalnedskjæringsindeksen); som er lik Daldybde/(2×Dalbredde). Daldybden i et punkt måles som relativt relief basert på et 4 km nabolog (RR4), som gjør bruk av DEM klipt til dalformens utstrekning + 0,5 km. Dalbredden i et punkt i dalbunnen måles som 2x den maksimale avstanden fra et punkt innenfor en naboskapssirkel med radius 0,5 km til kanten av dalfiguren. Nøkkelegenskapslinja skal følge dalbunnen, i dalens lengderetning. Dette blir i praksis oppnådd ved å beregne DNI for alle piksler i dalbunnen som inneholder deler av en elvestreng.</p> <p>Trinndeling DN har 4 klasser fra flat, åpen dal til smal, nedskåret og/eller bratt, karakterisert ved DNI som følger:</p> <p>DN = 1: DNI < 0,2, DN = 2: 0,2 ≤ DNI ≤ 0,4, DN = 3: 0,4 ≤ DNI ≤ 0,6 DN = 4: DNI > 0,6</p> <p>Spesifikke minstestørrelseskrav</p> <p>1. > 4 km², som innebærer at 2. AE < 8 km² ikke skal deles opp</p> <p>Utdelingersregler EO for DN utdeleres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. EO for DN1 og DN4 utdeleres når NEL tilfredsstiller trinnkriteriet (DNI < 0,2 eller DNI > 0,6 i en lengde av minst 1,5 km. Avgrensningen skal følge naturlige geomorfologiske skillelinjer også når disse gjør at lengden av den avgrensete AE'en blir mindre enn 4 km, men 3 km er absolutt nedre grense for hvor kort en AE avgrenset på dette grunnlaget kan være) 2. 'Restfiguren', fordeles på flere AE'er for DN2 og DN3 når NEL innen to eller flere påfølgende segmenter langs dalbunnen med lengde minst 4 km (det generelle minstestørrelseskravet) alternerende tilfredsstiller krav til DN2 og DN3 i minst 75 % av segmentets lengde) 3. 'Restfiguren' som ikke gir grunnlag for utdeling av AE'er i henhold til punkt 2 tilordnes DN2 og DN3 på grunnlag av andel av segmentlengden der trinnkriteriet er tilfredsstilt 	<p>Datagrunnlag Kart som viser ER4k for ei NEL av piksler langs dalbunnen, klassifisert til DN-klasser.</p> <p>Unntak</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. En egen AE kan utdeleres for øverste segment i dalfigur når dette segmentet er lengre enn 2 km og når dette segmentet tilfredsstiller nøkkelegenskaps-kriteriet for minst ett trinn høyere DF enn dalsegmentet nedenfor i en lengde av minst 1 km langs dalbunnen. 2. En egen AE kan utdeleres for et smalt dalsegment som ikke er dalens endesegment der som dette segmentet har en dalbunnlengde på < 4 km når følgende to krav er oppfylt: <ol style="list-style-type: none"> a. nøkkelegenskapskriteriet for minst ett trinn høyere DF enn de tilgrensende dalsegmentene er tilfredsstilt i en lengde av minst 1 km b. lengden av det aktuelle segmentet er > 2 ganger gjennomsnittlig bredde av dalen i dette dalsegmentet 3. For dalfigurer med fjordsjø (innsjø med lengde > 3 × bredde), justeres tilordningen til DN-kasse som følger: <ol style="list-style-type: none"> a. Klassetilhørighet endres fra DN = 2 til DN = 3 dersom RR4 > 250. b. Klassetilhørighet endres fra DN = 3 til DN = 4 dersom RR4 > 500.

B2	<p>Utfigurering av EO innenfor ås- og fjell-landskapsfigurer basert på relief (RE)</p>	<p>Aktuelt for: AE'er for ås-, vidde- og fjell-landskap (hovedtypene MA, KA og IA)</p> <p>Nøkkelvariabel RR1</p> <p>Trinndeling og utfigureringsregler RE har tre klasser. EO for RE utfigureres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. RE = 1 (vidde): RR1 < 100 i 75% av området; 2. RE = 3 (kupert): RR1 > 250 i 25% av området; områdene i umiddelbar nærhet til dal/fjordkanten ikke medregnet 3. RE = 2 (småkupert) = resten; områder som verken tilfredsstiller 1 eller 2 <p>Spesifikke minstestørrelseskrav</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. > 8 km² og bredde > 2,5 km; som innebærer at 2. AE < 16 km² ikke skal deles opp 	<p>Datagrunnlag Kart som viser fordelingen av RR1</p> <p>Merknad</p> <p>1. Grunnen til det strengere minstestørrelseskravet til AE utskilt for RE enn for andre EO (også på hovedtypenivå) er at en arealenhet må ha en viss størrelse for at reliefet skal gi landskapet en distinkt karakter.</p>
B3	<p>Utfigurering av EO innenfor på skjærgård-spreg (SP)</p>	<p>Aktuelt for Alle hovedtype-AE'er som hører til hovedtypegruppe kystlandskap (K)</p> <p>Nøkkelvariabler Øystørrelse og AI1 (afotisk indeks; beregnet for naboskapssirkel 1 km som frekvens av piksler med h o.h. < -30 m, beregnet i standardraster)</p> <p>Trinndeling og utfigureringsregler SP har 6 klasser. EO for SP utfigureres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. SP = 2 (kystlandskap med kystlinje knyttet til fastland): EO for fastland eller øy/øygruppe der største øy har et areal som er > 20 km² 2. SP = 3 (kystlandskap med store øyer); øy/øygruppe der største øy er 1,5–20 km² 3. SP = 4 (kystlandskap med små øyer): øy/øygruppe der største øy er 0,1–1,5 km² 4. SP = 5 (småskjærlandskap øy/øygruppe): øy/øygruppe der største øy er < 0,1 km² (10 ha) 5. SP = 6 (marint kystlandskap) havområde uten kystlinje eller øyer 6. SP = 1 (terrestrisk kystlandskap): del av kystlandskaps-AE (fastland eller øy) uten kystlinje, vil eventuelt bli resultat av utfigurering av AE for indre del av kystlandskaps-AE på grunnlag av andre landskapsgraderenter) <p>Spesifikke minstestørrelseskrav</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. > 4 km², og 2. minstebredde 1 km 	<p>Datagrunnlag</p> <p>1. Øystørrelse, klasseinndelt på grunnlag av trinnkriteriene for SP</p> <p>2. NEO-kart for AI1 > 0,75</p> <p>Tilleggskriterier for oppdeling av større hovedtypefigurer:</p> <p>1. Separate AE'er for ulike trinn SP1–5 basert på SP skal generelt utfigureres for øyer/øygrupper eller mellom øyer/øygrupper og reitt marine deler av en hovedtypefigur når minstestørrelses-kriteriene er oppfylt for hver del og hver del tilfredsstiller minst ett av følgende krav:</p> <ul style="list-style-type: none"> a. Øyer/øygrupper skilt av minst 2 km åpent hav med tydelig renne imellom (renner identifiseres på grunnlag av DEM, må ha dybde < -30 m – grensa skal trekkes langs dypålen) b. Øyer/øygrupper skilt av minst 4 km åpent hav uten tydelig renne <p>2. Utfigurering av AE'er for SP6 (reitt marine AE'er) gjøres når følgende spesifikke krav til NEO basert på AI er tilfredsstilt</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. AI > 0,75 i NEO > 1,5 km (største utrekning av NEO minst 1,5 km) 2. Skilt fra områder med lavere SP av tydelig renne; vil i de fleste tilfeller omfatte større arealer knyttet til ei djupål) 3. Minstestørrelseskravet er oppfylt.

B4	<p>Utføring av EO basert på tindelandskapspreg (TP) og brepreg (BP)</p> <p>Nøkkelvariabler:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. TP: TPI1 2. BP: Brl (breindeksen) <p>Trinndeling og spesifikke utfiguringsregler for TP: TP har 2 klasser. EO for TP utfigureres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. TP = 2 forutsetter enten <ol style="list-style-type: none"> a. TPI1 > 25 sammenhengende i en lengde av 1 km, med minst 2 'øy' med TPI > 100 eller b. forekomst av TPI1 > 250 2. TP = 1 for restarealet <p>Trinndeling og spesifikke utfiguringsregler for BP: BP har 2 klasser. EO for BP utfigureres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. BP = 2: Brl > 0,25 i NEO > 1,5 km (største utrekning av NEO minst 1,5 km) 2. BP = 1 for restarealet <p>Felles spesifikke utfiguringsregler for TP og BP:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Avgrensningslinjer (generelle utfiguringsregler punkt 3) mellom EO for TP og BP skal trekkes mellom lavliggende naturlig markerte terrengpunkter (punkter med høy negativ TPI1); for TP punkter ved foten av tinder/tinderekker, for BP mellom lavliggende naturlig markerte terrengpunkter rundt breene 	<p>Datagrunnlag:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. For TP: Kart over TPI1, klassedele ved TPI = 25, 100 og 250 2. For BP: NEO-kart for Brl > 0,25 <p>Unntak fra generelle minstestørrelseskrav:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Ved utfiguring av AE for TP skal fjellområder med tindelandskapspreg (TP trinn 2) utfigureres for hovedtypene for ås- og fjell-landskap (IA) og ås- og fjellkyst (KA) uavhengig av flateinnhold.
----	--	--

B5	<p>Utføring av EO basert på innsjøpreg (IP), myr preg (MP), omfang av infrastruktur (OI) og jordbruks preg (JP)</p> <p>Nøkkelvariabler:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. IP: II (innsjøindeksen), samt innsjøens største utstrekning 2. MP: MI (myrindeksen) 3. OI: Ifl (infrastrukturindeksen) 4. JP: JI (jordbruksindeksen) <p>Trinndeling og spesifikke utføringssregler for IP. IP har 2 klasser. EO for IP utføres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. IP = 2: enten <ol style="list-style-type: none"> a. II > 0,75 i NEO > 1,5 km (største utrekning av NEO minst 1,5 km) eller b. innsjø > 5 km lang med største bredde > 500 m 2. IP = 1 for restarealet <p>Trinndeling og spesifikke utføringssregler for MP MP har 2 klasser. EO for MP utføres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. MP = 2: MI > 0,25 i NEO > 1,5 km (største utrekning av NEO minst 1,5 km) 2. MP = 1 for restarealet <p>Trinndeling og spesifikke utføringssregler for OI OI har 6 klasser. EO for OI utføres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. OI = 6 (svært omfattende infrastruktur; storby): Ifl > 12 i NEO > 10 km² (sammenhengende areal av NEO minst 10 km²) 2. OI = 5 (omfattende infrastruktur; by): Ifl > 12 i NEO > 1,5 km (største utstrekning av NEO minst 1,5 km) 3. OI = 4 (relativt omfattende infrastruktur): Ifl > 12 i NEO > 500 m (største utstrekning av NEO minst 500 m) 4. OI = 3 (middels omfattende infrastruktur): Ett av følgende krav må være oppfylt: <ol style="list-style-type: none"> a. Ifl > 6 i NEO > 500 m (største utrekning av NEO basert på Ifl = 6 minst 500 m), eller b. Synlige inngrep som påvirker et areal på over 1 km² (f.eks. store dagbrudd, motorveger med brei skulder og store trafikkmaskiner, søppelplasser), uavhengig av verdi for Ifl 5. Egen arealenhet for OI = 1 (uten infrastruktur) skal fradeles fra en AE for OI = 2 (sparsom infrastruktur) dersom følgende krav er oppfylt: <ol style="list-style-type: none"> a. Innenfor en buffersone på 500 m fra den potensielle AE'en sgrense mot alle naboa-AE'er forekommer ikke piksler med Ifl > 1,8 og b. det er mulig å trekke ei grense langs naturlige geomorfologiske skillelinjer på en slik måte at begge polygon-delene tilfredsstiller de generelle størrelseskriteriene. <p>Trinndeling og spesifikke utføringssregler for JP: JP har 3 klasser. EO for JP utføres etter følgende regler, i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. JP = 3: JI > 0,25 i NEO > 1,5 km (største utrekning av NEO minst 1,5 km) 2. JP = 2: JI > 0,1 i NEO > 500 m (største utrekning av NEO minst 500 m) 3. JP = 1 for restarealet <p>Felles spesifikke utføringssregler for IP, MP, OI og JP: Avgrensningelinjer (generelle utføringssregler punkt 3) mellom EO for IP, MP, OI og JP skal trekkes mellom høyliggende naturlig markerte terrengpunkter/terrängstrukturer (punkter med høy positiv TPI1)</p>	<p>Unntak for TP fra generelle minstestørrelseskrav: Ingen.</p> <p>Datagrunnlag:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. NEO-kart for II1 > 0,75 2. NEO-kart for MI1 > 0,25 3. NEO-kart for Ifl, klassedelt ved Ifl = 1,8, 6 og 12 4. NEO-kart for JI, klassedelt ved JI = 0,1 og 0,25 5. Topografiske kart for sjekking av IP kriterium 1b
----	---	--

B6	Utdelingsregler for EO basert på borealt/alpint landskap (BA)	<p>Aktuelt for:</p> <p>Alle hovedtype-AE'er som hører til hovedtypegruppe innlandslandskap (I)</p> <p>Trinndeling og spesifikke utdelingsregler:</p> <p>BA har 3 klasser. EO for BP utdeleres etter følgende regler, 1–3 i prioritert rekkefølge:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. BA = 1 for AE'er som i sin helhet ligger under klimatisk skoggrense 2. BA = 3 for AE'er som i sin helhet ligger over klimatisk skoggrense 3. BA = 2 for øvrige AE'er, som inneholder arealer på begge sider av den klimatiske skoggrensa 4. Avgrensning linjer (generelle utdelingsregler punkt 3) skal trekkes mellom høyliggende naturlig markerte terregnpunkter/terregngstrukturer (punkter med høy positiv TPI1) 	<p>Datagrunnlag:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Topografisk kart • Modell for utbredelsen av 'boreal hei' (trebare arealer under skoggrensa som ikke er utbygd eller oppdyrket); inngår i 'arealer under klimatisk skoggrense, dvs. BA = 1) • Modell for klimatisk skoggrense <p>Merknader:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Generelle størrelseskriterier gjelder 2. Denne gradienten er underordnet de øvrige gradientene, slik at BA ikke skal brukes til å justere grenser for arealenheter trukket på grunnlag av noen andre grader. BA skal bare legges til grunn for ny utdeling når det kan skje ved oppdeling av arealenheter som allerede er avgrenset, ved hjelp av naturlig markerte terregnpunkter.
----	---	---	--

C Arealenheter for egenskaps-delområder

Egenskapsområder (arealenheter for grunntyper) kan vurderes oppdelt i egenskaps-delområder (EDO) når følgende kriterier er oppfylt

1. EO > 36 km² eller (for dalfigur) lengde > 9 km
2. EO lar seg dele opp i to eller flere EDO som hver er større enn 16 km² eller (for dalfigur) har lengde > 4 km og som kan avgrenses med hjelp av linjer av naturlige punkter i terrenget. Disse linjene må tilfredsstille ett av følgende krav:
 - a. For EO som først og fremst er karakterisert av konvekse terregnformer og/eller egenskaper ved høyliggende eller oppstikkende punkter i terrenget (EO for kystlandskap med deler som er skilt av sund el.l., samt alle EO identifisert på grunnlag av SP, TP og/eller BP), må linja av naturlige punkter kunne trekkes mellom lavliggende naturlig markerte terregnpunkter (punkter med markert høyere negativ TPI1 enn punktene som omgir dem).
 - b. For EO som først og fremst er karakterisert av konkave terregnformer og/eller egenskaper som er knyttet til lavliggende punkter i terrenget (identifisert på grunnlag av DF, IP, MP, OI og/eller JP), må linja av naturlige punkter kunne trekkes mellom høyliggende naturlig markerte terregnpunkter (punkter med markert høyere positiv TPI1 enn punktene som omgir dem).
 - c. For EO som først og fremst er karakterisert ved RE eller BA, kan linja av naturlige punkter trekkes enten mellom lavliggende naturlig markerte terregnpunkter (punkter med markert høyere negativ TPI1 enn punktene som omgir dem) eller mellom høyliggende naturlig markerte terregnpunkter (punkter med markert høyere positiv TPI1 enn punktene som omgir dem).

Vedlegg 8: Landskapsgradienter og landskapstypeinndeling for Nordland fylke

Dette kapitlet inneholder en oppsummering av hovedtrekk i landskapstypeinndelingen for Nordland, det vil si resultatene av bruken av prosedyren som er beskrevet i Vedlegg 7 i 'Nordlandsprosjektet'.

V8a Inndeling i hovedtypegrupper og hovedtyper

Inndelingen i 10 hovedtyper og samlingen av disse i 3 hovedtypegrupper (Tabell V8–1) er basert på prinsipper og kriterier som anses å være så generelle at inndelingen ned til disse nivåene vil vise seg hensiktsmessig også for landskapstypeinndeling av hele Norge. En utfordring er imidlertid å forankre inndelingen i eksplisitte prinsipper og kriterier for inndeling. I Nordland fylke er fem av disse hovedtypene påvist:

1. Hovedtypegruppe innlandslandskap (I)
 - a. Hovedtype dallandskap (ID)
 - b. Hovedtype ås- og fjell-landskap (IA)
2. Hovedtypegruppe kystlandskap (K)
 - a. Hovedtype fjordlandskap (KF)
 - b. Hovedtype kystslettelandskap (KS)
 - c. Hovedtype ås- og fjellkyst (KA)

Hovedtypen innlandsslettelandskap er ikke påvist i Nordland fylke. Marine hovedtyper er ennå ikke kartlagt, og inndelingen som er foreslått i Tabell V8–1 er tentativ og basert på NiN versjon 1.

TABELL V8–1. Oversikt over landskaps-hovedtypegrupper og landskaps-hovedtyper basert på pilotundersøkelsen av Nordland fylke. Koder er angitt i parentes.	
Hovedtypegruppe	Hovedtype
Innlandslandskap (I)	Dallandskap (D)
Innlandslandskap (I)	Innlandsslettelandskap (S)
Innlandslandskap (I)	Ås- og fjell-landskap (A)
Kystlandskap1 (K)	Fjordlandskap (F)
Kystlandskap (K)	Kystslettelandskap (S)
Kystlandskap (K)	Ås- og fjellkyst (A)
Marine landskap (M)	Kontinentalskråningen (K)
Marine landskap (M)	Marint dallandskap (D)
Marine landskap (M)	Marint slettelandskap (S)
Marine landskap (M)	Marint fjell-landskap (A)

V8b Identifisering av viktige landskapsgradienter

På grunnlag av grundige analyser av fem datasett av første generasjons observasjonsenheter (OEer) fra Nordland (se NiNLAnot13 og Tabell V8–2) ble 10–11 viktige landskapsgradienter identifisert (Tabell V8–3). Den 11. landskapsgradiensen, hevdintensitetspreg, var svakt støttet av analyseresultatene (Tabell V8–4). Dette skyldes nok til dels at egenskaper som karakteriserer variasjon fra tradisjonelt jordbrukslandskap til moderne industrijordbrukslandskap ble fanget dårlig opp av variabelutvalget

som ble benyttet i analysene. Fordi betydningen av hevdintensitetsgradienten er usikker, fordi denne gradienten knapt lar seg operasjonalisere ved bruk av tilgjengelige data, i hvert fall uten svært ressurskrevende feltregistreringsarbeid, og fordi den trenger et sterkere empirisk grunnlag (f.eks. basert på inndeling og beskrivelse av naturkompleks-typer i NiN), ble den ikke lagt til grunn for grunntypeinndeling i 'Nordlandsprosjektet'. De øvrige 10 gradientene, som gjennom analyser ble funnet å være viktige i henhold til kriteriet om at variasjon langs dem skulle komme til uttrykk på bekrefte ordinasjonsakser, omfatter 8 geo-økologiske gradienter og 2 arealbruksgradienter (Tabell V8–4).

Landskapsgradientenes rekkefølge i Tabell V8–4 blir benyttet i kodestrengen som angir grunntypetilhørighet (jf. kapittel C2g).

TABELL V8–2. Analyserte datasett og antall bekrefte ordinasjonsakser funnet for hvert datasett i 'Nordlandsprosjektet'. Ordinasjonsakser anses som bekreftet når $|\tau| > 0,4$, som delvis bekreftet når $0,3 < |\tau| < 0,4$. τ = Kendall's rangkorrelasjonskoeffisient, beregnet mellom skårer for OEr langs par av DCA- og NMDS-ordinasjonsakser.

Datasett	Beskrivelse	Antall OEr	Antall variabler	Antall bekrefte akser ($\tau > 0,4$)	Antall delvis bekrefte akser ($0,3 < \tau < 0,4$)
Tot	Hele datamaterialet	240	173	3	1
Innl145	Innland: OEr uten kystlinje	145	155	3	0
Innl	Som Innl145, men 5 OEr med arealandel av bre > 99,9% fjernet	140	155	3	0
Kyst92	Kyst: OEr med kystlinje	92	147	3	0
Kyst	Som Kyst92, men 9 OEr som bare inneholdt veldig små skjær og som fungerte som avvikere i ordinasjonen fjernet	83	147	3	1

TABELL V8–3. Oversikt over identifiserte landskapsgradienter som er lagt til grunn for utfigurering av arealenheter for grunntyper (egenskapsområder; EO) i 'Nordlandsprosjektet'. Geo-økologiske landskapsgradienter (grønnfargete celler) er markert med mørk grønn celle for trinnantall når gradientene er delt i normaltrinn og spesialtrinn. Arealbruksgradienter (gulfargede celler) er markert med mørk gul celle for trinnantall når gradientene er positivt karakterisert. Or = grupper av landskapsgradienter som blir utfigurert samlet (jf. Vedlegg 7, utfiguringsprosedyre B).

Gradient-gruppe	Or	Landskapsgradient	Antall trinn	Kommentar
Geo-økologiske landskapsgradienter	1	Dalnedskjæring (DF)	4	Brukes bare for fjord- og dallandskap
	1	Relieff (RE)	3	Brukes bare for ås-, vidde- og fjell-landskap
	2	Skjærgårdspreg (SP)	6	Brukes for alle hovedtyper innenfor kystlandskap
	3	Tindelandskapspreg (TP)	2	
	3	Brepreg (BP)	2	Brukes bare for ås-, vidde- og fjell-landskap
	4	Innsjøpreg (IP)	2	
	4	Myrpreg (MP)	2	
Arealbruksgradienter	4	Omfang av infrastruktur (OI)	6	
	4	Jordbrukspreg (JP)	3	
		Hevdintensitetspreg (HP)	2	Ikke benyttet ved grunntypeinndelingen
Geo-økologisk landskapsgradient	5	Borealt/alpint landskap (BA)	3	

**TABELL V8–4. Oversikt over viktige landskapsgradienter, og det empiriske grunnlaget for landskapsgradient
(det vil si hvilke ordinasjonsakser, angitt med feit skrift, og i hvilke ordinasjoner de kommer til uttrykk).**

Gradientgruppe1	Landskapsgradient	Ant. trinn	Empirisk grunnlag
Geo-økologiske landskapsgradienter	Dalnedskjæring (DN)	4	Tot: 2; Innl: 2
	Relieff (RE)	3	Tot: 2; Innl: 2
	Tindelandskapspreg (TP)	2	Tot: 2; Innl: 2
	Breg preg (BP)	2	Tot: 1/2; Innl: 145: 1
	Skjærgårdsborg (SP)	6	Tot: 2; Kyst: 2: 1
	Borealt/alpint landskap (BA)	3	Tot: 1/2, Kyst: 1/2; Innl: 1
	Innsjøpreg (IP)	2	Kyst: 3/4, Innl: 2
	Myrpreg (MP)	2	Kyst: 3
Arealbruksgradienter	Omfang av infrastruktur (OI)	6	Tot: 1; Kyst: 1/2; Innl: 1
	Jordbrukspreg (JP)	3	Tot: 1; Kyst: 1/2/3; Innl: 1
	Hedvintensitetspreg (HP)	2	Kyst: 3

Nedenfor oppsummeres framleggene til trinndeling av hver av de 10 landskapsgradientene, med beskrivelser av nøkkelvariablene som ble brukt til å operasjonalisere dem. Prosedyrer for utfigurering av egenskapsområder på grunnlag av hver enkelt av landskapsvariablene, inkludert minstearealer og spesifikke utfigureringskriterier, er samlet i Vedlegg 7: tabell B. Nøkkelvariablene er arealandeler eller 'naboskapsvariabler' (typisk frekvenser) som blir beregnet på grunnlag av digital kartinformasjon med utgangspunkt i et standardraster med ruter som er 100×100 m (se kapittel C2e, Fig. C2–1). Nøkkelvariabler av 'naboskapstypen' baserer seg på en primærvariabel som blir beregnet for hver rute i standardrasteret som en representativ verdi for den egenskapen (forekomst/fravær av et landskapselement, ell.) som nøkkelvariabelen bygger på. Dette kan f.eks. være bygninger i GAB-registeret. I eksemplet med GAB vil primærvariabelen være registreringer av forekomst eller fravær av bygninger i hver enkelt rute, mens nøkkelvariabelen f.eks. kan være forekomstfrekvens for egenskapen i rutene i rasteret. Nøkkelvariabler av naboskapstypen blir beregnet for midtpunktet i hver rute i rutenettet på grunnlag av forekomst eller fravær av primærvariabelen i hver av de 81 rutene som helt eller for en stor del ligger innenfor en naboskapssirkel som representerer et målenabolag på 500 m (Fig. C2–1).

Dalnedskjæring (DN)

Dalnedskjæring deles i fire trinn som vist i Tabell V8–5. Gradienten brukes bare til inndeling av dalfigurer (hovedtyper for dal og fjord).

TABELL V8–5. Landskapsgradienten Dalform (DF).

Trinn	Definisjon
1 åpen dalform	DNI < 0,2 sammenhengende i en lengde av minst 1,5 km langs dalbunnen
2 relativt åpen dalform	0,2 ≤ DNI < 0,4 for mer enn 50 % av dalbunnens lengde
3 relativt nedskåret dalform	0,4 ≤ DNI < 0,6 for mer enn 50 % av dalbunnens lengde
4 sterkt nedskåret dalform	DNI ≥ 0,6 sammenhengende i en lengde av minst 1,5 km langs dalbunnen

Nøkkelvariabel: DNI (dalnedskjæringsindeksen); indeks for forholdstallet mellom daldybde og dalbredde, målt i punkter langs ei nøkkelegenskapslinje som følger dalbunnen (se Vedlegg 7: trinn B1 for detaljert forklaring).

Merknad:

- Trinnavgrensningsskriteriet er basert på en nøkkelegenskapslinje (NEL) langs dalbunnen, i dalens lengderetning.

Relieff (RE)

Relieff (egentlig relativt relief) deles i tre trinn som vist i Tabell V8–6. Gradienten er komplementær til dalnedskjæring (DN), uttrykker grov-skala terrengform og brukes først og fremst til inndeling av ås- og fjell-landskapsfigurer. Den brukes ikke til inndeling av hovedtyper for dal og fjord.

TABELL V8–6. Landskapsgradienten Relieff (RE).

Trinn	Definisjon
1 viddelandskap	RR1 < 100 i > 75% av pikslene
2 småkupert ås- og fjell-landskap	område som verken tilfredsstiller krav til trinn 1 eller trinn 3
3 kupert (ås- og fjell-landskap)	RR1 > 250 i > 25% av pikslene

Nøkkelvariabel: RR1: Relativt relief (høydeforskjell) i standardraster og 500 m målenabolag (nabokapsirkel med diameter 1 km).

Tindelandskapspreg (TP)

Tindelandskapspreg deles i to trinn som vist i Tabell V8–7. Gradienten brukes bare til inndeling innenfor hovedtyper for innlandslandskap, fordi tindelandskapspreg nær kysten gir grunnlag for utskilling av en innlandsfjell-landskaps-arealenhet uansett størrelse (jf. Vedlegg 7: Tabell B, trinn B4). Gradienten er delt i ett normaltrinn (trinn 1) og ett spesialtrinn.

TABELL V8–7. Landskapsgradienten Tindelandskapspreg (TP).

Trinn	Definisjon
1 uten tindelandskapspreg (normalsituasjon)	tilfredsstiller ikke krav til trinn 2
2 med tindelandskapspreg	(a) inneholder sammenhengende linjer eller områder med TPI1 > 25 i en lengde av minst 1 km og inneholder minst to 'øyer' med TPI1 > 100, eller
(b) inneholder enkeltområder med TPI1 > 250	

Nøkkelvariabel: TPI1 (*topographic position index*) i standardraster og 500 m målenabolag (nabokapsirkel med diameter 1 km), basert på primærvariabelen høyde over havet tatt fra 25 m høydemodell. TPI er den gjennomsnittlige høydeforskjellen mellom fokuspunktet og de andre punktene i målenabolaget.

Bregreg (BP)

Bregreg deles i to trinn som vist i Tabell V8–8. Gradienten brukes bare til inndeling innenfor hovedtyper for innlandslandskap. Gradienten er delt i ett normaltrinn (trinn 1) og ett spesialtrinn.

TABELL V8–8. Landskapsgradienten Brepreg (BP).

Trinn	Definisjon
1 uten brepreg (normalsituasjon)	største lineære utstrekning av sammenhengende område med BrI > 0,25 i arealenheten < 1,5 km
2 med brepreg	største lineære utstrekning av sammenhengende område med BrI > 0,25 i arealenheten > 1,5 km

Nøkkelvariabel: Breindeksen (BrI), frekvens av bre beregnet i standardraster og 500 m målenabolag (naboskapssirkel med diameter 1 km), basert på primærvariabelen forekomst av bre (N50-signatur).

Skjærgårdspreg (SP)

Dalnedskjæring deles i seks trinn som vist i Tabell V8–9. Gradienten brukes bare til inndeling innenfor hovedtyper for kystlandskap, og er særlig viktig innenfor kystslettelandskap. Den er delt i ett normaltrinn (trinn 2) og fem spesialtrinn, hvorav trinn 1 representerer spesialsituasjonen der et egenskapsområde uten kystlinje fradeles en kystlandsaks-hovedtypearealenhet.

TABELL V8–9. Landskapsgradienten Skjærgårdspreg (SP).

Trinn	Definisjon
1 terrestrisk kystlandskap	del av fastland eller øy uten kystlinje
2 kystlandskap med kystlinje	fastland eller øy/øygruppe der største øy har et areal som er > 20 km ²
3 kystlandskap med store øyer	øy/øygruppe der største øy er 1,5–20 km ² (oftest navnsatt '-øy')
4 kystlandskap med små øyer	øy/øygruppe der største øy er 0,1–1,5 km ² (navnsatt '-holme', '-øy' el.l.)
5 småskjærlandskap	øy/øygruppe største øy der største øy er < 0,1 km ² (10 ha) (ofte navnsatt '-skjær') ²
6 marin kystlandskap	havområde uten kystlinje eller øyer

Nøkkelvariable: Øystørrelse og AI1, afotisk indeks (frekvens av piksler med h.o.h. < -30 m) i standardraster og 500 m målenabolag (naboskapssirkel med diameter 1 km). AI1 blir brukt til utfigurering av EO for SP trinn 6, det vil si rein marine arealenheter.

Borealt eller alpint landskap (BA)

Denne landskapsgradienten deles i tre trinn som vist i Tabell V8–10.

TABELL V8–10. Landskapsgradienten Borealt eller alpint landskap (BA).

Trinn	Definisjon
1 borealt landskap	i sin helhet plassert under den klimatiske skoggrensa (boreonemoral og boreale bioklimatiske soner)
2 skoggrenselandskap	inneholder områder såvel over som under den klimatiske skoggrensa
3 alpint landskap	i sin helhet plassert over den klimatiske skoggrensa (alpine bioklimatiske soner)

Innsjøpreg (IP)

Innsjøpreg deles i to trinn som vist i Tabell V8–11. Gradienten er delt i ett normaltrinn (trinn 1) og ett spesialtrinn.

TABELL V8–11. Landskapsgradienten Innsjøpreg (IP).

Trinn	Definisjon
1 lite	inneholder ikke innsjø som tilfredsstiller kriteriene for trinn 2
2 sterkt	(a) største lineære utstrekning av sammenhengende område med $II > 0,75$ i arealenheten $> 1,5$ km, eller (b) forekomst av innsjø med lengde > 5 km og største bredde > 500 m

Nøkkelvariabel: Innsjøindeksen (II), frekvens av innsjøer beregnet i standardraster og 500 m målenabolag (naboskapssirkel med diameter 1 km), basert på primærvariabelen forekomst av innsjø (N50-signatur). Merk at II beregnes som frekvens i landareal-delen av naboskapssirkelen.

Myrpreg (MP)

Myrpreg deles i to trinn som vist i Tabell V8–12. Gradienten er delt i ett normaltrinn (trinn 1) og ett spesialtrinn.

TABELL V8–12. Landskapsgradienten Myrpreg (MP).

Trinn	Definisjon
1 lite	største lineære utstrekning av sammenhengende område med $MI > 0,25$ i arealenheten $< 1,5$ km
2 sterkt	største lineære utstrekning av sammenhengende område med $MI > 0,25$ i arealenheten $> 1,5$ km

Nøkkelvariabel: Myrindekseen (MI), frekvens av myr beregnet i standardraster og 500 m målenabolag (naboskapssirkel med diameter 1 km), basert på primærvariabelen forekomst av myr (N50-signatur). Merk at MI beregnes som frekvens i landareal-delen av naboskapssirkelen.

Omfang av infrastruktur (OI)

Denne landskapsgradienten av arealbruksstypen, som tidligere ble betegnet bebyggelsesgrad (BG), deles i seks trinn som vist i Tabell V8–13.

TABELL V8–13. Landskapsgradienten Omfang av infrastruktur (OI).

Trinn	Definisjon
1 uten bebyggelse	uten eller bare med svært spredt forekomst av bygninger og/eller konstruert fastmark; innenfor en buffersone på 500 m fra den potensielle AE'ens grense mot alle nabo-AE'er forekommer ikke piksler med $Ifl > 1,8$
2 lav	med lav konsentrasjon av bygninger og/eller enkeltforekomster av konstruert fastmark (tilfredsstiller ikke kriteriene for OI trinn 1); største lineære utstrekning av sammenhengende område med $Ifl > 6$ i arealenheten < 500 m (se merknad 1)
3 middels	konsentrasjoner av bygninger, eventuelt også større områder dominert av konstruert fastmark; største lineære utstrekning av sammenhengende område med $Ifl > 6$ i arealenheten > 500 m (se merknad 1), men kriteriene for trinn 3 eller 4 er ikke oppfylt
4 relativt høy (tettsted og svært tettbygd hyttefelt)	tettbebygd område som ikke er stort nok til å få bypreg; største lineære utstrekning av sammenhengende område med $Ifl > 12$ i arealenheten 0,5–1,5 km
5 høy (by)	bypregget område som ikke er stort nok til å få storbypreg; største lineære utstrekning av sammenhengende område med $Ifl > 12$ i arealenheten $> 1,5$ km
6 svært høy (storby)	bypregget område med sammenhengende område med $Ifl > 12$ i arealenheten $> 10 \text{ km}^2$

Nøkkelvariabel: Infrastrukturindeks (IfI), en indeks med tre komponenter (alle målt i en naboskapsirkel med diameter 1 km) som summeres; (a) en bygningskomponent (ByI), (b) en komponent (Kfl) som adresserer forekomst av sterkt menneskepåvirket fastmarksareal (resultatet av inngrep) som bidrar til å gi landskapet et 'menneskelandskapspreg', og (c) en komponent ($\bar{O}I$) for 'øvrige inngrep' slike som regulerte vann og elver, vindmøller og infrastruktur knyttet til disse. Alle de tre komponentene 2-logaritmefortransformeres før de tas inn i samleformelen for IfI, slik at økningen i indeksverdi pr. piksel med infrastruktur av gitt type er størst når omfanget av infrastrukturen av relevant type er lav. De tre komponentene veies 4:2:1 i det samlede uttrykket for infrastrukturindeksen IfI:

$$IfI = f(ByI, Kfl + \bar{O}I) = 2 \cdot \log_2(4+81 \cdot ByI) + \log_2(4+81 \cdot Kfl) + 0,5 \cdot \log_2(4+8 \cdot \bar{O}I) - 7$$

Fordi ByI, Kfl og $\bar{O}I$ er frekvenser som uttrykkes på en skala fra 0 til 1 er minimumsverdien for hvert av uttrykkene $\log_2(4+81 \cdot I)$ der I er en av de tre komponentindeksene, lik $\log_2(4+81 \cdot 0) = \log_2 4 = 2$. Grunnen til ledet '-7' sist i uttrykket for IfI, er at minimumsverdien for summen av de tre leddene er lik 7 når vektene er tatt hensyn til. Minimumsverdien for IfI blir derfor lik 0. Maksimumsverdi for IfI er 15,44, men fordi kombinasjonen av høy ByI og Kfl på den ene siden og høy verdi av $\bar{O}I$ på den andre knapt realiseres, er en realistisk maksimumsverdi for IfI omkring maksimumsverdien for summen av de to første komponentene når $\bar{O}I = 0$, det vil si omkring 13,23.

IfI beregnes som frekvens i landareal-delen av naboskapssirkelen.

Fig. V8–1 viser hvordan IfI varierer som funksjon av ByI og Kfl, gitt at $\bar{O}I = 0$.

Merknader:

1. Fordi IfI gir ByI dobbelt så stor vekt som Kfl, vil et område uten bygninger aldri kunne oppnå IfI > 6 og dermed heller aldri alene tilfredsstille kriteriet for trinn 3. Dette er opplagt urimelig for sjeldne tilfeller av store dagbrudd, motorveger med brei skulder og store trafikkmaskiner, søppelplasser og andre inngrep. Synlige inngrep som påvirker et areal på over 1 km² utløste derfor manuell korrigering til OI trinn 3 uavhengig av verdi for IfI.
2. På samme vis vil vekten på 1/7 til $\bar{O}I$ gjøre at et område aldri vil kunne oppnå høyere IfI-verdi enn 2,43 bare på grunnlag av $\bar{O}I$, og dermed alene tilfredsstille kriteriet for OI trinn 3. Det oppfattes som rimelig.
3. Det arbeides med videreutvikling av IfI ved å differensiere vekten som tillegges ulike typer av infrastruktur. Store, moderne veger (motorveger, særlig klasse A), som påvirker store arealer utenfor sjøvegen, men likevel finnes som linjeelement i vegbasen er et særlig aktuelt eksempel. Det er mulig å øke vekten som gis til disse, f.eks. ved å skåre forekomst i alle ruter i naboskapssirkelen innenfor en fast bredde fra vegens midtlinje, f.eks. 50 eller 100 m på hver side.
4. I prinsippet kan både forekomst av ruter med IfI over gitte terskelverdier (satt til 0, 6 og 12) og dominans av ruter med IfI over terskelverdiene brukes til å definere grensene mellom trinnene 1–4 langs landskapsgradienten OI. Dominanskriteriet kan formuleres på flere ulike måter, f.eks. som > 50 % av ruter med IfI > 6 over et større område (størrelsen må bestemmes) for å avgjøre plasseringen til trinn 2 eller 3 (og tilsvarende for skillet mellom trinn 3 og trinn 4 på grunnlag av piksler med IfI > 12). Argumenter for å bruke forekomst av høye IfI-verdier (som gjort i 'Nordlandsprosjektet') er at det implisitt i bruken av et målenabolag ved beregning av indeksen ligger at forekomst av ruter med høy verdi for IfI innebærer et betydelig bebyggelsespreg (fordi forekomst av ruter med høy IfI indikerer at det er en sterk konsentrasjon av bygninger og/eller konstruert fastmark innenfor en sirkel med radius 500 m). Trinn 5 er imidlertid definert på grunnlag av et krav til utstrekning, i tråd med gjengs oppfatning av hva som kjennetegner en by til forskjell fra et tettsted.
5. Trinngrenseverdiene er fastsatt på grunnlag av en rekke eksempler, hvor IfI er anslått uten full tilgang til alle data. Sentrum av Bodø og Narvik har IfI > 13 over områder med utstrekning > 1,5 km og tilfredsstiller klart kriteriene for trinn 5. Stokmarknes sentrum (Hadsel) har maks. IfI ≈ 12,9

og BI > 12 i tre adskilte områder hvorav ingen har større utstrekning enn 1,5 km og følgelig ikke tilfredsstiller krav til trinn 5 (men er svært nær). Mindre tettsteder som Bjerkvik og Håkvika utenfor Narvik har maks. Ifl ≈ 11,9 og 10,9

81	1.00	4.41	5.05	5.58	6.02	6.75	8.02	8.91	9.58	10.13	10.98	11.92	12.63	13.23
65	0.80	4.11	4.75	5.28	5.72	6.45	7.72	8.60	9.28	9.82	10.68	11.62	12.33	12.93
50	0.62	3.75	4.40	4.92	5.37	6.09	7.37	8.25	8.92	9.47	10.33	11.26	11.97	12.57
35	0.43	3.29	3.93	4.46	4.90	5.63	6.90	7.78	8.46	9.00	9.86	10.80	11.50	12.10
25	0.31	2.86	3.50	4.03	4.47	5.20	6.47	7.35	8.03	8.57	9.43	10.37	11.08	11.68
20	0.25	2.58	3.23	3.75	4.20	4.92	6.20	7.08	7.75	8.30	9.16	10.09	10.80	11.40
15	0.19	2.25	2.89	3.42	3.86	4.59	5.86	6.74	7.42	7.96	8.82	9.76	10.46	11.07
10	0.12	1.81	2.45	2.98	3.42	4.15	5.42	6.30	6.98	7.52	8.38	9.32	10.02	10.63
5	0.06	1.17	1.81	2.34	2.78	3.51	4.78	5.67	6.34	6.89	7.74	8.68	9.39	9.99
3	0.04	0.81	1.45	1.98	2.42	3.15	4.42	5.30	5.98	6.52	7.38	8.32	9.02	9.63
2	0.02	0.58	1.23	1.75	2.20	2.92	4.20	5.08	5.75	6.30	7.16	8.09	8.80	9.40
1	0.01	0.32	0.97	1.49	1.94	2.66	3.94	4.82	5.49	6.04	6.89	7.83	8.54	9.14
0	0.00	0.00	0.64	1.17	1.61	2.34	3.61	4.50	5.17	5.72	6.57	7.51	8.22	8.82
		0.00	0.01	0.02	0.04	0.06	0.12	0.19	0.25	0.31	0.43	0.62	0.80	1.00
		0	1	2	3	5	10	15	20	25	35	50	65	81

Fig. V8–1. Variasjon i infrastrukturindeksen Ifl som funksjon av variasjon i en bygnings-komponent (ByI; x-aksen) og en komponent som adresserer forekomst av konstruert fastmark (Kfl; y-aksen), gitt at den tredje indeksen ØI som inngår i Ifl er lik null. Verdier for de to komponentene er angitt på to måter, henholdsvis som frekvens (øverst/innerst) og som antall ruter i standardraster med 500 m målenabolag (nederst/ytterst). Fargene angir trinn langs landskapsgradienten bebyggelsesgrad (BG): hvit = trinn 1 (ingen); lys gul = trinn 2 (lav); mørk gul = trinn 3 (middels); oransje = trinn 4 (høy) eller trinn 5 (svært høy). Plassering til trinn 4 eller 5 avgjøres av utstrekningen av området med Ifl > 12.

Jordbrukspreg (JP)

Denne landskapsgradienten av arealbrukstypen deles i seks trinn som vist i Tabell V8–14. Trinn 1 er negativt karakterisert i forhold til øvrige trinn.

TABELL V8–14. Landskapsgradienten Jordbrukspreg (JP).

Trinn	Definisjon
1 ubetydelig	største lineære utstrekning av sammenhengende område med JI > 0,1 i arealenheten < 500 m
2 moderat ('jordbrukspåvirket landskap')	største lineære utstrekning av sammenhengende område med JI > 0,1 i arealenheten > 500 m, men største lineære utstrekning av sammenhengende område med JI > 0,25 i arealenheten < 1,5 km
3 høyt ('jordbrukspreget landskap')	største lineære utstrekning av sammenhengende område med JI > 0,25 i arealenheten < 1,5 km

Nøkkelvariabel: Jordbruksindeksen (JI), frekvens av jordbruksmark beregnet i standardraster og 500 m målenabolag (naboskapssirkel med diameter 1 km), ikke korrigert for forekomst av reine hav- eller innsjøruter; jf. Notat 18 der slik korreksjon ble gjort). Definisjonen av jordbruksmark er skjerpet i forhold til Notat 18; den nye definisjonen omfatter bare engpregte arealer, dvs. de to fire natursystem-hovedtypene (NiN versjon 1) åker og kunstmarkseng (T3) og kulturmarkseng (T4). Som data-grunnlag blir N50 benyttet

Merknad:

1. N50-signaturen for dyrka mark er sannsynligvis den beste blant realistiske approksimasjoner for JI, til tross for at den er grov og underestimerer JI systematisk fordi ikke alle engarealer har signaturen for dyrka mark. Det synes ikke å være noen systematikk i når T3, gjødsla beite (T4–1) og

overflatedyrka mark (T4–2) er inkludert i N50 dyrka mark. I prinsippet skal alle enger inkluderes i JI så lenge de har engpreg, dvs. at de ikke er fullstendig gjengrodde. Her er sannsynligvis N50 for streng. Skogkledde semi-naturlige enger (hagemarker, lauvenger og slåttemarksskoger) skal også inkluderes i engbegrepet. I DMI inngår i prinsippet all innmark, det vil mer eller mindre si T3, som kan approksimeres med N50-signaturen dyrka mark. Et alternativ til å bruke N50-signaturen er å bruke N5 (AR5) der de ulike typene som inngår i 'jordbruksmark' er bedre differensiert.

V8c Inndeling i grunntyper

De 10 gradientene ble lagt til grunn for grunntypeinndeling ved følgende tillemping av de generelle inndelingsprinsippene:

1. Alle de 10 landskapsgradientene er lagt til grunn for inndelingen i grunntyper.
2. Ikke alle landskapsgradienter (og alle trinn langs alle landskapsgradienter) er relevant for alle hovedtyper. Analyseresultatene (NiNLAnot13) indikerer at:
 - a. DN er bare relevant for dal- og fjordlandskap.
 - b. RE og TP bare er relevant for ås- og fjell-landskap og ås- og fjellkyst.
 - c. BP (på det norske fastlandet) er bare relevant for dallandskap og ås- og fjell-landskap i hovedtypegruppa innlandslandskap (dvs. at et eventuelt topp-platå på en stor platåbre tilordnes det dal- eller ås- og fjell-landskapet som omgir platået),
 - d. SP er bare relevant for kystlandskap, kanskje bare for kystslettelandskap.
 - e. BA er bare relevant i hovedtypegruppe innlandslandskap.
- En rekke kombinasjoner av trinn som er ikke realisert; særlig gjelder dette kombinasjoner av ekstremertrinn langs gradienter med normal- og spesialtrinn, samt kombinasjoner av OI trinn 5 og 6 med JP 3. Ved grunntypeinndeling av hovedtypene, er imidlertid ikke slike usannsynlige (men ikke umulige) kombinasjoner *a priori* utelukket.
3. For hver enkelt av de seks hovedtypene i hovedtypegruppene innlandslandskap og kystlandskap, er landskapsgradienter som blir ansett for viktige innenfor hovedtypen lagt til grunn for grunntypeinndeling, med åpning for fri kombinering av alle trinn langs alle gradienter. For innlandsslettelandskap, som ikke er påvist i Nordland fylke, er grunntypeinndelingen svært tentativ og bare ment som er hypotese for videre arbeid med inndeling på landskapstypenivået i Norge.

Resultatet er en grunntypeinndeling for Nordland fylke som vist i Tabell V8–15, med et samlet potensielt maksimalt antall grunntyper i de seks hovedtypene i hovedtypegruppene innlandslandskap og kystlandskap på 7488. Et stort flertall av disse er imidlertid ikke realisert.

TABELL V8–15. Oversikt over hvilke landskapsgradienter som er benyttet til grunntypeinndeling av hver av landskaps-hovedtypene, med angivelse av antatt viktighet (rangorden) og antallet relevante trinn (som eksponent).

Hoved-type-gruppe	Hovedtype	Geo-økologisk landskapsgradient								Areal-bruks-gradient		Potensielt maksimalt antall grunn-typer
		DN	RE	TP	BP	SP	BA	IP	MP	OI	JP	
I	Dallandskap (ID)	5 ⁴	x	x	2 ²	x	4 ³	6 ²	7 ²	1 ⁶	3 ³	1728
I	Innlandsslettelandskap (IS)	x	x	x	x	x	3 ²	5 ²	4 ²	1 ⁶	2 ³	144
I	Ås- og fjell-landskap (IA)	x	2 ³	3 ²	1 ²	x	5 ³	7 ²	8 ²	4 ⁶	6 ³	2592
K	Fjordlandskap (KF)	3 ⁴	x	x	x	6 ⁶	x	5 ²	4 ²	1 ⁶	2 ³	1728
K	Kystslettelandskap (KS)	x	6 ²	x	x	1 ⁶	x	5 ²	4 ²	2 ⁶	3 ³	864
K	Ås- og fjellkyst (KA)	x	1 ^c	?	x	6 ⁶	x	5 ²	4 ²	2 ⁶	3 ³	1296

V8d Aggregering av grunntyper i grunntypegrupper

På grunnlag av Tabell V8–15, ble det foretatt en pragmatisk utvelgelse av de viktigste landskapsgradientene for hver hovedtype, og en sammenslåing av originaltrinn langs disse som følger:

1. DN med 2 samletrinn (originaltrinn 1/2 og 3/4)
2. RE med 2 samletrinn (originaltrinn 1/2 og 3)
3. SP med 2 samletrinn (originaltrinn 1–3 og 4–6)
4. OI med 3 samletrinn (originaltrinn 1/2, 3/4 og 5/6)
5. JP med 2 samletrinn (originaltrinn 1/2 og 3)
6. BA med 2 samletrinn (originaltrinn 1/2 og 3)

Landskapsgradientene bregp (BP) og tindelandskapspreg (TP) overstyrer grunntypeinndelingen når disse er inkludert som viktige variabler, det vil si at forekomst av spesialtrinn langs disse definerer en egen grunntypegruppe, uansett trinn for andre landskapsvariabler (det antas at OEer med sterkt bre- eller tindelandskapspreg mangler infrastruktur og jordbrukspreg). Resultatet er en grunntypeinndeling for Nordland fylke som vist i Tabell V8–16, med et samlet potensielt maksimalt antall grunntypegrupper i de seks hovedtypene i hovedtypegruppene innlandslandskap og kystlandskap på 170.

TABELL V8–16. Oversikt over hvilke landskapsgradienter som er benyttet ved inndelingen i grunntypegrupper (landskapstyper) innenfor hver av landskaps-hovedtypene, med angivelse av antatt viktighet (rangorden) og antallet relevante trinn (som eksponent). Gradienter som overstyrer andre grader er angitt med S.

Hoved-type-gruppe	Hovedtype	Geo-økologisk landskapsgradient								Areal-bruksgradient		Potensielt maksimalt antall grunntyper
		DN	RE	TP	BP	SP	BA	IP	MP	OI	JP	
I	Dallandskap (ID)	5 ²	x	x	S	x	4 ³	6 ²	x	2 ³	3 ²	65
I	Innlandsslettelandskap (IS)	x	x	x	x	x	3 ³	x	x	1 ³	2 ²	18
I	Ås- og fjell-landskap (IA)	x	3 ²	S	S	x	5 ³	x	x	4 ³	6 ²	39
K	Fjordlandskap (KF)	3 ²	x	x	x	x	x	x	x	1 ³	2 ²	12
K	Kystslettelandskap (KS)	x	x	x	x	1 ²	x	x	4 ²	2 ³	3 ²	24
K	Ås- og fjellkyst (KA)	x	1 ²	x	x	x	x	x	x	2 ³	3 ²	12

V8e Landskapstypekart for Nordland fylke

Landskapstypekart for Nordland fylke basert på prosedyren i Vedlegg 7 er ikke inkludert i dette dokumentet fordi fila, i akseptabel oppløsning (20 MB), er for stor.



ARTSDATABANKEN

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.

www.artsdatabanken.no