

Kriterier for vurdering av truede naturtyper

Erik Framstad
Odd Egil Stabbetorp
Anne Berit Skiftesvik
Tor Erik Brandrud



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Kriterier for vurdering av truede naturtyper

Erik Framstad
Odd Egil Stabbetorp
Anne Berit Skiftesvik
Tor Erik Brandrud

Framstad, E., Stabbetorp, O.E., Skiftesvik, A.B. & Brandrud, T.E.
2009. Kriterier for vurdering av truede naturtyper. – NINA Rapport
428. 68 s.

Oslo, juni 2009

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1994-5

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV

Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Artsdatabanken

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

John Atle Kålås/Arild Lindgaard

NØKKELOD

Naturtyper – Norge – kriterier – truetet – IUCN

KEY WORDS

Nature types – Norway – criteria – threat status – IUCN

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

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

NINA Oslo

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

NINA Tromsø

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

NINA Lillehammer

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

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E., Stabbetorp, O.E., Skiftesvik, A.B. & Brandrud, T.E. 2009. Kriterier for vurdering av truede naturtyper. – NINA Rapport 428. 68 s.

For å få fram et bedre kunnskapsgrunnlag for forvaltningen av norsk natur skal det utarbeides en oversikt over Norges truede naturtyper, basert på arbeidet med en ny naturtypeinndeling for Norge (NiN). Med naturtype forstås *en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der*. En naturtypes truethet kan knyttes til risikoen for at naturtypen skal omdannes fullstendig eller skal endres så mye at dens karakteristiske egenskaper som type ikke kan opprettholdes.

Denne rapporten drøfter mer prinsipielle sider ved vurdering av truethet for naturtyper og kommer med forslag til et konkret kriteriesett for vurdering av truethet, tilpasset en inndeling i trusselkategorier som tilsvarer IUCNs kategorier for arter. Disse kriteriene skal kunne anvendes på naturtyper som definert av NiN, både for Norge og Svalbard, inkl. havområdene. Kriteriene er sammenholdt med tilsvarende internasjonale systemer for naturtypers truethet.

De mest relevante naturtypenivåene i NiN for vurdering av truethet er natursystem (hovedtyper og grunntyper), enkelte livsmedier og landskapsdeltypene. Kriteriene for truethet kan knyttes til naturtypenes mengde (antall forekomster, areal), geografiske utbredelse, økologiske tilstand og landskapsfordeling (fragmentering). Endringer i naturtypenes mengde og utbredelse er trolig lettest å kvantifisere. Vurderinger av endringer i økologisk tilstand bør knyttes til NiNs spesifiserte tilstandsvariabler for de enkelte naturtypene. Kunnskaper og datagrunnlag er foreløpig for dårlig til at et kriterium basert på fragmentering kan brukes i truethetsvurdering.

Det anbefales at en vurdering av truethet for naturtyper i første omgang baseres på 4 kriterier knyttet til en vurdering av

- endringer i naturtypens mengde siste 50 år, modifisert i forhold til utviklingen siste 10 år
- om naturtypen er svært sjelden (få forekomster eller lite areal)
- om naturtypen har begrenset utbredelse og pågående reduksjon eller fragmentering
- endringer i andelen av naturtypens forekomst (areal, antall) som er i minst akseptabel økologiske tilstand, siste 50 år, modifisert i forhold til utviklingen siste 10 år

Kriteriesettet må ses som første ledd i en utviklingsprosess mot et sikrere og mer robust verktøy for å vurdere naturtypers truethet. Kriteriesettet må testes ut mot konkrete naturtyper, og det må videreutvikles i lys av erfaringer med slike vurderinger, samt ut fra utviklingen av NiN. Dessuten må det skaffes vesentlig bedre data for naturtypers forekomst, mengde og økologiske tilstand.

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), Odd E. Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no), NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo
Anne Berit Skiftesvik (anne.berit.skiftesvik@imr.no), Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, 5817 Bergen

Abstract

Framstad, E., Stabbetorp, O.E., Skiftesvik, A.B. & Brandrud, T.E. 2009. Criteria for evaluation of threatened nature types. – NINA Rapport 428. 68 p.

To provide a better basis for the management of Norway's nature, an overview of Norway's threatened nature types shall be developed, based on the recent work on a new system for nature types in Norway (NiN). By nature type we consider a homogeneous part of nature including all its plant and animal life and the local environmental factors. Threats to a nature type may be linked to its risk of being transformed completely or to whether it will change so much in its character that it will not be maintained as a functional type.

This report discusses some issues related to the evaluation of threat status for nature types and proposes a specific criteria set for the evaluation of threat status, adapted to categories similar to the IUCN categories for species. These criteria shall be applied to nature types as defined in NiN, both for Norway and Svalbard, including the high seas. The criteria are compared to similar international systems for red-listing of nature types.

The most relevant nature types in NiN for evaluation of threat status are nature systems, some types of life media and landscape features. The criteria for threat status may be linked to the nature type properties amount (number, area), geographical distribution, ecological condition, and landscape distribution (fragmentation). Changes in amount and distribution are likely to be the easiest to quantify. Assessments of changes in ecological condition should be linked to the NiN state variables specified for each nature type. Knowledge and data are still too poorly developed to allow application of a criterium for fragmentation.

Evaluation of threat status for nature types is recommended to be based on 4 criteria linked to the assessment of

- changes in the amount of the nature type during the last 50 years, modified by any changes in the trend for the last 10 years
- if the nature type is very rare (few occurrences or small area)
- if the nature type has a limited distribution and on-going reduction or fragmentation
- changes in the proportion of the nature type's occurrences that are in acceptable condition during the last 50 years, modified by any changes in the trend over the last 10 years

The criteria set should be seen as a first approach towards a more robust tool for evaluation of the threat status of nature types. The criteria set should be tested on specific nature types, and it needs to be further developed in view of practical experience and in line with development of the NiN system. There is also a great need to improve the data on the occurrence, amount, and ecological condition of nature types.

Erik Framstad (erik.framstad@nina.no), Odd E. Stabbetorp (odd.stabbetorp@nina.no), Tor Erik Brandrud (tor.brandrud@nina.no), NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo
Anne Berit Skiftesvik (anne.berit.skiftesvik@imr.no), Institute of Marine Research, PO Box 1870 Nordnes, NO-5817 Bergen

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Forord	6
1 Innledning	7
2 Naturtyper i Norge	9
2.1 Oppbygging og struktur.....	9
2.2 NiN-systemet og vurdering av truethet.....	16
3 IUCNs system for vurdering av truethet for arter	20
3.1 Kategorier for truethet.....	20
3.2 Kriterier for vurdering av truethet.....	22
4 Ulike egenskaper for naturtyper knyttet til truethet	25
4.1 Mengde av naturtypen.....	25
4.2 Sjeldenhet.....	26
4.3 Utbredelse av naturtypen.....	27
4.4 Økologisk tilstand for naturtypen.....	28
4.5 Fordeling av naturtypen på landskapsnivå.....	29
4.6 Toleranse for endringer (resiliens).....	29
4.7 Evne til regenerering.....	30
4.8 Naturtypers endringshastighet og tidshorisont for truethetsvurderinger.....	30
5 Andre vurderinger av truethet for naturtyper	33
6 Noen naturtyper med spesielle utfordringer	36
7 Operativ evaluering av naturtypers truethet	38
7.1 Forslag til kriterier for å vurdere truethet.....	38
7.2 Ikke true naturtyper.....	42
7.3 Viktige påvirkningsfaktorer.....	43
7.4 Usikkerhet.....	44
8 Kunnskapsnivået for naturtyper	45
9 Konklusjoner og anbefalinger	47
10 Referanser	51
Vedlegg 1 Hovedtyper av natursystemer, livsmedier og landskapsdeltyper i NiN	53
Vedlegg 2 Tilstandsvariabler i NiN	60
Vedlegg 3 Systemer for å vurdere truethets- eller bevaringsstatus for naturtyper, vegetasjonstyper, økosystemer	62

Forord

For en forsvarlig forvaltning av norsk natur vil det være viktig å kunne prioritere innsatsen mot naturtyper og økosystemer som enten anses for å være særlig utsatt for endringer eller som har stor verdi i form av artsinnhold, viktige økosystemfunksjoner eller ut fra andre kriterier. Som ledd i utviklingen av et bedre kunnskapsgrunnlag for forvaltningen av norske naturtyper har Artsdatabanken derfor satt i gang arbeidet med å operasjonalisere vurderingen av naturtypers truethet, som en parallell til tilsvarende vurderinger for arter (jf den norske rødlista for arter, Kålås et al. 2006). Dette arbeidet omfatter dels en omfattende revisjon av grunnlaget for inndeling av naturen i typer (NiN: Naturtyper i Norge) og dels en prosess for å vurdere de ulike typenes truethet. Som ledd i denne prosessen med vurdering av truethet er det i første omgang nødvendig å utvikle kriterier for hvordan naturtypers truethet skal kunne vurderes. Etter oppdrag fra Artsdatabanken er derfor dette prosjektet satt i gang med formål å utvikle hensiktsmessige kriterier for vurdering av truethet for naturtyper.

Prosjektet er gjennomført i regi av NINA, med Erik Framstad som prosjektleder. Medarbeidere på prosjektet har vært Odd Stabbetorp og Tor Erik Brandrud (NINA), samt Anne Berit Skiftesvik (Havforskningsinstituttet). I tillegg er en rekke personer konsultert underveis, bl.a. ved deltagelse i en workshop i CIENS 2008-05-14: Rune Halvorsen (NHM, UiO), Ingerid Angell-Petersen (DN), John Atle Kålås (Artsdatabanken), Eli Rinde (NIVA), Anne Berit Skiftesvik (HI), Harald Bratli og Magne Sætersdal (Skog og landskap), Tor Erik Brandrud, Lars Erikstad, Ann Kristin Schartau, Olav Skarpaas og Odd Stabbetorp (NINA). Som ansvarlig for utviklingen av Naturtyper i Norge har Rune Halvorsen (NHM, UiO) gitt svært viktige bidrag til vår forståelse av filosofien bak dette systemet og hvordan kriterier for truethet kan knyttes til de ulike nivåene i systemet. Ellers har Magne Sætersdal og Hans Blom (Skog og landskap) gitt viktige innspill til problemstillinger ved truethet av naturtyper, og Ann Kristin Schartau (NINA) har kommentert på ulike utkast til rapporten. John Atle Kålås og Arild Lindgaard i Artsdatabanken har bidratt med synspunkter fra oppdragsgiver. Vi er takknemlige for alle bidrag og synspunkter som er gitt.

Oslo, mai 2009

Erik Framstad
prosjektleder

1 Innledning

Forsvarlig forvaltning av norsk natur krever innsikt i naturens variasjon og kunnskaper om egenskaper ved naturen som kan brukes til å prioritere innsatsen mot spesielle arter, naturtyper og økosystemer. Slik prioritering kan baseres på vurderinger av artenes og naturtypenes truetthet eller på deres nytteverdi for mennesker, deres sjeldenhet, økosystemenes artsinnhold eller viktige økosystemfunksjoner, f.eks. evne til å levere økosystemtjenester.

Som ledd i utviklingen av et bedre kunnskapsgrunnlag for forvaltningen av norsk natur skal det utarbeides en oversikt over Norges truede naturtyper, basert på arbeidet med en ny naturtypeinndeling for Norge (Naturtyper i Norge – NiN BD 2). For å kunne vurdere hvilke naturtyper som er truet, skal det utvikles eksplisitte kriterier for vurdering av truetthet for naturtyper. Truetthet kan i denne sammenhengen knyttes til vurderinger av sannsynligheten for irreversibel nedgang eller tap av forekomster/areal av naturtypen, dvs en vurdering av risiko for at typen skal forsvinne, helt tilsvarende som vurderinger av rødlistestatus for arter. Truetthet av naturtyper kan imidlertid også knyttes til endringer i kvalitet, dvs endringer i typenes egenskaper eller tilstand, slik at typen ikke lenger har sin naturlige karakter. Vurderinger av arters og naturtypers/økosystemers truetthet må holdes separat fra vurderinger av deres verdi, selv om slike vurderinger kan baseres på noen av de samme underliggende kriteriene (f.eks. sjeldenhet).

Naturens uendelige variasjon

Ethvert punkt eller areal i naturen kan plasseres langs tallrike mer eller mindre kontinuerlige miljøgradienter (terreng, klima, geologi, hydrologi) og har en mer eller mindre unik artssammensetning. Mennesker har imidlertid en sterk trang til å knytte begreper til natur. Dette gjøres oftest ved å definere enheter som på grunnlag av felles egenskaper oppfattes som likeartet og som kan skilles fra andre enheter. Denne iboende trangten til å klassifisere alle ting kan føre til en skjematisk og unyansert tilnærming til naturvariasjon, men er på samme tid effektiv fordi begreper er nødvendig for kommunikasjon. Dette er grundig diskutert i grunnlagsdokumentene for NiN og reflekteres i NiNs fokus på kilder til naturvariasjon.

Imidlertid kan forenklingene som følger av typeinndeling gjøre det vanskeligere å avlede egenskaper som f.eks. truetthet. En konklusjon om at en naturtype ikke er truet, vil uunngåelig bli brukt som argument i en debatt om bevaring av et gitt areal. Det er derfor viktig at en verddivurdering skal kunne baseres på et bredere kriteriesett enn truetthet fordi spesielle utforminger kan ha verdi (f.eks. en gammel urørt blåbærgranskog) selv om naturtypen som sådan ikke er truet.

En annen utfordring er knyttet til tematisk skala: Hvis vi deler opp naturtypene i stadig finere enheter, ender vi opp med at alt er sjeldent og dermed truet. Selv om en fin oppdeling vil representere den kontinuerlige naturvariasjonen bedre enn en grov oppdeling, må en hensiktsmessig typeinndeling også tilpasses det praktiske formålet med bruk av typologien.

I et system hvor all natur tilsynelatende er tilordnet veldefinerte typer, vil arealer som representerer overganger mellom typene eller som på annet vis ikke passer inn i typologien, unngå oppmerksomhet. Slik natur risikerer å få en mangelfull oppfølging fra forvaltningen, med mulig tap av naturverdier som følge.

I forslaget til ny naturmangfoldlov (NOU 2004:28) defineres en naturtype som *en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer, geologiske forekomster eller lignende*. Den generelle delen av denne definisjonen er lagt til grunn for det naturtypebegrepet som benyttes i prosjektet Naturtyper i Norge. Hovedfokus her er at naturtypeinndelingen skal kunne fange opp variasjonen i artssammensetning så presist som mulig, sammen med de miljøfaktorene som bestemmer denne variasjonen. Dette innebærer bl.a. at artsinnholdet til en naturtype tillegges betydelig vekt ved typeinndelingen.

Kriteriene for vurdering av naturtypers truetthet skal anvendes på typer tilpasset systemet til Naturtyper i Norge (NiN). Arbeidet med utviklingen av disse kriteriene har løpt parallelt med avslutning av arbeidet med NiN versjon 1.0. Prinsippene for NiN har imidlertid vært tilstrekkelig godt avklart til at de har kunnet legges til grunn for arbeidet med kriterier for truetthet av naturtyper. NiN er et hierarkisk system av typer definert på grunnlag av flere ulike typer hierarkisk variasjon (jf kap. 2).

Et naturlig utgangspunkt for å utforme

et kriteriesett for truethet for naturtyper er IUCN-kriteriene for arter (jf Kålås et al. 2006), basert på vurderinger av arters risiko for utdøing. I praksis skjer rødlistevurdering av arter hovedsakelig ut fra vurderinger av bestandsstørrelse, utbredelse og/eller endringer i disse. For naturtyper vil antall forekomster eller areal, så vel som endringer i forekomst eller areal trolig kunne ses som paralleller til nivå og endringer i arters bestander eller utbredelse. Naturtypenes økologiske tilstand eller egenskaper synes imidlertid også å være relevant å vurdere som kriterium for truethet. En nærmere diskusjon av hvordan IUCNs kriterier for arter ev. kan anvendes på naturtyper er gitt i kapittel 3. Dessuten kan det være aktuelt å trekke inn hvordan endringsprosesser og trusselfaktorer kan belyse de ulike naturtypenes truethet (jf Kålås et al. 2006).

Denne utredningen er ikke det første forsøket på å utvikle kriterier for truekte naturtyper. Slik kriterieutvikling er alt gjennomført i noen land (bl.a. Finland, Tyskland og Østerrike) og har vært brukt til å utvikle rødlistelister for naturtyper (eller biotoptyper). Disse kriteriesystemene vil åpenbart være relevante å vurdere også i vår sammenheng. I tillegg er det utviklet en del systemer for å vurdere hvordan man bør prioritere innsatsen for å bevare naturtyper, og noen av disse systemene kan også ha elementer som er relevante her. I norsk sammenheng er det tidligere laget en vurdering av truekte vegetasjonstyper (Fremstad & Moen 2001), og prinsippene for disse truethetsvurderingene må også vurderes her. Disse ulike initiativene er nærmere gjennomgått i kapittel 5, der vi forsøker å trekke noen konklusjoner om hvilke elementer fra disse arbeidene som synes mest relevante for en vurdering av truethet for norske naturtyper.

Naturtyper er annerledes enn arter ved at de ikke reproducerer seg, men oppstår og eventuelt forsvinner på grunn av naturgitte prosesser eller menneskeskapt påvirkning. Dersom en gitt naturtype er utryddet, kan den (eller natur som likner den) gjenskapes, gitt at typens artsinventar er tilgjengelig i andre typer og det finnes tilstrekkelig kunnskap om hvilke miljøforhold som betinger forekomst av typen. "Bestandsdynamikken" til naturtyper blir derfor vesentlig annerledes enn arters populasjonsdynamikk. Naturtyper som framkommer som følge av raske naturlige forstyrrelsesprosesser eller som skyldes menneskelig påvirkning (jf kulturmark), vil ha en annen dynamikk enn naturtyper som er relativt stabile over tid. Noen naturtyper som er avhengige av helt spesielle økologiske forhold, f.eks. kilder, eller som er relikter eller restforekomster etter tidligere tiders klima eller økologiske forhold, f.eks. 5000 år gamle lindeskoger, vil sannsynligvis ha liten evne til nydannelse. Slike typer vil være utsatt for arealreduksjon i takt med habitatets forringelse eller ved omdisponering av deres areal til en annen naturtype. Typenes naturgitte dynamikk bør følgelig trekkes inn ved vurdering av truethet.

Ut fra betraktningene over har dette prosjektet hatt som målsetting

- å drøfte mer prinsipielle sider ved vurdering av truethet for naturtyper
- å utvikle et konkret kriteriesett for vurdering av truethet, tilpasset en inndeling i trusselkategorier som tilsvarer IUCNs kategorier for arter
- at kriteriene skal kunne anvendes på naturtyper som definert av NiN, både for Norge og Svalbard, inklusive havområdene

Det er antagelig nødvendig å betrakte utviklingen av kriterier for truethet av naturtyper som en prosess som vil kunne ta noen år, der resultater av utprøving medfører justeringer av kriteriene. Dette prosjektet skal kunne ut i en første versjon av kriteriesettet.

Vurderinger av truethet for naturtyper vil bare være én side av en mer omfattende prosess for å utvikle hensiktsmessige verktøy for å prioritere forvaltningsinnsatsen overfor naturtyper i Norge. Parallelt vil det være nødvendig å vurdere typenes verdi, bl.a. deres egenverdi som spesielle eller representative typer, deres verdi som levesteder for arter med spesiell verdi (jf rødlistearter, ansvarsarter) eller som naturtyper som Norge ev. har et særlig ansvar for å ta vare på. En prioritering av forvaltningsinnsatsen for bevaring av norske naturtyper kan ses som en optimalisering av det kombinerte hensynet til typenes truethet og verdi. En utredning av relevante kriterier for å fastlegge de ulike naturtypenes verdi vil da være påkrevet. I denne rapporten fokuserer vi imidlertid bare på kriterier for truethet.

2 Naturtyper i Norge

Vår tilnærming til å utvikle kriterier for truethet av naturtyper tar utgangspunkt i den forståelsen av naturtyper som er lagt til grunn for arbeidet med Naturtyper i Norge (NiN): *En naturtype er en ensartet type natur som omfatter alt plante- og dyreliv og de miljøfaktorene som virker der.* Her inngår artssammensetning som en vesentlig del av definisjonen. NiNs ambisjon er at naturtypeinndelingen skal fange opp variasjonen i artssammensetning for flest mulig organisme-grupper, samt variasjonen i de miljøfaktorene som bestemmer variasjonen i artssammensetningen (NiN BD 2). Naturtyper (i tradisjonell forstand) som i hovedsak er karakterisert ved f.eks. sin geomorfologiske utforming, kan fanges opp gjennom landformers bidrag til naturvariasjonen. De vurderes ikke eksplisitt som typer i NiNs system bortsett fra på landskapsnivået, der forekomst av karakteriserende landformer er kriteriegrunnlag for definisjon av typer.

Vi skal i dette kapitlet ikke gjengi hele det teoretiske grunnlaget for og oppbyggingen av NiN, men istedet forsøke å beskrive hovedtrekk ved typesystemet som vi anser som viktige ved vurdering av naturtypers truethet.

2.1 Oppbygging og struktur

Hierarkiske naturtypenivåer

NiN betrakter variasjon i naturen som et uttrykk for variasjon langs ulike miljøfaktorer som samvarierer og danner komplekse miljøgradienter, som artene i sin tur forholder seg til (NiN BD 2). Hver slik mer eller mindre gradvis samvariasjon mellom ulike miljøfaktorer og artssammensetning representerer en *økoklin* i NiN. Graden av samvariasjon er imidlertid ikke perfekt i tid og rom. NiN legger til grunn at naturen både varierer langs slike gradienter og har hierarkisk struktur, det vil si at fenomener er 'nøstet inni' mer generelle fenomener. I NiN beskrives to typer av hierarkisk struktur: et hierarki av naturtypenivåer som gjenspeiler naturkompleksitet og romlig skala (**tabell 1**) og, innenfor hvert av naturtypenivåene, et generaliseringshierarki av smalere definerte typer nøstet inni mer generelle typer, f.eks. er blåbærskog og lavskog nøstet inni skogsmark. NiN definerer fem naturtypenivåer som relevante for typeinndeling (**tabell 1**). Fra fin til grov skala og enklere til mer komplekse systemer er disse livsmedium, natursystem, landskapsdel, landskap og region. For fire av disse nivåene (alle unntatt region) foretar NiN (versjon 1.0) en inndeling i typer, mens regionale økokliner inngår som kilde til variasjon innen typer på de andre naturtypenivåene.

For de ulike naturtypenivåene kan vurderinger av truethet trolig knyttes til objektenes fordeling i rommet (forekomst, utbredelse, arealdekning), deres utvikling over tid, samt hvordan påvirkningsfaktorer kan antas å virke på forekomst og utvikling. Et viktig begrep i denne sammenhengen er *tilstand*. På et gitt tidspunkt vil en naturtype med begrenset forekomst ha større sannsynlighet for å bli påvirket av én faktor eller gruppe av komplekst samvirkende faktorer enn videre utbredte naturtyper. Sannsynligheten for at hele arealenheter påvirkes, vil avta med enhetenes størrelse, men store arealenheter vil ofte påvirkes ujevnt, det vil si at ulike deler påvirkes ulike mye. Det vil være enklere å diskutere kriterier for truethet der et gitt objekt blir påvirket på en helhetlig måte, spesielt om det bare er én faktor inne i bildet, enn for store objekter som blir påvirket på en kompleks og heterogen måte. I gjennomgangen av de ulike naturtypenivåene nedenfor har vi gjort noen betraktninger om hvordan objekter på de respektive nivåene kan bli påvirket av ytre faktorer.

Livsmedier er levesteder for individer og populasjoner (av gitte arter). Inndelingen i livsmedier skal reflektere den skalaen de enkelte organismene 'oppfatter' som miljøvariasjon, dvs det mediet de lever på eller i. Det er derfor svært stor variasjon i den romlige utstrekningen av livsmediumentheter i naturen, f.eks. kan frie vannmasser i sjø eller hav, eller snø og luft, være rimelig homogene over et stort område. Uorganiske mineraljordssubstrater eller organiske livsmedier som tangvoller, maurtuer og død ved kan derimot ha svært begrenset utstrekning. Flere typer

Tabell 1 Inndeling av naturtyper i Norge på ulike skalanivåer. – Subdivision of nature types in Norway at various scales.

Naturtype-nivåer Nature type levels	Beskrivelse Description	Implikasjoner for vurdering av truetthet Implications for assessment of vulnerability
Livsmedium Life medium	Organismenes levesteder	Ikke tilrettelagt for arealkartlegging, men noen livsmedier kan kartlegges som enkeltobjekter; kan representere viktige miljøkvaliteter for enheter på natursystemnivå. På et gitt tidspunkt kan endringer være styrt av ulike påvirkningsfaktorer for ulike deler av livsmedier med stor utstrekning eller av samme faktor for små livsmedieobjekter
Natursystem Nature system	Område med karakteristisk artssammensetning, innbyrdes prosesser og miljøforhold, der lokale miljøgradienter er de viktigste styrende faktorene; skal fange opp variasjon i rom og tid på midlere skala, med særlig vekt på bunn/mark-egenskaper	Natursystemhovedtyper og -grunntyper er tilrettelagt for arealkartlegging ned til målestokk 1:5 000. Inndelingen skal være fullstendig arealdekkende. På et gitt tidspunkt vil endringer i hovedsak være styrt av helhetlige påvirkningsfaktorer for hver enkelt arealenhet.
Landskapsdel Landscape feature	Kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell geografisk enhet på middels til grov skala	Kan brukes i arealkartlegging, men er ikke arealdekkende (typisk skala 1:50 000); vil ofte bestå av ulike natursystemtyper. På et gitt tidspunkt kan endringer være styrt både av komplekse påvirkningsfaktorer med ulik virkning på ulike deler av enkeltobjekter og av dominerende faktorer med helhetlig virkning på objektet
Landskap Landscape	Geografisk område med enhetlig visuelt preg og karakteristisk fordeling av landformer og landskapsdeler; dekker store former i landskapet	Fullstendig arealdekkende inndeling som er tilrettelagt for arealkartlegging i målestokk ned til 1:500 000). Endringer vil være styrt av et kompleks av påvirkningsfaktorer med heterogen virkning på enkeltobjekter
Region Region	Geografisk område som fanger opp hovedvariasjonen i artssammensetning og miljøforhold på en skala der regionale miljøgradienter (f.eks. bioklimatisk variasjon) er de viktigste styrende faktorene	Blir tilrettelagt for arealkartlegging i form av regionale økokliner (skala ned til 1:1 000 000). Endringer vil være styrt av et kompleks av påvirkningsfaktorer med heterogen virkning på enkeltobjekter

livsmedier som ofte forekommer sammen, kan utgjøre *sammensatte livsmediumobjekter*, f.eks. store frittstående trær som utgjør en hel rekke ulike livsmiljøer for ulike arter (død ved, hule stammer, greiner, bladverk osv). Livsmedier med liten romlig utstrekning vil være særlig utsatt for lokale, kortvarige påvirkninger. På tilsvarende vis vil store og mer komplekse livsmediumobjekter kunne påvirkes av et kompleks av faktorer med ulik virkning på ulike deler av livsmediet. Det er definert 10 livsmediumhovedtyper i marine systemer, 7 i ferskvannssystemer, og 15 på land (jf **vedlegg 1**).

Natursystem er det sentrale naturtypenivået der organismer, livsmedier og miljøfaktorer (samt økologiske prosesser) samlet deles inn i typer. NiN-inndelingen på natursystemnivå adresserer naturvariasjon på tilsvarende skala som vegetasjonstypeinndelinger som benyttes ved vegetasjonskartlegging. Dette nivået ligger også i hovedsak nærmest det nivået som benyttes i DNS naturtypekartlegging (DN 2007). Natursysteminndelingen har tre generaliseringsnivåer: grunntyper, hovedtyper og hovedtypegrupper.

Natursystemhovedtyper kjennetegnes ved (NiN BD 2: D6a):

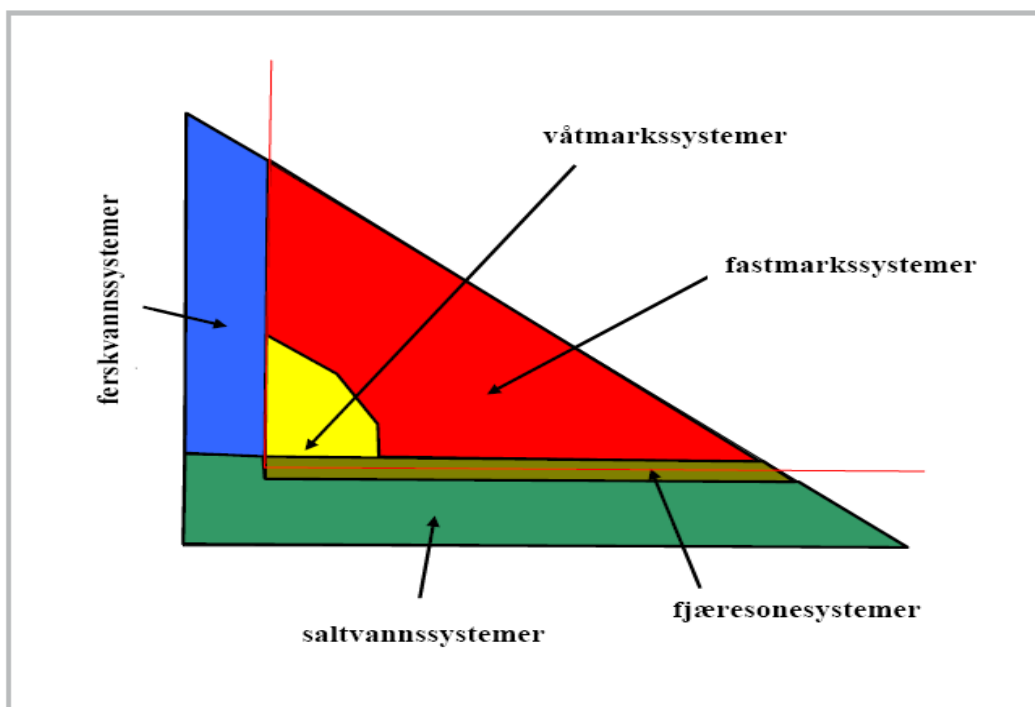
- De samme økoklinene (og hovedkompleksgradientene) skal være viktige gjennom hele hovedtypen slik at natur som hører til samme hovedtype kan deles videre opp ved hjelp av det samme settet av viktigste økokliner.
- Natur som hører til samme hovedtype skal ha ensartet utseende (fysiognomi), f.eks. som resultat av fellesskap i dominerende eller karakteriserende livsformer innen viktige organismegrupper.

- Natur som hører til samme hovedtype, skal ha fellesskap i grove trekk i artssammensetning og skal i størst mulig grad være 'naturlig' avgrenset fra andre hovedtyper. Med 'naturlig' menes i denne sammenheng at det er viktige forskjeller fra nærstående hovedtyper med hensyn til prosesser eller mønstre i artsforekomst.
- Natur som hører til samme hovedtype skal tilhøre én og bare én av kategoriene naturmark/bunn, kulturmark og kunstmark/bunn.

Disse natursystemhovedtypene deles i *grunntyper* ved å kombinere trinn som de viktigste lokale økoklinene (lokale basisøkokliner i NiNs terminologi) er delt inn i. NiNs anvisning av plasseringen av de enkelte grunntypene langs de ulike økoklinene kan fortelle oss noe om hvilken variasjon som karakteriserer de enkelte grunntypene i naturen. Dette kan dermed gi en indikasjon på hva som vil være variasjon som overskrider typens naturlige økologiske tilstand, noe som kan utgjøre en trussel mot naturtypen.

NiN samler natursystemhovedtypene i fem *hovedtypegrupper* (**figur 1**). Inndelingen gjenspeiler de fundamentale forskjellene mellom marine, limniske og terrestriske økosystemer, og overgangssonene mellom disse. Denne inndelingen har relevans for vurdering av truethet ved at hovedtypene kan skilles fra hverandre med hensyn til observerbarhet, naturlig forekommende mengde (areal) og ved å ha ulike former for tilstandsvariasjon. Innen disse gruppene er det definert 68 natursystemhovedtyper (NiN BD 5, **tabell 2**, **figur 2**). Oversikt over natursystemhovedtypene med deres viktigste karakteristiske basisøkokliner og annen tilstandsvariasjon er gitt i **vedlegg 1**. Her er også gitt en tilsvarende oversikt for hovedtyper av livsmedier og landskapsdeler (jf under), dvs de naturtypenivåene som trolig er mest aktuelle å vurdere i forhold til truethet.

Landskapsdel er et nytt begrep, definert som *funksjonelle økologiske, eventuelt også geomorfologiske, enheter som forekommer innenfor et velavgrenset geografisk område, satt sammen av natursystemer*. Begrepet landskapsdel er spesielt relevant i tilfeller hvor ulike naturtyper på



Figur 1 Sjematisk framstilling av inndelingen i fem grupper av natursystemhovedtyper. Grense mellom vann- og landsystemer er gitt ved rød strek (fra NiN BD 3, fig. 1) – Schematic illustration of the division into five groups of nature system main types. The limit between aquatic and terrestrial systems is indicated by the red line (from NiN BD 3, fig. 1).

Tabell 2 Antall natursystemhovedtyper for de fem gruppene av natursystemer. – Number of nature system main types for the five groups of nature systems.

Grupper av natursystemhovedtyper Groups of nature system main types	Antall natursystemhovedtyper Number of nature system main types	Herav kunstmark Of which artificial ground/bottom	Herav kulturmark Of which cultured ground
Saltvannssystemer Salt water systems	15	1	
Fjæresonesystemer Tidal zone systems	7	1	
Ferskvannssystemer Fresh water systems	7	1	
Våtmarkssystemer Wetland systems	9	2	
Fastmarkssystemer Terrestrial systems	30	2	2

natursystemnivå er sterkt avhengige av hverandre og fungerer som et samlet hele. Eksempler på landskapsdelhovedtyper er myr (=våtmarksmassiv i NiNs terminologi), aktivt delta og korallrev. Endringer i arealenheter av typer på landskapsdelnivå med begrenset romlig utstrekning og tett funksjonell integrasjon vil kunne bli styrt av én eller få faktorer med sterk påvirkningseffekt (f.eks. regulering av vassdrag, drenering av myr). Samtidig vil de ulike natursystemenhetene som slike landskapsdelenheter består av, kunne påvirkes av ulike, natursystemspesifikke faktorer. Dette vil særlig være tilfellet for landskapsdeler med stor romlig utstrekning og svake funksjonell integrasjon, f.eks. store arealenheter av innsjø eller fjord. Det er definert 12 landskapsdelhovedtyper (jf **vedlegg 1**).

Landskapsenhetene skal være større områder med enhetlig visuelt preg, skapt av spesifikke store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landskapsdeler (og natursystemer). Hensikten med landskapsinndelingen i NiN er å kunne beskrive et grovskala områdepreg, bl.a. for bruk i turisme- og friluftslivssammenheng, som henger sammen med naturvariasjon på finere naturtypenivåer (inkludert romlige skalaer). Ut fra definisjonen av landskap inneholder disse større kompleksene flere typer av landskapsdeler og natursystemer. Selv om storskala endringsprosesser (f.eks. gjennom regionale tilstandskokliner) kan tenkes å påvirke hele landskapsobjekter, vil det samtidig være en rekke ulike prosesser som påvirker enheter på finere skala (natursystemer, landskapsdeler). Dermed vil det enkelte landskapsobjektet i hovedsak påvirkes av et kompleks av faktorer med ulik virkning på ulike deler av objektet. Landskapstypene er heller ikke definert ved økoklinal variasjon, bare ved landformvariasjon. Dermed er landskapsnivået neppe relevant for truethetsvurderinger. Det er definert 5 landskapsdelhovedtyper, med i alt 19 landskapsdeler (jf **vedlegg 1**).

Region-nivået blir benyttet for å beskrive bioklimatisk betinget variasjon (regionale økokliner). På land er de to viktige regionale økoklinene temperaturgradienten (synkende fra sør til nord og med økende høyde over havet) og oseanitetsgradienten (fra vintermildt, sommerkjølig og regnfyllt klima ved kysten til vinterkaldt, sommervarmt og tørt innlandsklima). Regional variasjon er beskrevet i NiN BD 8, med forslag til inndeling av bioklimatisk variasjon i soner (temperatur) og seksjoner (oseanitet) basert på innarbeidet inndeling i vegetasjonssoner og -seksjoner (Moen 1998). Regional variasjon i marine systemer fanges opp av to regionale økokliner: marine vannmasstyper og marine bioklimatiske soner. Generelt vil de enkelte enhetene på regionnivå bli påvirket av storskala og ofte komplekse prosesser, mens det vil finne sted andre endringsprosesser på finere skalanivåer og med ulike effekter på ulike deler av de enkelte regionenhetene. Regionnivået i seg selv er neppe egnet for truethetsvurdering, men endring i naturtypenes opprinnelige fordeling på regioner kan endre deres økologiske integritet.

Kilder til variasjon

Et hovedmål med NiN-systemet er å gjøre det mulig å beskrive naturvariasjon, dvs miljøvariasjon og tilhørende variasjon i artssammensetning, i stor detalj og på ulike skalaer i tid og rom. Naturvariasjonen består for en stor del av gradvise endringer langs økokliner på ulike skalani-våer, men også diskontinuerlig variasjon er viktig. For å kunne beskrive all denne variasjonen, er det i NiN på nivået under generaliseringsnivået hovedtype lagt inn et fleksibelt beskrivelsessystem som 3. nivå. Grunntypeinndelingen er en del av dette beskrivelsessystemet. I beskrivelsessystemet skal all viktig variasjon innenfor hovedtypen kunne beskrives, fordelt på seks ulike typer av kilder til variasjon (**tabell 3**).

Endringer i alle NiNs kilder til variasjon vil i utgangspunktet kunne påvirke naturtypenes økologiske egenskaper og framtoning. Det vil i hovedsak være variasjon på finere skala (dominansutforming, tilstandsøkokliner, objektinnhold) som vil skape og/eller uttrykke endringer i naturtypenes økologiske egenskaper. Dels vil slike endringer ligge innenfor den variasjonsbredden vi vanligvis finner for den aktuelle typen i naturen, dvs innenfor det vi oppfatter som god kvalitet eller naturlig tilstand. Det kan imidlertid også finnes forekomster av naturtypen der endringer av egenskapene er mer ekstrem, av en karakter vi vil anse som mindre god eller til og med helt avvikende for naturtypen (jf **figur 4**). Selv om variasjonskilder på grovere skala (regionale økokliner, landformvariasjon) normalt er mer stabile over tid og ofte karakteriserer de ulike naturtypene, vil en ytre påvirkning kunne endre også disse så mye at vi vil oppfatte de aktuelle arealenheterens økologiske egenskaper som endret. Dersom endringer i disse variasjonskildene er omfattende nok, vil de kunne endre en types karakter så mye at den oppfattes som omformet til en annen type.

Av de ulike kildene til variasjon vil endringer i NiNs 21 definerte tilstandsøkokliner trolig utgjøre den viktigste påvirkningen på naturtypenes økologiske tilstand. Disse tilstandsøkoklinene representerer ulike påvirkningsfaktorer som vil ha en negativ effekt på naturtypenes økologiske kvalitet eller tilstand. Av øvrige kilder til variasjon er dominansforhold for arter tradisjonelt sett på som et viktig karaktertrekk for naturtyper. Vesentlige endringer i dominansforholdene kan dermed også tolkes som en trussel mot typenes økologiske kvalitet eller tilstand. Visse former for naturtypenes objektinnhold kan også ha betydning for typenes økologiske egenskaper og tilstand (f.eks. mengden av død ved eller store/gamle trær). De 83 ulike lokale basisøkoklinene reflekterer naturens grunnleggende egenskaper for inndeling i naturtyper og vil i liten grad endre seg over kort tid. Det er ikke naturlig å vurdere endringer i disse økoklinene over realistiske tidsrom for vurdering av naturtypers truethet, annet enn ev. ved ekstreme ytre påvirkninger som kan endre en arealenhets karakter som NiN-type (f.eks. ved endring i flomregime eller rashyppighet). Visse landformer har egenskaper eller underliggende prosesser som gjør dem særlig sårbare for landformendringer som kan påvirke arealenheterens økologiske egenskaper og kan endre deres karakter. Endringer i regionale økokliner vil i liten grad påvirke naturtypenes økologiske egenskaper direkte, men slike endringer kan påvirke arealenheterens regionale fordeling og dermed deres økologiske integritet. Det er altså i hovedsak endringer i tilstandsøkokliner, supplert i noen grad med endringer i dominansforhold og objektinnhold, som har betydning for endringer i naturtypenes økologiske kvalitet eller tilstand.

Naturmark, kulturmark, kunstmark

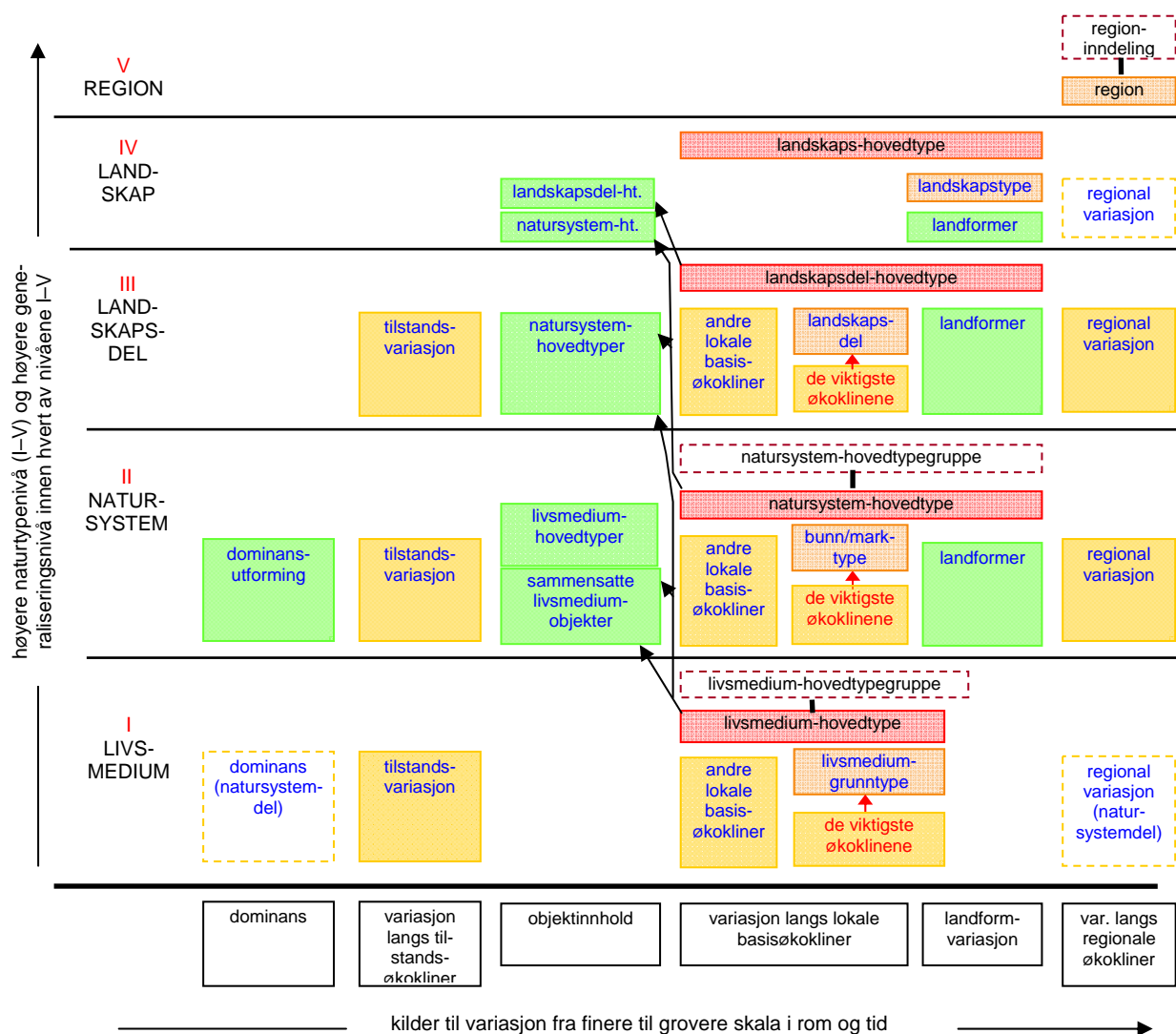
Inndelingen i natursystemhovedtyper skjer ved suksessiv oppdeling. Som et middel for å håndtere ulike grader av menneskepåvirkning på naturen, deler NiN naturen inn i naturmark, kulturmark og kunstmark, alt etter hvor gjennomgripende den menneskelige påvirkningen er for typenes karakteristika (NiN BD 2, D3d):

Naturmark omfatter helhetlige systemer på natursystemnivå med mer eller mindre tydelige spor etter eller preg av menneskers innflytelse, men hvor menneskers aktiviteter ikke har endret systemets struktur eller funksjon i en slik grad at et annet sett av lokale basisøkokliner er nødvendig for å beskrive variasjonen.

Tabell 3 Oversikt over kilder til variasjon innen hovedtyper på ulike naturtypenivåer. Tilstandsøkolinier, lokale basisøkolinier og regionale økoklinier representerer økoklinal, mer eller mindre gradvis, variasjon, mens dominansutforming, objektinnhold og landformvariasjon representerer diskrete kilder til variasjon. – Sources of variability within the main types at various nature type levels. State ecoclines, local basic ecoclines and regional ecoclines represent ecocline, more or less gradual variation, whereas dominance formation, object content and landform variation represent discrete sources of variability.

Kilder til variasjon Sources of variability	Beskrivelse Description	Implikasjoner for vurdering av truetthet Implications for assessment of vulnerability
Dominansutforming Dominance formation	Naturvariasjon relatert til dominans av enkeltarter eller grupper innen en naturtypeenhet	Vil i hovedsak ha betydning på natursystemnivå. Vesentlig endring i dominansutforming kan påvirke naturtypens karakteristiske artsinnhold, men dette vil ikke endre dens karakter som type i NiN.
Tilstandsøkolinier State ecoclines	Parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning som resultat av variasjon i tilstand, dvs status og utviklingstrinn for en naturtypes lokaliteter, inklusive suksesjonstrinn etter forstyrrelse	Kan variere mye i romlig skala, men skjer over relativt korte tidsrom (tiår). Endringer i tilstandsøkolinier vil påvirke naturtypenes tilstand og i ekstreme tilfeller også deres karakter som en gitt type. Dette gjelder i prinsippet for nivåer fra livsmedier til landskapsdeler, men er trolig viktigst for livsmedie- og natursystemnivåene. Slik kilder til variasjon er definert i NiN, vil endringer i tilstandsøkolinier være den viktigste årsaken til naturtypers truetthet pga endringer i deres økologiske kvalitet/tilstand.
Objektinnhold Object content	Naturvariasjon relatert til forekomst av spesifikke naturobjekter beskrevet på et lavere naturtypenivå, f.eks. innholdet av livsmedier innen en arealenhet av en natursystemtype	Har i prinsippet relevans for alle naturtypenivåer som bygger på underliggende nivåer, men er trolig mest interessant for karakterisering av natursystemnivå (ved livsmiljøer) og landskapsdelnivå (ved natursystemer). Endringer i mengde av en types karakteristiske objektinnhold kan påvirke naturtypens økologiske kvalitet/tilstand, men ikke dens karakter som en gitt type.
Lokale basisøkolinier Local basic ecoclines	Parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og økologiske faktorer (kompleksgradienter) som kommer til uttrykk på en relativt fin skala i rommet, men som vedvarer over relativt lang tid	Gjenspeiler typisk variasjon i egenskapene til bunn/marktyper (næring, fuktighet etc). De 1-4 viktigste lokale basisøkolinier legges til grunn for inndeling i grunntyper innenfor hovedtypene, mens mindre viktige lokale basisøkolinier inngår som separate økoklinier i beskrivelsessystemet. Lokale basisøkolinier reflekterer naturens grunnleggende egenskaper og vil i liten grad endre seg over kort tid. Ved ekstreme ytre påvirkninger kan ev. en arealenhets karakter som NiN-type bli endret.
Landformvariasjon Landform variation	Dekker kontinuerlig geomorfometrisk variasjon i terrengegenskaper og distinkte enheter (landformer) med enhetlig preg i form og/eller dannelsesmåte	Den kontinuerlige variasjonen i terrengegenskaper dekker et stort spenn i romlig skala fra <1m til flere titalls km. Den diskrete variasjonen i landformer vil i hovedsak vise seg på midlere og grovere skalnivåer, men kan også opptre på finere nivåer. Endringer i distinkte landformer vil vanligvis skje over grovere tidsskalaer. Visse landformer har egenskaper eller underliggende prosesser som gjør dem særlig sårbare for endringer. Endringer i slike egenskaper kan påvirke arealenhetenes tilstand og kan endre deres karakter.
Regionale økoklinier Regional ecoclines	Parallell, mer eller mindre gradvis variasjon i artssammensetning og makroklimatiske faktorer på en grov skala	Karakteriserer regionnivået, men vil også sette rammer for artssammensetning og miljøforhold på finere naturtypenivåer (natursystem – landskap). Endringer i regionale økoklinier kan påvirke naturtypenes regionale fordeling og dermed deres økologiske integritet.

Kulturmark omfatter helhetlige systemer på natursystemnivå som gjennom kontinuerlig, moderat intensiv bruk (kultur, hevd) gjennom lang tid (men uten fysisk endring av markstrukturen) har fått særpregete markegenskaper og struktur og/eller funksjon. Kulturmarka er vesentlig forskjellig fra naturmarka ved at et annet sett av basisøkolinier er nødvendig for å beskrive variasjonen.



Figur 2 Typeinndeling i NiN på fem naturtypenivåer, hvert med inntil tre generaliseringsnivåer (over hverandre i figuren). Hovedtypenivået er vist som røde bokser. Generaliseringsnivået under hovedtype er et beskrivelsessystem (bokser med blå skrift) med tre kategorier av elementer: (1) en inndeling i grunntyper (oransje bokser) basert på trinndeling av de viktigste lokale basisøkolinene (gule bokser med rød skrift), (2) variasjon langs andre økoklinere (gule bokser) og (3) andre kilder til variasjon (grønne bokser). Typer fra lavere naturtypenivåer som brukes til å karakterisere typer på høyere nivåer (som objektinnhold) er vist med svarte piler. (tilpasset fra NiN) – Division of the NiN nature types on five levels, each with up to three levels of generalisation (each a layer in the figure). The main type level is indicated as red boxes. The generalization level below the main type is a description system (boxes with blue text) with three categories of elements: (1) a division into basic types (orange boxes) based on partition of steps for the most important local basic ecoclines (yellow boxes with red text), (2) variation along other ecoclines (yellow boxes), and (3) other sources of variation (green boxes). Types from lower levels of nature types that are used to characterize types at higher levels (as object content) are indicated by black arrows. (adapted from NiN)

Kunstmark omfatter arealer som gjennom menneskers påvirkning har fått markstruktur og/eller markegenskaper vesentlig fysisk endret, slik at et annet sett av lokale basisøkolinere er nødvendig for å beskrive variasjonen. Kunstmark/bunn er oftest oppstått gjennom direkte fysisk

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

Typer av naturmark og kulturmark er generelt anerkjent å kunne ha naturverdier, knyttet til bl.a. artsmangfold, økosystemfunksjoner og ulike økosystemtjenester. Kulturmark kan også ha verdi som kulturmiljø. Følgelig synes det relevant å vurdere slike typer i forhold til truethet. Kunstmarktypene har derimot generelt liten verdi i natursammenheng, og de er betinget av så stor grad av menneskelig påvirkning at truethetsbegrepet normalt synes lite meningsfylt.

Det er en gradvis forskjell mellom kulturmark og naturmark, knyttet til forståelsen av menneskelig aktivitet som påvirkningsfaktor for naturtypene. NiN definerer kulturmark som natur der kontinuerlig, moderat intensiv hevd over lang tid har gjort kulturmarksystemene så forskjellige fra de opprinnelige natursystemene at de ikke kan beskrives med samme sett av økokliner. Bare to hovedtyper av kulturmark er skilt ut: kystlynghei og kulturmarkseng. Dette gjenspeiler at det i NiN legges til grunn en streng definisjon av kulturmark. Eksempler på typer av natur som *ikke* vil bli oppfattet som kulturmark i NiN, er strandenger, beiteskoger og slåttemyrer. Dette innebærer at endringer i naturmark som følge av menneskelig påvirkning som ikke er omfattende nok til å endre systemet til kulturmark (eller kunstmark), må ses som en endring i de aktuelle natursystemenes økologiske tilstand eller kvalitet.

NiNs system av naturtypenivåer og kilder til variasjon

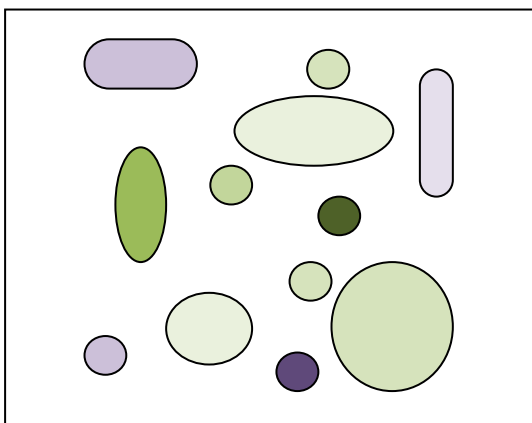
Figur 2 illustrerer prinsippene for naturtypeinndeling i NiN: fem naturtypenivåer (fra livsmedium til region) med inntil tre generaliseringsnivåer innen hvert naturtypenivå, hvorav det laveste er et beskrivelsessystem for inntil seks ulike kilder til variasjon. Beskrivelsessystemet er et fleksibelt system som skal dekke opp all variasjon innen hovedtypen som det er viktig å kunne beskrive, men som brukerne av systemet kan velge fra avhengig av behov.

2.2 NiN-systemet og vurdering av truethet

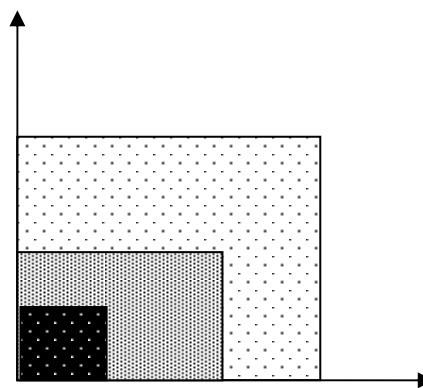
Tidligere i dette kapitlet har vi sett hvordan NiN har definert begrepet naturtype og knyttet dette begrepet til en forståelse av naturtyper som kan anvendes på ulike skalanivåer (naturtypenivåer). På alle naturtypenivåene over livsmedium vil naturtypeenhetene kunne gjenfinnes ute i naturen som kartfestbare arealenheter. I en viss forstand kan substratfrie livsmedier, som definert for åpne vannmasser, være unntak her, i det en presis romlig avgrensning kan være vanskelig. For øvrig vil en slik tilnærming til begrepet naturtype innebære at de enkelte forekomstene av en gitt naturtype kan karakteriseres ved et sett med egenskaper (jf **figur 3**):

- De er arealenheter som kan kartfestes og avgrenses mot arealenheter av andre typer på samme skalanivå. Følgelig kan de enkelte arealenheterne telles, og deres arealomfang kan kvantifiseres.
- De enkelte arealenheternes individuelle egenskaper kan beskrives ut fra deres artssammensetning, økologiske funksjoner, fysiske og kjemiske egenskaper (jf kilder til variasjon).
- De enkelte arealenheterne opp til og med landskapsdelnivå kan ses i forhold til hverandre på lokal landskapsskala, og disse relasjonene kan karakteriseres ved ulike landskapsøkologiske mål.
- De enkelte arealenheterne av en gitt naturtype kan også betraktes i forhold til sin regionale eller nasjonale fordeling.

Endringer i gitte naturtyper kan betraktes i forhold til hver av disse innfallsvinklene: mengde, tilstand/kvalitet, lokal romlig fordeling eller nasjonal utbredelse. Endringer som fører til at visse naturtyper reduseres betydelig i mengde eller endrer fundamental karakter i tilstand, lokal fordeling eller nasjonal utbredelse, kan i en viss forstand sies å være en trussel mot vedlikehold av denne naturtypens eksistens og/eller egenart (integritet; jf De Leo & Levin 1997) ved at den avviker for mye fra en naturgitt referansetilstand (dvs en tilstand skapt av naturprosesser uten vesentlig menneskelig påvirkning). Vi kan forestille oss at en naturtypes økologiske tilstand kan



Figur 3 Teoretisk landskap med to ulike naturtyper (grønn og fiolett) fordelt på et antall arealenheter. Mengden av en type kan angis som antall arealenheter eller totalareal. Tilstanden kan beskrives ved egenskaper til hver arealenheter (her illustrert ved ulike fargemetning). Fordelingen i landskapet reflekterer typenes landskapsøkologiske struktur, f.eks. grad av fragmentering. – Theoretical landscape with two nature types (green, violet) distributed on several spatial units. The amount of each type may be quantified as the number of spatial units or as total area per type. The ecological state may be described by properties of each spatial unit (here indicated as colour saturation). The distribution in the landscape reflects the landscape ecological structure, e.g., degree of fragmentation.



Figur 4 Variasjon i hypotetisk naturtype langs to tilstandsøkolinier. Det mørkeste området representerer typens referansetilstand, mens området utenfor fremdeles kan anses som god økologisk tilstand. I det lyseste området er typen fremdeles gjenkjennbar som den opprinnelige naturtypen, men tilstanden vurderes som dårlig. Utenfor dette området vil vi ikke lenger kunne gjenkjenne den opprinnelige naturtypen. – Variation in a hypothetical nature type along two state ecoclines. The darkest area represents the reference condition of the type, and units in the middle area may still be characterised as in good condition. Units in the lightest area may be considered to be in poor condition. Units outside the outer square will no longer be recognized as belonging to the original nature type.

varierte innenfor visse grenser også i sin referansetilstand (jf figur 4), mens verdier for tilstanden utenfor disse grensene må oppfattes som avvik fra referansetilstanden. Dersom disse verdiene blir for ekstreme for tilstrekkelig mange arealenheter av typen, vil vi si at det kan true naturtypens integritet. For arealenheter med de mest ekstreme tilstandsverdiene vil vi kunne si at naturtypen er for avvikende til å gjenkjennes som den opprinnelige typen – den er omformet til en annen naturtype. NiN bruker termen 'inngrep' om endringer som er så omfattende at de fører til omforming fra en naturtype til en annen, ut fra en forståelse av at det i hovedsak er menneskelige inngrep som fører til slike endringer. Tilnærmingen til Vanddirektivet og dets forståelse av akseptabel økologisk tilstand kan være en passende parallell til vår forståelse av naturtypers økologiske tilstand og hvordan denne bør trekkes inn ved vurderinger av truetthet (jf Vannforskriftens vedlegg V¹).

Spørsmålet er nå hvordan NiNs nivåer for typeinndeling og kilder til variasjon kan brukes til å vurdere naturtypers truetthet i forhold til de fire betraktningsskissene skissert over. Truetthetsvurdering basert på de ulike inndelingene i NiN-systemet må forholde seg til egenskapene til de ulike nivåene og til de kildene til variasjon som definerer naturtypenes innhold og karakter.

¹ <http://www.lovdata.no/ltavd1/filer/sf-20061215-1446.html>

Livsmedier er foreløpig skissert som et komplekst naturtypenivå, som kan variere fra helt små, homogene forekomster (<1m) til svært store og potensielt komplekse enheter (åpne vannmasser i havet). Det kan foreløpig synes vanskelig å vurdere truethet for et så heterogent typenivå med ett kriteriesett. Samtidig synes det åpenbart at visse livsmedier bør kunne vurderes med hensyn til truethet, f.eks. visse typer gamle trær, død ved etc. Enkelte slike håndteres i dag som naturtyper (jf DN håndbok 13, DN 2007). Disse livsmediene kan være veldefinerte, ha betydelige naturverdier og være interessante i en forvaltningssammenheng. De vil også kunne beskrives i forhold til mengde (antall), individuelle egenskaper, lokal romlig fordeling og nasjonal utbredelse. Om alle disse egenskapene er interessante å trekke inn som kriterier for truethet for slike naturtyper, gjenstår å avklare (jf kap. 4). Merk også at substratfrie livsmedier (jf **vedlegg 1**) kan by på utfordringer i forhold til å spesifisere slike egenskaper.

Natursystemer (enten på grunntypenivå eller som hovedtyper) synes å ha en presisjon i plassering langs aktuelle økokliner, en romlig skala og en (i det minste teoretisk) avgrensning mot andre typer som gjør dem velegnet for vurdering av truethet. Definisjonen av dette naturtypenivået ligger i utgangspunktet nær en vanlig/intuitiv forståelse av naturtypebegrepet. Enheter av en gitt naturtype på dette skalanivået vil uten videre kunne karakteriseres med hensyn til mengde (areal eller antall), individuelle egenskaper, lokal romlig fordeling og nasjonal utbredelse.

Landskapsdeler representerer naturtyper som i noen grad har en heterogen karakter, siden enkeltobjekter av landskapsdeler vanligvis vil inneholde flere natursystemtyper. I forhold til en artssammensetning som i hovedsak må antas å være sterkest knyttet til natursystemnivået, vil landskapsdeler generelt være en relativt grov inndeling. Imidlertid vil bestemte typer landskapsdeler være strukturert av helhetlige prosesser som gir opphav til arealenheter som det er naturlig å vurdere under ett. Eksempler på dette er myrer (=våtmarksmassiv), aktive deltaer og korallrev. De enkelte arealene av en gitt type av slike landskapsdeler vil være identifiserbare, de kan skilles fra andre typer landskapsdeler, og deres areal kan måles. Enhetene vil også ha individuelle egenskaper, en lokal (ev. regional) romlig fordeling og en nasjonal utbredelse. Følgelig vil det være både mulig og ønskelig å vurdere truethet for ulike typer landskapsdeler.

Landskap representerer et naturtypenivå som er enda mer heterogent enn landskapsdeler. Landskapstypene er i hovedsak karakterisert ved geomorfologisk variasjon, som på grov skala er relativt konstant over tid. Inndelingen er ikke basert på økokliner eller variasjon i artssammensetning. Enkeltenheter av landskap vil kunne karakteriseres ved mengde og romlig fordeling for enhetene. Deres individuelle tilstand eller kvalitet kan også beskrives ut fra kriteriene som karakteriserer den enkelte landskapstypen. Enhetene er imidlertid identifisert på for grov skala til å reflektere relevante påvirkningsfaktorer, og det synes dermed ikke fruktbart å vurdere truethet for landskapstyper.

Region-nivået omfatter enheter på en skala som er vesentlig grovere enn vi vanligvis betrakter som aktuell i forhold til naturtyper. Region-nivået har også en annen funksjon i NiN-systemet enn øvrige nivåer, ved å beskrive variasjon langs storskala bioklimatiske gradienter. Vi går derfor ikke inn i noen vurdering av truethet for dette nivået.

Når det gjelder NiNs *kilder til variasjon*, synes det som vi kan legge følgende til grunn i forhold til kriterier for truethet:

- Variasjon i dominansutforming, tilstandsøkokliner og objektinnhold vil være en del av variasjonen vi kan observere for de ulike naturtypene. Endringer i disse kildene til variasjon vil påvirke naturtypeobjektene økologiske egenskaper eller kvalitet i større eller mindre grad. Ut fra tankegangen illustrert i **figur 4**, kan vi skille mellom variasjon som kjennetegner referansetilstanden, variasjon som fremdeles innebærer god eller akseptabel tilstand, og variasjon som må sies å føre til mindre god tilstand, og dermed en trussel, for naturtypen. Variasjon i dominansutforming og objektinnhold vil ofte ligge innenfor den normal naturlige varia-

sjonen for den enkelte naturtypen, uten at endringene representerer noe klart tap i kvalitet. Unntaksvis vil vi likevel kunne si at endringer i dominansutforming eller objektinnhold representerer en negativ tilstandsendring (jf fravær av særlig verdifulle arter eller av viktige ressurser for truede arter som død ved). I all hovedsak vil imidlertid negative endringer i naturtypers økologiske egenskaper være knyttet til endringer i tilstandsøkolinene, som nettopp reflekterer negative påvirkningsfaktorer. Disse kan også vise sin virkning ved å endre dominansutforming eller objektinnhold. Variasjon langs tilstandsøkolinene kan dessuten i ekstreme tilfeller omforme arealenheter fra én spesifikk naturtype til en annen.

- Lokale basisøkolinene og landformvariasjon er i NiN-systemet den naturvariasjonen som karakteriserer naturtyper på natursystem- og landskapsdelnivå, der grunntypene er kjenetegnet ved sin plassering langs spesifikke basisøkolinene. Endringer i basisøkolinene og landformvariasjon vil likevel kunne påvirke både naturtypeobjektene tilstand og deres karakter som en gitt type (dvs i hvilken grad de omformes til en annen type og dermed utgår som sin opprinnelige type). Slike endringer vil vanligvis skyldes katastrofepregete naturgitte eller mer omfattende menneskeskapt påvirkning. Dette vil i større grad gjelde basisøkolinene enn landformvariasjon, siden bare et fåtall landformprosesser virker på relevant finere tidsskala.
- Regionale økolinene vil i hovedsak fungere som nyttige bioklimatiske gradienter for å vurdere endringer i naturtypenes nasjonale utbredelse. Endringer i slike regionale økolinene kan begrense naturtypenes utbredelse og dermed hvordan typenes biogeografiske fordeling påvirker deres integritet. Dermed kan regionale økolinene representere en referanseramme for vurderinger av naturtypenes utbredelse, av betydning for å vurdere truetet på regionalt nivå. For øvrig vil regionale økolinene neppe være spesielt nyttige for å vurdere effekter på tilstand eller karakter for arealenheter av naturtyper på de mest aktuelle naturtypenivåene (livsmedium, natursystem, landskapsdel).

Selv om flere naturtypenivåer kan være aktuelle å vurdere for truetet, foreslår vi å ta utgangspunkt i natursystemnivået for første fase av den prinsipielle utviklingen av kriterier for truetet. Natursystemnivået omfatter 385 grunntyper (NiN BD 2, revidert versjon); ca 50 av disse grunntypene er knyttet til kunstmark som er lite relevante i vår sammenheng. Ellers vil også nivåene natursystemhovedtyper (68) og typer på landskapsdelnivået (12 hovedtyper, 54 grunntyper) kunne trekkes inn i vurderingen av truetetskriterier i denne første fasen.

3 IUCNs system for vurdering av truethet for arter

3.1 Kategorier for truethet

Den internasjonale naturvernunionen (IUCN) har utviklet et sett med kategorier for å karakterisere arters truethet og detaljerte kriterier for å vurdere de ulike artenes plassering i disse kategoriene (jf Kålås et al. 2006, IUCN 2008, Artsdatabanken 2009). I utgangspunktet vil det være ønskelig og naturlig å bruke tilsvarende kategorier for truethet også for naturtyper. Dette vil skape god gjenkjennelse og en konsistent argumentasjon rundt ulike grader av truethet. Så langt som mulig vil det også være nyttig å kunne bruke tilsvarende kriterier for tilordning til truethetskategori for naturtyper som for arter. For naturtyper vil det imidlertid være nødvendig å justere og supplere kriteriene for å ta hensyn til spesifikke karakteristika for naturtyper (jf drøftingen i kap. 2.2).

IUCN opererer med følgende kategorier for arters status i forhold til truethet (jf **tabell 4**; IUCN 2008):

- Utdødd (EX), ev. i vill tilstand (EW) eller regionalt (RE)
- Ulike grader av truethet: kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU), nær truet (NT)
- Datamangel (DD)
- Arter som er livskraftige (LC), ikke er vurdert (NE), eller ikke er egnet for vurdering (NA)

Når det gjelder grad av truethet, fokuserer IUCN på risiko for at en art skal dø ut innenfor et nærmere spesifisert tidsrom (jf kriteriene i kap. 3.2). Denne risikovurderingen tar utgangspunkt i artens populasjoner (eller bestander). For de fleste flercellede organismer er artene rimelig veldefinerte levende organismer med formering, lokal utdøing og spredning av individer som naturlige uttrykk for sin livsform. Risiko for utdøing kan grunnleggende knyttes til balansen mellom ratene for formering og død, ev. operativt til endringer i bestandsstørrelse eller utbredelse (jf kap. 3.2).

Naturtyper er fundamentalt annerledes enn arter og generelt ikke like veldefinerte. Naturtypene skapes eller utslettes i hovedsak ved naturgitte prosesser eller menneskelig aktivitet. Naturtypene har også betydelig romlig stabilitet i forhold til disse endringsprosessene, dvs naturtypene kan endre karakter eller forsvinne, men de vil (med noen unntak) sjelden flytte seg fysisk. Naturtyper kan defineres over et vidt spenn av romlige skalaer (jf kap. 2.1, **figur 2**). Avhengig av naturtypenivå vil de enkelte objektene av naturtyper være mer eller mindre velavgrenset og variable med hensyn til interne egenskaper.

Trass i de fundamentale forskjellene mellom arter og naturtyper, er det mulig å forstå risiko for utrydding av naturtyper på noenlunde tilsvarende måte som risiko for utdøing av arter. Slik risiko knytter seg ikke til populasjonsprosesser som forbinder individuelle naturtypeobjekter, men kan likevel formuleres som en risiko for utsletting eller forsvinning som følge av ytre påvirkninger eller på grunn av suksisjon ved mangel på påvirkninger som kreves for å vedlikeholde typen.

Både arter og naturtyper har intern variasjon og et mer eller mindre karakteristisk utbredelsesmønster på lokal og nasjonal skala. I vurderinger av truethet for arter er slike egenskaper bare trukket inn indirekte (jf utbredelsesområde og forekomstareal (Kålås et al. 2006)). For naturtyper bør imidlertid tilstand og geografisk fordeling av deres arealenheter vurderes mer eksplisitt som en del av trusselbegrepet. Endringer i tilstand så vel som geografisk utbredelse for naturtypeobjekter kan true naturtypenes økologiske funksjoner og integritet og slik sett påvirke deres risiko for å forsvinne som økologisk meningsfylte enheter. Det er trolig også mer vanlig å tenke på endringer i naturtypers kvalitet som en del av trusselbildet for dem enn det er for arter.

Tabell 4 Oversikt over IUCNs kategorier for truethet av arter (IUCN 2008) og mulig tilsvarende forståelse for naturtyper. – The IUCN categories for threat status for species (IUCN 2008) and possible similar understanding for nature types.

Kategori (IUCN)	Verbal definisjon Verbal definition	"Oversettelse" til grunn for naturtyper Interpretation for nature types
Utdødd EX (Extinct)	En art er <i>Utdødd</i> når det er svært liten tvil om at arten er globalt utdødd	<i>Forsvunnet globalt</i> . Innebærer at typen ikke lenger eksisterer; trolig lite relevant å bruke i nasjonal vurdering av naturtyper.
Utdødd i vill tilstand EW (Extinct in the Wild)	Arter som ikke lenger finnes frittlevende, men der det fortsatt finnes individ i dyrehager, botaniske hager og lignende.	<i>Forsvunnet fra naturen</i> . Kan omfatte naturtyper som ikke lenger forekommer som resultat av naturlige eller tradisjonelle prosesser, men kun opprettholdes i museal sammenheng; trolig lite relevant å bruke i nasjonal truethetsvurdering av naturtyper.
Regionalt utdødd RE (Regionally extinct)	En art er <i>Regionalt utdødd</i> når det er svært liten tvil om at arten er utdødd fra aktuell region (her Norge). For at arten skal inkluderes må den ha vært etablert reproduserende i Norge etter år 1800.	<i>Regionalt forsvunnet</i> . Kan omfatte naturtyper som ikke lenger finnes i en aktuell region (dvs Norge eller deler av Norge); foreløpig ikke kjente eksempler på slike; vil trolig ikke brukes i nasjonal truethetsvurdering av naturtyper.
Kritisk truet CR (Critically endangered)	En art er <i>Kritisk truet</i> når best tilgjengelig informasjon indikerer at ett av kriteriene A- E for kritisk truet er oppfylt. Arten har da ekstrem høy risiko for utdøing (50% sannsynlighet for utdøing innen 3 generasjoner, minimum 10 år).	En naturtype er <i>Kritisk truet</i> når risikoen for total forsvinning nasjonalt er ekstremt høy. Spesifikke kriterier må etableres.
Sterkt truet EN (Endangered)	En art er <i>Sterkt truet</i> når best tilgjengelig informasjon indikerer at ett av kriteriene A- E for Sterkt truet er oppfylt. Arten har da svært høy risiko for utdøing (20% sannsynlighet for utdøing innen 5 generasjoner, minimum 20 år).	En naturtype er <i>Sterkt truet</i> når risikoen for en økologisk uforsvarlig reduksjon* i areal/antall er svært høy. Spesifikke kriterier må etableres.
Sårbar VU (Vulnerable)	En art er <i>Sårbar</i> når best tilgjengelig informasjon indikerer at ett av kriteriene A- E for Sårbar er oppfylt. Arten har da høy risiko for utdøing (20% sannsynlighet for utdøing innen 5 generasjoner, minimum 20 år).	En naturtype er <i>Sårbar</i> når risikoen for en økologisk uforsvarlig reduksjon* i areal/antall er høy. Spesifikke kriterier må etableres.
Nær truet NT (Near Threatened)	En art er <i>Nær truet</i> når den ikke tilfredsstillende noen av kriteriene A- E for CR, EN eller VU, men er nære ved å tilfredsstillende noen av disse kriteriene nå eller i nær framtid.	En naturtype er <i>Nær truet</i> når risikoen for en økologisk uforsvarlig reduksjon* i areal/antall ikke vurderes som høy, men at den synes å være nær ved å oppfylle betingelsene for VU
Datamangel DD (Data Deficient)	En art settes til kategori <i>Datamangel</i> når ingen vurdering av risiko for utdøing kan gjøres på grunn av manglende data eller annen informasjon om utbredelse og/eller bestandsstatus.	En naturtype settes til kategori <i>Datamangel</i> når ingen vurdering av risiko kan gjøres på grunn av manglende data eller informasjon om typens forekomst, mengde og/eller tilstand.
Livskraftig LC (Least Concern)	En art tilhører kategorien <i>Livskraftig</i> når den ikke oppfyller noen av kriteriene for kategoriene CR, EN, VU eller NT, og ikke er satt til kategoriene DD, NA eller NE	En naturtype tilhører kategorien <i>Økologisk tilfredsstillende**</i> når den ikke oppfyller noen av kriteriene for kategoriene CR, EN, VU eller NT, og ikke er satt til kategoriene DD, NA eller NE
Ikke vurdert NE (Not Evaluated)	En art tilhører kategorien <i>Ikke vurdert</i> når det ikke er gjort noen vurdering for arten. Dette kan for eksempel skyldes dårlig utredet taksonomi, svært dårlig kunnskapsgrunnlag eller mangel på tilgjengelig kompetanse.	En naturtype tilhører kategorien <i>Ikke vurdert</i> når det ikke er gjort noen truethetsvurdering for naturtypen. Dette kan for eksempel skyldes dårlig utredet klassifikasjonstilhørighet, svært dårlig kunnskapsgrunnlag eller mangel på tilgjengelig kompetanse.
Ikke egnet NA (Not Applicable)	En art tilhører kategorien <i>Ikke egnet</i> når den ikke skal bedømmes på nasjonalt nivå. Dette gjelder i hovedsak fremmede arter (arter kommet til Norge ved hjelp av mennesket eller menneskelig aktivitet etter år 1800) eller tilfældige gjester.	En naturtype tilhører kategorien <i>Ikke egnet</i> når den ikke skal bedømmes på nasjonalt nivå. Dette gjelder her i hovedsak naturtyper på kunstmark.

* Med *økologisk uforsvarlig reduksjon* menes en reduksjon i antall forekomster eller areal som sterkt reduserer typens økologiske variasjonsbredde eller bioklimatiske representasjon eller andelen av forekomster med akseptabel økologisk status.

** Med *økologisk tilfredsstillende* menes at en vesentlig del av naturtypeobjektene har meget god eller god økologisk tilstand, samt at naturtypen forekommer i tilstrekkelig mengde (areal/antall) og bredde i utbredelse til å motstå ev. ytre påvirkninger uten å risikere vesentlige endringer i typens naturgitte forekomst og karakter (eller langsiktige menneskeskapt forekomst og karakter for kulturmark).

Ut fra ovenstående kan truethet for naturtyper dermed knyttes til følgende egenskaper:

- *Mengde* (operasjonalisert som areal eller antall forekomster) av en gitt naturtype: liten mengde eller sterk reduksjon i mengde innebærer stor risiko for at typen vil forsvinne.
- *Utbredelse* av de enkelte arealene av en naturtype på nasjonal skala: betydelige avvik i utbredelsen sammenliknet med en opprinnelig utbredelse i forhold til regionale økokliner kan også betraktes som uttrykk for en trussel mot typens integritet.
- *Økologisk tilstand* for hver enkelt arealene av en naturtype (operasjonalisert ved arts-sammensetning og/eller kjemisk-fysisk tilstand; i NiN-systemet ved plassering langs relevante tilstandsøkolinier): i forhold til en naturgitt eller menneskeskapt (for kulturmarkstyper) referansetilstand vil betydelige avvik kunne ses som uttrykk for en trussel mot typens "egentlige karakter" eller integritet.
- *Landskapsmessig fordeling, størrelse og utforming* av de enkelte arealene av en naturtype: betydelige avvik i landskapsfordeling, enhetenes størrelse og form i forhold til en naturgitt eller menneskeskapt referansetilstand kan også betraktes som uttrykk for en trussel mot typens integritet. Slike avvik, f.eks. ved fragmentering, vil bl.a. påvirke de enkelte arealenes mulighet for å ivareta sine spesifikke økosystemfunksjoner. Dette vil bl.a. omfatte mulighetene for å opprettholde levedyktige bestander av karakteristiske arter knyttet til naturtypen, noe som vil avhenge av økologisk tilstand, størrelsen til de enkelte arealene og deres romlige fordeling i landskapet.

Naturtypenes karakter sammenliknet med arter kan ellers innebære behov for noen justeringer i terminologi og tolkning av begreper:

- Termen *utdødd* synes ikke å passe godt for naturtyper. I stedet kan vi bruke termer som *utslettet* eller *forsvunnet*.
- Termen *livskraftig* synes heller ikke relevant for ikke-reproduserende naturtyper. Kanskje kan termen *økologisk tilfredsstillende* fungere bedre. Dette bør tolkes slik at naturtypen både har en god økologisk tilstand samt tilstrekkelig mengde og bredde i utbredelse til å opprettholde grunnleggende økologisk integritet og robusthet mot ytre påvirkninger (jf argumentasjonen over).
- Det kan diskuteres om kategoriene for naturtyper som er *forsvunnet* (jf EX, EW, RE), vil være særlig interessante å bruke i en nasjonal vurdering av truethet for naturtyper. Teoretisk kan aktuelle tilfeller tenkes, men foreløpig er slike naturtyper ikke kjent i norsk sammenheng.

3.2 Kriterier for vurdering av truethet

Plassering av artene i kategorier for truethet baseres i IUCN-systemet på kriterier som er delt inn i 5 hovedgrupper (jf Kålås et al. 2006: tabell 2):

- Populasjonsreduksjon* over 10 år eller 3 generasjoner basert på informasjon om populasjonen, dens utbredelsesareal, forekomstareal, habitatkvalitet, utnyttning eller annen negativ påvirkning, i forhold til om årsaker til tilbakegang har opphørt (A1) eller fremdeles pågår (A2-A4)
- Geografisk utbredelse* som utbredelsesområde (B1) og/eller forekomstareal (B2), med samtidig oppfylling av underkriterier knyttet til grad av fragmentering, pågående reduksjon eller ekstreme fluktuasjoner
- Liten populasjon og pågående bestandsreduksjon* (C1) og/eller (C2) pågående reduksjon samt underkriterier for delpopulasjon med reproduserende individer, andel reproduserende individer og/eller ekstremt fluktuerende antall reproduserende individer
- Svært liten (D1) eller arealmessig meget begrenset (D2) populasjon*
- Kvantitativ analyse av utdøingsrisiko*

For hver av disse hovedgruppene av kriterier er det angitt ulike kvantitative nivåer for kriteriene for plassering i de respektive kategoriene for truethet. For eksempel angis nivåene for A1-kriteriet for kategoriene CR, EN, VU og NT som henholdsvis >90%, 70-90%, 50-70% og 25-50% tilbakegang over 10 år eller 3 generasjoner.

Artene kan vurderes ut fra betraktninger om egenskaper knyttet til populasjoner eller arealer. Dessuten kan informasjon om artens utbredelse/forekomst og/eller habitat brukes som grunnlag for informasjon om populasjonen. For naturtyper vil antall individuelle forekomster (arealenheter) av en gitt type kunne vurderes som ekvivalent med populasjonen for arter. For mange naturtyper er det likevel trolig bedre å bruke samlet areal som uttrykk for mengde, i det ulike forekomststørrelser kan variere mye.

I IUCN-kriteriene for arter brukes noen begreper som kan trenge noe tilpasning for naturtyper:

- *Vurderingsperiode*: Bestandsnedgang for arter skal vurderes over 3 generasjoner eller minimum 10 år og maksimum 100 år. Naturtyper vil naturlig nok ikke ha noen generasjonstid. Generelt vil trolig de fleste naturtypene ha forholdsvis lang responstid i et naturstyrt system, mens effekter av menneskelige påvirkninger (eller opphørt hevd) derimot kan skje raskt. Dermed kan det være vanskelig å finne en passende, noenlunde objektivt basert tidsramme å vurdere endringer innenfor. Det kan hende at risikovurderinger knyttet til en gitt reduksjon i mengde, bør differensieres for naturtyper med ulik naturgitt responstid eller dynamikk. Det vil i så fall kreve utvikling av kriterier for standarder for naturtyper med ulik responstid. Antagelig vil tidsrammer som skissert for arter (10-100 år) likevel være hensiktsmessig også for de fleste naturtyper.
- *Utbredelsesområde og forekomstareal* kan i utgangspunktet ha omtrent tilsvarende mening for naturtyper som for arter. Utbredelsesområdet kan betraktes som arealet som omfatter alle forekomster av naturtypen (f.eks. kvantifisert som minimum konvekst polygon). Forekomstarealet kan betraktes som summen av arealet av alle forekomstene. Forekomstarealet er samtidig ekvivalent med et mulig uttrykk for mengden av naturtypen (som alternativt antall forekomster).
- *Mørketall* for arter er en faktor som brukes for å justere opp antall kjente forekomster til antatt populasjonsstørrelse eller forekomstareal. For naturtyper kan en tilsvarende forståelse legges til grunn, men det er sannsynlig at mørketallene for naturtyper kan være lavere enn for arter, siden kartlegging av naturtyper med en viss utstrekning og stabilitet bør være vesentlig enklere enn for arter. Det gjelder ikke nødvendigvis for naturtyper som ennå ikke er kartlagt i særlig utstrekning.
- *Ekstrem fluktusjon* gjelder for arter der populasjonsstørrelse eller forekomst varierer mye, raskt og ofte. Dette vil sjelden eller aldri være en meningsfylt beskrivelse for naturtyper på natursystemnivå eller høyere, selv om enkelte aspekter av en naturtypes tilstand kan variere mye over tid. Visse livsmedier kan imidlertid undergå ekstreme fluktusjoner, f.eks. elve-substrat i systemer med sterkt varierende vannføring.
- *Kraftig fragmentert* gjelder for arter der de fleste individene antas å finnes i små og relativt isolerte populasjoner. Selv om naturtyper ikke vil ha tilsvarende metapopulasjonsdynamikk som arter, vil fragmentering som fenomen og trusselfaktor være høyst relevant for mange naturtyper. Ved isolasjon av de enkelte arealenehetene og kanteffekter for små arealenheter vil en sterkt fragmentert naturtype være utsatt for å tape deler av sitt karakteristiske artsinventar og endre sine fysiske/kjemiske egenskaper. Definisjonen må imidlertid ta utgangspunkt i endringer i de enkelte naturtypeobjektene areal og isolasjon fra hverandre. Grad av fragmentering kan måles på et gitt tidspunkt, men kan neppe gis en meningsfylt relasjon til forsvinningsrisiko uten å se endringer i fragmenteringsgrad over tid.

Med en forståelse av en del nøkkelbegreper som skissert over, kan vi vurdere om naturtyper prinsipielt kan vurderes på tilsvarende måte som arter. Forsøksvis kan disse kriteriene da formuleres slik:

- A. *Mengdereduksjon* i naturtypen over 10-100 år basert på informasjon om antall forekomster, deres utbredelsesareal, samlet naturtypeareal, økologisk tilstand, utnyttning eller annen negativ påvirkning, i forhold til om årsaker til tilbakegang har opphørt (A1) eller fremdeles pågår (A2-A4)
- B. *Geografisk utbredelse* som utbredelsesområde (B1) og/eller samlet naturtypeareal (B2), med underkriterier knyttet til grad av fragmentering eller pågående reduksjon. Ekstreme fluktusjoner er ikke relevant som underkriterium (unntatt ev. for visse livsmedier).

- C. *Liten mengde og pågående reduksjon i mengde (C1)*. Her er alternativet C2 med underkriterier knyttet til reproduserende individer ikke relevant for naturtyper. Mengde må uttrykkes som antall forekomster eller samlet naturtypeareal. Samlet naturtypeareal inngår dermed i både B- og C-kriteriet.
- D. *Svært liten eller arealmessig meget begrenset (D2) mengde*. Her kan mengde uttrykkes ved antall forekomster eller samlet naturtypeareal; begge tilsvarende D2 for arter.
- E. *Kvantitativ analyse av utdøingsrisiko* er sannsynligvis lite anvendelig for naturtyper. Vi har ikke samme underliggende teori for dynamikken hos naturtyper som for arter. Prinsipielt kan det likevel være mulig å regne på forsvinningsrater for naturtyper som for arter (Morris & Doak 2002), men det vil trolig være store utfordringer knyttet til å skaffe tilstrekkelig lange og presise dataserier. Selv for arter er det store mangler i datagrunnlaget, slik at dette kriteriet i praksis ikke ble brukt ved utviklingen av rødlista for arter i 2006 (Kålås et al. 2006).

Ut fra sammenstillingen over ser det ut til å være mulig å bruke nokså parallelle tilnærminger for naturtyper som for arter når det gjelder kriterier for plassering i kategorier for truethet. Disse vurderingene er i hovedsak basert på at mengde av naturtyper (som antall forekomster eller samlet areal) kan vurderes tilsvarende som populasjonsstørrelse (eller forekomstareal etc) for arter. De konkrete numeriske skilleverdiene mellom ulike kategorier må selvfølgelig settes annerledes for naturtyper enn for arter. Det kommer vi tilbake til i kapittel 7.

I kapittel 3.1 har vi argumentert for at også andre egenskaper ved naturtyper enn mengde bør trekkes inn ved vurdering av truethet. Vi har skissert at de enkelte arealenhetenes økologiske tilstand, lokale landskapsfordeling og geografiske utbredelse kan ses som uttrykk for ulike sider ved naturtypens "integritet" og dermed som egenskaper som kan trues ved ytre påvirkning. Hvis slike egenskaper skal trekkes inn som grunnlag for å vurdere naturtypers truethet, er det behov for å undersøke om og ev. hvordan kriteriesettet over kan brukes for andre egenskaper enn mengde:

- *Mengde* (som antall forekomster eller samlet areal) inngår som sentral egenskap for kriteriene A, B2, C og D.
- *Geografisk utbredelse* inngår som sentralt element i B1. Underkriterier knyttet til fragmentering kan vurderes på nivået landskapsfordeling eller geografisk utbredelse; naturtypens generelle utbredelsesmønster og romlige skala vil indikere hvilket nivå fragmentering bør ses på.
- *Økologisk tilstand* for de enkelte arealenhetene kommer delvis inn under A (der forverring av økologisk tilstand er surrogat for reduksjon i mengde), men representerer ellers ikke noe eget kriterium. Det må ev. utvikles et eksplisitt kriterium for slike egenskaper ved naturtyper.
- *Landskapsfordeling* er bare delvis representert gjennom underkriteriet for fragmentering (jf B). Det må ev. utvikles et eksplisitt kriterium for å dekke slike egenskaper ved naturtyper.

I kapittel 4 vil vi gå nærmere inn på hvordan kriterier for vurdering av truethet kan utvikles med utgangspunkt i disse egenskapene, også for de som ikke er godt dekket av en direkte tilpassning av IUCNs kriteriesett for arter.

Dersom vi legger flere ulike kriterier til grunn for vurderingen av truethet hos naturtyper, må vi på et eller annet vis veie eller samkjøre de ulike vurderingene som hvert kriterium gir opphav til. I IUCN-systemet for arter vil en art plasseres i den truethetskategorien som er strengest, ut fra et føre var-prinsipp. Dette prinsippet kan også benyttes for naturtyper, selv om kriteriesettet kan bli enda mer komplekst enn for arter. Det kan imidlertid diskuteres om noen av ovennevnte egenskaper kan sies å ha større utsagnskraft enn andre i forhold til risiko for å forsvinne. For eksempel kan mengde vurderes som en mer kritisk egenskap (gitt riktig nivå på skilleverdier) enn økologisk tilstand. En naturtype som har svært få forekomster/lite areal igjen, kan sies å være mer truet enn en naturtype som har noe flere forekomster/mer areal, men med svakere økologisk tilstand. En slik relativ vurdering vil imidlertid avhenge av naturtypens toleranse for påvirkning og evne til gjenoppretting når en aktuell påvirkningsfaktor opphører (jf kap. 4.6, 4.7). Det er dermed neppe noe godt grunnlag for å veie ulike egenskaper for naturtyper, og dermed ulike kriterier, mot hverandre i forhold til vurdering av truethet.

4 Ulike egenskaper for naturtyper knyttet til truethet

I kapittel 2 har vi skissert hvordan NiNs forståelse av naturtyper på ulike nivåer og med forskjellige kilder til variasjon kan være utgangspunkt for en vurdering av relevante egenskaper ved naturtyper i forhold til truethet. Dette er nærmere knyttet opp til IUCNs kategorier for truethet og kriterier for vurdering av arters truethet i kapittel 3. Her vil vi utdype diskusjonen om naturtypers ulike egenskaper og hvordan disse kan trekkes inn i forhold til kriterier for truethet. Selve operasjonaliseringen av kriteriene kommer vi tilbake til i kapittel 7.

I utgangspunktet vil vi vurdere kriterier for truethet av naturtyper tilpasset NiNs nivå for natursystemhovedtyper (jf kap. 2.1). Dette nivået ligger nærmest en intuitiv forståelse av begrepet naturtype (med noen unntak for typer på finere skala og komplekser av flere typer i NiN, bl.a. landskapsdel). Dessuten må kriterier for truethet uansett utvikles for dette systemnivået. Kriteriene for truethet vil ellers baseres på de ulike egenskapene ved naturtyper som grovt sett kan knyttes til mengde og geografisk utbredelse på den ene siden og til ulike aspekter av forekomstenes økologiske tilstand og landskapsfordeling på den andre siden (jf kap. 3.2).

4.1 Mengde av naturtypen

Vi har påpekt ovenfor (kap. 3) at mengde av en naturtype (kvantifisert som antall forekomster eller samlet areal) er en direkte parallell til populasjonsstørrelse for arter. Kunnskap om endring i naturtypens mengde over tid må anses som det fundamentale grunnlaget for vurdering av naturtypens truethet. Denne egenskapen ved naturtyper knytter seg direkte til IUCNs kriterier A, B2, C og D (men se kap. 4.2 for D).

Endring i mengde av naturtyper innebærer en omforming av en gitt naturtype til en annen (men uten at det fysiske arealet forsvinner). Slike endringer skyldes i hovedsak menneskelige påvirkningsfaktorer knyttet til omfattende omgjøring av arealet til andre funksjoner (overgang fra naturmark/kulturmark til kunstmark) eller endringer i arealbruk (fra naturmark til kulturmark eller vise versa, eller endring i tilstandsvariabeltrinn sensu NiN BD 9). I hovedsak er endringene i moderne tid knyttet til en arealreduksjon av naturmark og kulturmark ved overgang til ulike typer kunstmark. Ved gjengroing av hevdet kulturmark vil slik mark også kunne endres til naturmark i et lengre tidsperspektiv.

Arealendringene varierer i hastighet, og ulike menneskeskapt påvirkningsfaktorer viser variasjon i intensitet over tid. I vurderingen av endringer bør det legges opp til et forholdsvis langsiktig tidsperspektiv, men samtidig bør det være relevant i forhold til forvaltning (jf også kap. 3.2, Vurderingsperiode og kap. 4.8). Vi foreslår at endringene i forekomst av naturtypene sees i et 100-årsperspektiv, dvs at nedgangen i areal settes i forhold til situasjonen ca år 1900. Tidspunktet kan synes nokså vilkårlig, men det gir i det minste et perspektiv tilbake til situasjonen før modernisering av jordbruk, skogbruk, fiske og industri tok til for alvor, samtidig som det fra ca 1900 finnes et økende antall informasjonskilder som kan benyttes som grunnlag for vurdering av tilstanden. Fra ca 1950 begynte en gjennomgripende industrialisering av jordbruk, skogbruk og annet næringsliv, med sterk økning i innsatsen av kapital, teknologi og kjemiske innsatsfaktorer, og med omfattende effekter på arealbruk og miljøet generelt. Tilgangen på informasjon om areal- og miljøendringer er også vesentlig bedre etter 1950 enn før. En alternativ vurderingsperiode kan derfor være tiden etter ca 1950.

Kriterier basert på endringer i mengde er ikke nødvendigvis knyttet bare til de biologiske prosessene og artsmangfoldet i naturtypene. Det er også høyst relevant for kilder til naturvariasjon som i hovedsak er basert på geologiske prosesser, f.eks. landformvariasjon i NiN. For kartlegging av natursystemtyper er det foreslått retningslinjer om minsteareal av en naturtype for at den skal utfigureres på kart (NiN BD 2 E1b). Minstekravet er et areal med minst 100 m² areal og minst 5 m bredde. Det er også angitt spesielle regler for naturtyper som naturlig forekom-

mer som svært små arealer eller linjestrukturer, og åpner for muligheten av å kartlegge disse som punkter eller linjer (se NiN BD 2: E1b for detaljer). I et framtidig datasett basert på kartlegging i henhold til NiN, innebærer dette at endringer i mengde bare kan kvantifiseres på samme nivå som kartleggingen foregår. For naturtyper som tilfredsstillers NiNs minstekrav til kartlegging, kan mengdeangivelsen gjøres som samlet areal eller som antall forekomster. For naturtyper som kun kartlegges som punkter eller linjer, må mengdeangivelsen baseres på antall forekomster (eller total lengde av linje-elementer).

Det kan diskuteres om endringer i naturtypers mengde kun bør vurderes på nasjonal skala eller om dette også bør gjøres på regionalt nivå, innenfor nærmere definerte biogeografiske regioner (basert på trinn langs regionale økokliner). Slike regionale vurderinger kan være aktuelle for å skille trender i ulike deler av utbredelsesområdet. Ovenfor (slutten av kap. 3.1) har vi skissert at betydelige avvik i regional utbredelse for en naturtypes arealenheter kan ses på som en trussel mot typens økologiske integritet, siden det kan innebære at den ikke lenger ivaretar sin fulle økologiske variasjonsbredde eller alle karakteristiske økosystemfunksjoner (jf også kap. 4.3). Et slikt argument kan imidlertid også framføres for vurdering av arters truethet, uten at dette er tatt inn i dagens kriterier for truethetsvurdering (der vurderingen foregår på nasjonal skala).

Som skissert i kapittel 3.2, vil mengde og endringer i mengde for naturtyper kunne knyttes direkte til IUCN-kriteriene A, B2 og C for arter:

A *Mengdereduksjon* i naturtypen over 10-100 år basert på informasjon om antall forekomster, deres utbredelsesareal, samlet naturtypeareal, økologisk tilstand, utnyttning eller annen negativ påvirkning, i forhold til om årsaker til tilbakegang har opphørt (A1) eller fremdeles pågår (A2-A4)

B2 *Geografisk utbredelse* som samlet naturtypeareal og underkriterier knyttet til grad av fragmentering eller pågående reduksjon

C1 *Liten mengde og pågående reduksjon i mengde*; kan måles i antall forekomster eller samlet naturtypeareal; vil i praksis overlapse med kriterium B2

4.2 Sjeldenhet

For arter med svært små populasjoner eller meget begrenset utbredelse opererer IUCN med et eget kriterium (D1 for individantall og D2 for forekomstareal eller antall forekomster). Dette knytter seg også til uttrykk for mengde (jf kap. 4.1), men vektlegges som eget kriterium fordi svært fåtallig eller begrenset forekomst kan gi en spesifikk risikovurdering. Kriteriene B og C håndterer også sjeldenhet (hhv. lite utbredelsesareal og liten mengde) kombinert med reduksjon i mengde/utbredelse, mens kriterium D håndterer objekter som er (meget) sjeldne uavhengig av vurdering av tilbakegang. For naturtyper vil et tilsvarende kriterium kunne spesifiseres for naturtyper med så få forekomster, lite samlet areal eller begrenset utbredelse at de er truet uavhengig av grad av tilbakegang. Slik risiko er knyttet til at tilfeldige endringer vil kunne ha stor betydning for naturtyper med svært fåtallige forekomster eller lite samlet areal.

Et kriterium for risiko for at naturtyper med svært fåtallige forekomster eller meget begrenset utbredelse skal forsvinne, kan knyttes til IUCNs D-kriterium:

D *Svært liten eller arealmessig meget begrenset mengde*; her kan mengde uttrykkes ved antall forekomster eller samlet naturtypeareal (begge kan knyttes til D2-kriteriet). For arter brukes ikke D2-kriteriet for de to strengeste truethetskategoriene, men det må ev. vurderes for naturtyper. En vurdering av truethet etter D-kriteriet vil innebære samme vurderinger av datagrunnlaget som vurdering etter B- eller C-kriteriet, men vil komme til anvendelse når det ikke er grunnlag for å anta en nedgang, og når populasjonene er tilstrekkelig små.

4.3 Utbredelse av naturtypen

Arter eller naturtyper med begrenset utbredelse (regnet som utbredelsesområde eller forekomstareal, jf kap. 3.2) vil generelt ha høyere risiko for å forsvinne enn arter/typer med mer vidt utbredt forekomst (selv om unntak finnes). For arter er risikoen ved begrenset utbredelse dekket av B-kriteriet. For naturtyper kan vi forestille oss en helt parallell vurdering av typenes utbredelsesområde. En naturtypes forekomstareal kan imidlertid best uttrykkes som typens samlede areal og dermed som et uttrykk for naturtypens mengde, noe som er dekket i kap. 4.1.

Endringer i en naturtypes geografiske utbredelsesområde kan knyttes til menneskelige påvirkningsfaktorer tilsvarende de som fører til endringer i en naturtypes mengde. For å få effekter på en naturtypes geografiske utbredelse må imidlertid slike endringer ha stort omfang og/eller skjev geografisk fordeling. Også storskala endringer som medfører forskyvning av trinn langs bioklimatiske gradienter (jf NiNs regionale økokliner, kap. 2.1), som for eksempel klimaendringer, kan ha stor betydning for en naturtypes geografiske utbredelsesområde. Slike endringer kan være menneskeskapte eller naturgitte.

En naturtypes geografiske utbredelse kan gjenspeile en viss variasjon i de miljøforholdene som gir naturtypen dens økologiske karakter, inkludert dens artssammensetning. De ulike forekomstene av en naturtype vil framvise en karakteristisk variasjon langs regionale økokliner gjennom utbredelsesområdet. En reduksjon i naturtypens utbredelsesområde vil uvegerlig føre til reduksjon i variasjonsbredde, blant annet variasjonen i artssammensetning knyttet til typen. Dette kan ses som ett aspekt knyttet til typens økologiske integritet, der de andre er økologisk tilstand (for de enkelte arealenheterne, jf kap. 4.4) og arealenheterens landskapsfordeling (jf kap. 4.5). Slike aspekter er imidlertid ikke dekket av IUCNs kriterier for arter, trass i at også artene må antas å ha en karakteristisk variasjon over sitt utbredelsesområde. For naturtyper kan imidlertid deres tilknyttede økologiske funksjoner, inklusive tilknyttet artsmangfold, gjøre ivaretagelse av deres geografiske variasjon til et viktigere argument enn for arter.

Det er ikke åpenbart hvordan et slikt "integritetsaspekt" ved naturtypenes geografiske utbredelse skal fanges opp gjennom kvantitative kriterier. Noen alternativer kan være mulige: (1) Vurdering av truethet på regionnivå istedenfor på nasjonalt nivå, knyttet til en hensiktsmessig regioninndeling, slik som NiNs bioklimatiske inndeling. (2) Etablering av et kriterium eller sett av kriterier basert på andel av naturtypens opprinnelige utbredelsesområde der naturtypen fortsatt finnes (ev. med tilleggskrav for tilstand), eventuelt hvor stor del av det opprinnelige utbredelsesområdet langs de regionale økoklinene som fremdeles er dekket. (3) Etablering av et kriterium basert på informasjon om naturtypenes karakteristiske variasjon langs de regionale økoklinene og i hvilken grad vesentlige deler av denne variasjonen fremdeles er dekket.

IUCN-kriteriet for arters utbredelse knytter vurderingen av risiko for utdøing til begrenset utbredelse og til ulike forhold som gjør populasjonen mer sårbar (fragmentering, få lokaliteter, pågående reduksjon, ekstreme fluktuasjoner). For naturtyper kan vi tenke oss en parallell til B1-kriteriet (geografisk utbredelsesområde, men som ikke dekker risiko mot naturtypens integritet, jf forrige avsnitt):

B1 Geografisk utbredelse som totalt utbredelsesareal og underkriteriene (a) kraftig fragmentering eller få forekomster, og (b) pågående reduksjon av utbredelsesområde, forekomstareal, økologisk tilstand eller antall forekomster

Et B-kriterium som også dekker utbredelse som uttrykk for naturtypens integritet, kan formuleres som:

B1* Geografisk utbredelse som andel av opprinnelig utbredelsesareal for spesifiserte trinn langs regionale gradienter (regionale økokliner) og underkriteriene (a) kraftig fragmentering eller få forekomster, og (b) pågående reduksjon av utbredelsesområde, forekomstareal, økologisk tilstand eller antall forekomster

4.4 Økologisk tilstand for naturtypen

En gitt naturtype kan variere betydelig i økologiske egenskaper og utforming som følge av naturgitte kilder til variasjon (jf kap. 2.1), inkludert geografisk/klimatisk betinget variasjon (jf kap. 4.3). Denne naturgitte variasjonsbredden i økologiske egenskaper kan ses på som en egenkap ved naturtypen. I NiN-systemet karakteriseres variasjon som reflekterer naturtypenes egenskaper eller tilstand, ved tilstandsøkolinier og tilstandsrelevant objektinnhold, oftest knyttet til effekter av menneskelig påvirkning. Når påvirkningen er så sterk av den medfører vesentlig forskjellighet fra utgangspunktet (begrepet vesentlig forskjellighet er inngående drøftet i NiN BD 2), bruker NiN ikke lenger tilstandsbegrepet, men begrepet inngrep. Resultatet av inngrep er at det oppstår en ny naturtype på det aktuelle stedet, gjerne en kunstmarkstype (oftest en konstruert mark), og at det finner sted en endring i den opprinnelige naturtypens mengde og utbredelse (jf kap. 4.1-4.3).

I NiN betraktes tilstand som en tidsavgrenset utforming av en type natur, dvs et ledd i en utvikling (suksesjon) med forventet varighet lengre enn 6 år (NiN BD 2). Tilstandsvariablene har ulike skalaer og ulik betydning for ulike naturtyper. En oversikt over NiNs 27 tilstandsvariabler (21 tilstandsøkolinier og 6 typer objektinnhold) og de ulike verdiene variablene kan ha, er gjengitt i **vedlegg 2** (jf NiN BD 9: tabell 2). Variablene er delt i fem kategorier:

- Tilstandsvariasjon betinget av generell fysisk forstyrrelse
- Tilstandsvariasjon som følge av endret ressursituasjon eller miljøgifter
- Biologisk betinget tilstandsvariasjon
- Tilstandsvariasjon relatert til brukstilstand på mark/bunn formet av hevd
- Tilstandsvariasjon relatert til tresjiktodynamikk i skog

Tilstandsvariabler knyttet til påvirkningsfaktorer, er relevante for truethetsvurderingen. Hvis menneskelig aktivitet har effekt på en betydelig andel av forekomstene av en gitt naturtype, må naturtypen anses truet ved at den opprinnelige utformingen dannet av økologiske prosesser, ikke lenger er tilfredsstillende til stede. Avvik i økologisk tilstand fra en antatt referansetilstand kan dermed ses på som en trussel, om ikke mot typens fundamentale eksistens, så mot dens økologiske integritet (jf **figur 4**). En slik betraktningssmåte er konsistent med EUs tilnærming til naturtyper, både i Habitatdirektivet som fokuserer på naturtypenes "gunstige bevaringsstatus"², og i Vanddirektivet der de ulike forekomstene vurderes i forhold til sin økologiske tilstand³.

Her vil vi innføre begrepet *akseptabel økologisk tilstand* i relasjon til truethetsvurderingen. Grensene for hva som er akseptabel grad av påvirkning vil alltid kunne diskuteres. Fastsettelse av slike grenser vil essensielt sett være politiske eller verdibaserte avgjørelser. For vannforekomster setter Vanddirektivet langt på vei rammene for hvordan slik akseptabel økologisk tilstand bør spesifiseres. I **vedlegg 2** er det ellers gjort et første forsøk på å skissere hva som kan være akseptabel økologisk tilstand for ulike tilstandsvariabler definert i NiNs system og basert på NiNs beskrivelse av ulike trinn for tilstandsøkolinene.

Slike kriterier for økologisk tilstand har ingen eksplisitt parallell i IUCN-systemet for arter. Riktignok trekker IUCN-kriteriene inn kvaliteten til artenes habitat som mulig grunnlag for å vurdere tilbakegang for arter (A1c, B1/B2biii), men ikke som eget kriterium slik vi betrakter det her. Vi kan likevel tenke oss en måte å håndtere økologisk tilstand som grunnlag for å vurdere truethet. Dersom det kan spesifiseres hva som er akseptabel økologisk tilstand for ulike naturtyper i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer (jf **vedlegg 2**), kan vi tenke oss kriterier som likner på Vanddirektivets inndeling i økologiske tilstandsklasser: Dersom en viss andel av forekomstene av en naturtype ikke tilfredsstiller kravet om akseptabel økologisk tilstand, må typen anses som truet.

² <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:EN:NOT>

³ <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF>
<http://www.lovdata.no/ltavd1/filer/sf-20061215-1446.html>

4.5 Fordeling av naturtypen på landskapsnivå

En naturtypes fordeling i landskapet vil i en referansetilstand reflektere underliggende naturgitt variasjon (lokale basisøkolinier, landformvariasjon, regionale økoklinier i NiN-systemet). For kulturmarkstyper definerer også langvarig menneskelig utnyttning et sett av viktige strukturerende faktorer. De ulike forekomstene av en naturtype i et landskap, med arealenheter av ulik størrelse og form og med forskjellig lokalisering, vil ha stor betydning for naturtypens økosystemfunksjoner og for dens tilhørende artsmangfold. Slik sett vil en naturtypes fordeling på landskapsnivå utgjøre en karakteristisk egenskap for naturtypens økologiske integritet, på tilsvarende måte som arealenheterens økologiske tilstand og geografiske utbredelse (jf kap. 4.3 og 4.4). Vesentlige endringer i en naturtypes fordeling i landskapet, f.eks. ved fragmentering, kan dermed sies å utgjøre en trussel mot typens økologiske integritet, selv om antall forekomster eller samlet areal ikke i seg selv skulle medføre en stor risiko for at typen skal forsvinne.

Heller ikke dette aspektet ved naturtyper har noen eksplisitt parallell i IUCN-kriteriene for arter. Liknende betraktninger inngår i underkriteriet B1/B2ai, men bare som supplering av hovedkriteriet B1/B2 knyttet til utbredelse, og ikke som et kriterium i seg selv slik vi vektlegger her.

På tilsvarende måte som for geografisk utbredelse, er det ikke åpenbart hvordan et slikt "integritetsaspekt" ved naturtypenes landskapsfordeling skal fanges opp for bruk i kvantitative kriterier. Det er en lang rekke mulige måter å beskrive eller kvantifisere relasjonene mellom arealenheter av en naturtype i landskapet (jf Gustafson 1998), og det er ikke opplagt hvilke som vil være mest relevante for å representere ulike naturtypers grunnleggende egenskaper. Dessuten vil en kvantifisering av landskapsrelasjonene måtte tilpasses de enkelte naturtypenes ulike geografiske skalaer. I en viss forstand må slike landskapsegenskaper knyttes til forestillinger om hva som er de enkelte naturtypenes landskapsfordeling i en tenkt referansetilstand og i hvilken grad dette har endret seg eller vil endre seg over tid. For mange naturtyper kan vi trolig anta at passende mål på arealenheterens fragmentering vil være relevante både i forhold til deres økologiske funksjoner og for tilknyttet artsmangfold.

4.6 Toleranse for endringer (resiliens)

I NiN-systemet plasseres naturtyper langs komplekse miljøgradienter. Hver naturtype utspenner dermed et definert "økologisk rom". Naturtyper med et vidt økologisk rom, eventuelt som favner vidt langs en kompleks miljøgradient, kan antas å være relativt robuste for endringer av miljøforhold relatert til denne gradienten sammenliknet med naturtyper med snevrere intervall langs den samme gradienten. Naturtyper som har et slikt stort "økologisk rom" kan antas å være mer tolerante for påvirkninger, dvs de kan sies å ha høyere *resiliens*. De vil generelt

Resiliens

Resiliens kan forstås som et økosystems evne til å tolerere forstyrrelse uten å endres til en kvalitativt annerledes tilstand som er kontrollert av et annet sett av prosesser. Et resilient økosystem kan motstå relativt drastiske påvirkninger og selv returnere til utgangstilstanden.

En annen forståelse av resiliens er hastigheten på et økosystems utvikling tilbake mot sin opprinnelige tilstand etter en ytre påvirkning.

Begrepet ble først brukt i økologien av C.S. Holling (1973). (Se også Folke et al. 2004 og Walker et al. 2004)

være mindre truet av ytre påvirkning enn naturtyper som okkuperer et mer begrenset intervall langs gradienten. Enkelte naturtyper som er definert for forholdsvis smale deler av komplekse miljøgradienter, kan også vise seg å være motstandsdyktige mot ytre påvirkninger. Det kan imidlertid være vanskelig å angi generelle kjennetegn for denne typen av tolerante naturtyper. Et eksempel på en lite motstandsdyktig naturtype er palsmyr, som er betinget av svært spesielle miljøforhold og er følsom for temperaturstigning. Dette gjør palsmyr mer truet av global oppvarming sammenliknet med andre økosystemer. Et annet eksempel er natursystemhovedtypene kulturmarkseng og kystlynghei, hvor sannsynligheten for opphør (eller endring) av hevd er stor, og hvor raske endringer mot en annen naturtype da vil finne sted. I den andre enden av skalaen kan vi tenke oss en blåbærskog, som synes å være svært robust som type (selv om tilstanden åpenbart påvirkes av bl.a. hogst).

Det kan følgelig være grunn til å trekke inn naturtypenes toleranse for endringer (resiliens) ved vurdering av deres truethet. Utfordringen er hvordan dette best kan operasjonaliseres. En tilnærming kan være å justere de ulike kvantitative trinnene for truethetskategorier under kriterier for truethet knyttet til de egenskapene vi har diskutert over (kap. 4.1-4.5). Her vil da kravene for en gitt truethetskategori være skarpere for en tolerant naturtype enn for en som er lite tolerant. En annen tilnærming vil være å formulere et eksplisitt kriterium knyttet til resiliens, der en f.eks. knytter dette til de ulike naturtypenes dimensjon i det økologiske rommet (den 'gradientlengden' de utspenner langs de viktigste komplekse miljøgradientene). Dette vil imidlertid ikke fange opp naturtyper som har stor motstand mot endringer uten nødvendigvis å ha vid økologisk amplitude. Det reiser dessuten et nytt spørsmål om hvordan 'gradientlengde' best kan kvantifiseres på en sammenliknbar måte mellom ulike gradienter (se Økland 1990, 1992). Det er dessuten et stykke fram før kunnskapen om naturtyper er god nok til å gjøre dette konsistent for alle naturtyper.

4.7 Evne til regenerering

Naturtyper er annerledes enn arter ved at enkelte naturtyper (i det minste i teorien) kan gjenoppstå etter å ha blitt utslettet. Ved å gjenskape de samme økologiske betingelsene som var forutsetningen for naturtypens opprinnelige forekomst kan man, i prinsippet, tenke seg at den kan gjenoppstå. En 'gjenoppstandelse' innebærer imidlertid at mange forutsetninger må være oppfylt, bl.a. at typens karakteristiske artsmangfold også kan gjenskapes, f.eks. ved introduksjon fra andre naturtyper. Det bør heller ikke finnes svært komplekse relasjoner mellom organismer innen naturtypen, siden slike vil ha liten sannsynlighet for å kunne gjenopprettes (jf mutualistiske relasjoner). Det kan heller ikke forutsette utvikling av jordsmonn eller liknende, som krever hundrevis eller tusenvis av år. Evnen til regenerering vil åpenbart variere mye mellom naturtyper, men for de aller fleste natur- og kulturmarkstypene vil regenerering av økosystemer med ivaretagelse av full økologisk integritet knapt være mulig.

Evnen til regenerering har også betydning for naturtypenes truethet – en type med stor evne til regenerering kan anses som lite truet siden den forholdsvis lett kan gjenskapes. Hvis vi ser bort fra problemstillingen med at det kan være vanskelig eller umulig å gjenskape en utslettet naturtype med full økologisk integritet, reiser dette et mer filosofisk spørsmål: Skal risiko for utslettelse vurderes ut fra naturtypenes (eller artenes) egne premisser eller skal slik risiko ta med muligheten for menneskelig intervensjon? I en bevaringsbiologisk sammenheng må slik mulighet for intervensjon åpenbart vurderes (f.eks. knyttet til handlingsplaner for truede arter), men det synes ikke fornuftig å legge dette til grunn i en vurdering av risiko for utslettelse. Siden evne til regenerering i denne sammenhengen forutsetter menneskelige inngrep etter ev. utslettelse, vil vi ikke anbefale å vurdere evne til regenerering som relevant kriterium i vurdering av truethet.

Dersom evnen til regenerering defineres snevrere, ut fra naturtypenes *spontane* evne til å gjenoppstå på en gitt lokalitet, kan dette i en viss forstand ses som et uttrykk for deres resiliens eller evne til å tåle ytre påvirkning (jf kap. 4.6). Dette vil i hovedsak være aktuelt for naturtyper formet av naturgitte forstyrrelsesprosesser, som skred- og rasmarker.

4.8 Naturtypers endringshastighet og tidshorisont for truethetsvurderinger

Vurdering av en naturtypes endring i mengde, utbredelsesområde eller økologiske tilstand vil være en sentral del av en vurdering av naturtypens truethet. Da oppstår spørsmålet om hvilken tidsperiode som skal legges til grunn for å vurdere endringene. IUCNs kriterier for arter skal vurdere risikoen for utdøing for eksisterende bestander og legger stor vekt på nylige og pågående endringer. Tidsperioden for vurdering er 10 år eller 3 generasjoner, vurdert bakover eller

framover i tid. For naturtyper er det åpenbart ikke mulig å tilpasse tidsperioden til generasjonslengde, men vi kan vurdere tidsperioden mot naturtypenes endringsmønster eller responstid. De fleste naturtyper synes å ha en vesentlig lengre responstid enn arters populasjoner. Dermed kan det trolig være hensiktsmessig å betrakte et tidsperspektiv på 50 år snarere enn 10 år for naturtyper. Men her bør vi vurdere flere aspekter, både tidsvariasjonen for naturlige endringer i ulike naturtyper og for menneskeskapt endringer, samt hvor ofte vi ønsker å kunne vurdere slike endringer.

Hva kan vi si om den naturlige endringshastigheten til ulike naturtyper og hvor lang tid det ev. vil ta før vi mener at en naturtype enten endrer karakter så mye at det er snakk om en annen type, eller at typens tilstand er vesentlig endret? Generelt kan vi si at naturgitte endringer vil være en del av naturtypens karakter, dvs en del av dens naturlige dynamikk, enten disse foregår svært plutselig ved en katastrofeaktig endring (f.eks. snøras, flom eller stormfelling) eller de foregår over mange tiår som suksesjon etter en slik plutselig endring. Eksempler på langsiktige endringer er endringer i naturtyper i fjell eller tundra som følge av endringer i snøforhold eller andre klimavariabler som svar på langsiktige svingninger i klimaet – endringer som typisk vil ta mange tiår før de er så omfattende at vi vil anse naturtypene som vesentlig endret. Eksempler på raske, katastrofeaktige endringer er snøras i fjellskråninger som svært raskt kan endre skog til åpen mark.

I NiNs system vil vi betrakte selve naturtypen som opprettholdt selv om dens økologiske egenskaper gjennomgår endringer. Så lenge disse endringene er del av naturtypens naturlige dynamikk, vil vi ikke se dette som en trussel mot naturtypens integritet. Ut fra dette perspektivet gir verken kortsiktige eller langsiktige naturgitte endringer grunnlag for å vurdere naturtypers truethet og dermed heller ikke en relevant tidshorisont for å vurdere truethet.

For kulturmarkstyper, dvs typer som er avhengige av langvarig hevd eller skjøtsel av mennesker for å opprettholde sin karakter, er situasjonen annerledes. Når hevden opphører, vil kulturmarkstypene gjennomgå en suksesjon fra oftest mer eller mindre åpne naturtyper, via en gradvis mer gjengrodd tilstand, til naturmarkstyper preget av et dominerende tre- og ev. busksjikt. Hastigheten til slike suksesjonsendringer vil avhenge av en rekke faktorer: klima, jordsmonn, landskapsstruktur og type naturmark i omgivelsene, samt ev. skjøtsel av arealene. Endring til det vi vil karakterisere som nye, ikke-kulturmarkstyper, kan være så raske som noen få tiår under gunstige naturforhold og ingen hevd, til mer enn 100 år under ugunstige naturforhold og ev. en viss utnyttning av arealene.

Generelt anser vi at menneskelig påvirkning av naturmarkstyper vil skape raskere endringer i disse typene enn påvirkningen fra naturlige faktorer (med unntak av katastrofeliknende naturlig påvirkning). Ulike typer av menneskelig påvirkning vil imidlertid ha ulik hastighet. Menneskets bidrag til endringer av klimaet eller de biogeokjemiske syklusene, ved f.eks. tilførsler av ekstra nitrogen eller svovel, kan gi en gradvis endring i naturtypene som kan ta flere tiår før den er så omfattende at vi anser at naturtypene har vesentlig annerledes tilstand, og ennå lenger før typen kan sies å ha blitt omformet til en annen type. Til gjengjeld kan slike endringer foregå gradvis over store områder og dermed påvirke en stor andel av de aktuelle naturtypene. Menneskers fysiske inngrep i naturen kan derimot ha en hastighet og et omfang som meget raskt (i løpet av timer eller dager) kan omskape arealenheter av natur- eller kulturmark til kunstmark. Omfanget av hvert enkelt slikt inngrep vil oftest være begrenset i areal, men vi har de siste 50 årene erfart at summen av mange slike inngrep over noen tiår kan bli svært omfattende, kanskje spesielt for visse naturtyper som ut fra geografiske eller andre egenskaper ligger utsatt til for slike endringer.

Et tilleggsmoment i vurderingene av hensiktsmessig tidsperiode for å vurdere endringer for naturtyper er de grunnleggende endringene det norske samfunnet har gjennomgått i nyere tid. Selv om mennesker gjennom sin virksomhet alltid har påvirket naturen, er det særlig de siste par hundre årene at denne påvirkningen har skutt fart. Dels har disse endringene sammenheng med utviklingen av jordbruket gjennom 1800-tallet, med en stadig mer systematisk orga-

nisering av jordbruket – det første hamskiftet i jordbruket fra midten av 1800-tallet. Fra ca 1950 kjennetegnes utviklingen ved økende grad av kapitalinnsats og industrialisering i jordbruk, skogbruk og alle deler av næringslivet og ressursutnyttelsen. Dette gir oss tidsperioder på i overkant av henholdsvis 100 år og 50 år med en viss type av omfattende menneskelig påvirkning av naturen.

Som vi har sett, vil både naturgitte og menneskeskapte endringer kunne foregå på kortere (<10 år) og lengre (flere tiår – >100 år) tidsskala, men ikke alle slike endringer vil tilsi at naturtypenes truethet også endrer seg tilsvarende. Et nøkkelspørsmål er hvor ofte vi vil ønske å foreta en ny vurdering av naturtypers truethet og i hvilken grad vi kan forvente å observere eller på annen måte oppdage relevante endringer i naturtypene siden forrige vurdering. I utgangspunktet kan vi anta at vurderinger av naturtypers truethet bør foregå etter omtrent samme tidsintervall som for arter, dvs med ca 10 års mellomrom. Innenfor et slikt tidsrom vil vi trolig kunne observere endringer i mengde (areal) på noen få prosent for de naturtypene som undergår de raskeste endringene i omdanning fra natur- eller kulturmark til kunstmark, dvs naturtyper i nærheten av tettbygde strøk og/eller transportåre. Samtidig vil vi trolig kunne dokumentere endringer i økologisk tilstand for de mest påvirkete naturtypene på et tilsvarende nivå, f.eks. for gjengroing av kulturmark, tap av gammelskog eller forbygning av vassdrag. Anslagene for slike endringer over 10 år vil være beheftet med betydelig usikkerhet, relativt til størrelsen på endringene. For lengre perioder, f.eks. 50 år, vil endringene omfatte flere naturtyper, være mer omfattende og den relative usikkerheten vil være mindre. Vi kan dermed tenke oss at endringer vurdert over en tidsperiode på ca 50 år trolig vil være mer robuste i forhold til en langsiktig trend, men samtidig vil en slik lang tidsperiode vanskelig kunne fange opp ev. forandringer i endringsmønstre. Ut fra dette kan det være hensiktsmessig å legge an en todelt strategi for vurdering av endringer som kan være av betydning for naturtypers truethet: vurdering av langsiktige endringer over ca 50 år suppleres med vurdering av kortsiktige eller pågående endringer over siste 10-årsperiode. Samtidig kan betydelige endringer ha foregått allerede over de siste 100 årene, noe som kanskje bør tas med i vurderingene av relevante naturtyper (selv om datagrunnlaget vil være svakere så langt tilbake).

Et annet spørsmål knytter seg til om endringene bør vurderes for en fast tidsperiode (f.eks. 50 år) eller om de bør sammenlignes mot forholdene ved et gitt årstall (f.eks. 1950). Et fast tidsvindu på 50 år innebærer at ev. endringer vurderes over samme tidsperiode ved hver vurdering, dvs at forandringer i endringshastighet over tid kan være lettere å bedømme. En ulempe kan være at man da må etablere kunnskap om naturtypens utbredelse, mengde og tilstand ved både et start- og et endepunkt for hver vurdering. Ved å bruke et gitt årstall vil man kunne etablere et felles grunnlag for alle senere vurderinger (dvs en operasjonell referansetilstand). Ved fornuftig valg av årstall vil man også kunne knytte en slik referansetilstand til endringsfaser i utviklingen av norsk natur og landskap, som vi har antydnet over trolig er tilfelle for årene omkring 1950. Det er imidlertid viktig å være klar over at valg av et fast årstall, og dermed en operasjonell referansetilstand, implisitt innebærer et normativt valg av sammenlikningsgrunnlag. Dette kan være uheldig ved at det indirekte legger inn et verdielement i truethetsvurderingene.

5 Andre vurderinger av truethet for naturtyper

Mens vurderinger av risiko for utdøing hos arter (rødlistevurderinger) har foregått i flere år og gjennomføres regelmessig i en lang rekke land (Miller et al. 2007), er situasjonen annerledes for naturtyper. En eller annen form for vurdering av naturtyper, biotopyper eller habitattyper som grunnlag for å prioritere tiltak for å bevare typene eller deres økologiske tilstand, har foregått i ulike sammenhenger i flere år. Den mest systematiske tilnærmingen er trolig representert ved EUs Habitatdirektiv⁴ fra 1992 og Vanndirektiv⁵ fra 2000. Her inngår vurdering av ulike naturtypers og økosystemers økologiske kvalitet som et sentralt element i disse direktivenes virkemåte. Dersom utvalgte naturtyper i Habitatdirektivet eller økosystemer i Vanndirektivet ikke oppfyller kravet om henholdsvis gunstig bevaringsstatus og god økologisk status, skal medlemslandene iverksette nødvendige tiltak for å forbedre situasjonen. Disse direktivene inneholder imidlertid ikke noen eksplisitt vurdering av naturtypenes eller økosystemenes risiko for å forsvinne eller for å endre sin fundamentale karakter.

Så langt vi kjenner til, er det bare ganske få eksempler på at naturtyper eller biotopyper er underlagt en systematisk vurdering av risiko for å forsvinne, slik at det er mulig å lage en rødliste for naturtyper (jf **vedlegg 3**). Et av de første initiativene fant sted i Tyskland midt på 1990-tallet, der et opplegg for rødlisting av biotoper ble utviklet og satt i verk (Blab et al. 1995, Riecken et al. 1994). Den tyske rødlista for biotoper kom i sin andre utgave i 2006 (Riecken et al. 2006). Det tyske arbeidet med en biotoprødliste er senere tatt opp i Østerrike (Essl et al. 2002), der svært like tilnærminger er lagt til grunn for å utvikle biotoprødlister for de ulike hovedgruppene av naturtyper. De tyske erfaringene er også lagt til grunn for HELCOMs arbeid med utvikling av en rødliste for biotoper i Østersjøen og tilhørende kystområder (HELCOM 1998). Metodene og erfaringene med de tyske og østerrikske biotoprødlister har også vært utgangspunkt for Finlands arbeid med vurdering av truethet for finske naturtyper, men den finske tilnærmingen er en god del modifisert (Kontula & Raunio 2005).

I det essensielt tyske systemet for vurdering av truethet av biotopyper i Tyskland, Østerrike og for Østersjøen ligger biotopbegrepet nær opp til en tradisjonell og nokså statisk forståelse av naturtyper. Det vil si at man betrakter biotopyper som idealiserte enheter med sterke interne fellestrekk i form av artsinventar og tilhørende miljøforhold. Typologien er hierarkisk, men ikke dynamisk knyttet til underliggende miljøgradienter. Inndelingen i typer kan imidlertid endres etter hvert som den faglige forståelsen av typene utvikler seg. Typologien ligger forholdsvis nær opp til den europeiske EUNIS-typologien for naturtyper (kalt habitattyper i EUNIS⁶). Det finske systemet legger en mer dynamisk forståelse av naturtyper til grunn, der typene kan defineres fleksibelt i forhold til plassering langs dominerende miljøgradienter. Slik sett likner filosofien for den finske typologien på NiNs forståelse av naturtyper, men det finske systemet er ikke like systematisk og detaljert formulert.

Alle disse systemene for truethetsvurdering av naturtyper opererer med kategorier for truethet med likartete trusselnivåer, selv om de varierer i beskrivelsen av ikke-truete kategorier. Truethetskategoriene er nokså ekvivalente til IUCNs kategorier for arter (men symbolene er annerledes). De ulike kategoriene omfatter:

⁴ <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:EN:NOT>

⁵ <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2000:327:0001:0072:EN:PDF>
<http://www.lovdatab.no/ltavd1/filer/sf-20061215-1446.html>

⁶ <http://eunis.eea.europa.eu/>

Truethetskategorier (alle)	Andre kategorier
0 forsvunnet, fullstendig utryddet	4 hensynskrevende (FI) / V føre-var-liste (DE, AT) / P potensielt truet (HELCOM)
1 ekstremt truet	G økende sårbarhet (AT)
2 sterkt truet	5 holdbar (FI) / */- antatt ikke truet nå (DE, AT, HELCOM)
3 sårbar/truet	R sjelden (DE, AT)
	D/? datamangel (DE, AT)
	#/X vurdering ikke meningsfylt (DE, HELCOM)

Kriteriene for å plassere ulike naturtyper i aktuelle truethetskategorier har også visse fellestrekk. For samtlige omfatter kriteriene uttrykk for arealtap og kvalitetsreduksjon (forstått som negativ endring i økologisk tilstand). De finske og østerrikske systemene har dessuten en vurdering av svært sjeldne forekomster som et selvstendig kriterium. De tyske og østerrikske systemene trekker ellers inn noen andre kriterier som ledd i prioritering av typene, men ikke som eksplisitt del av truethetsvurderingen. Disse omfatter evne til regenerering (begge systemer), langvarige og nylige endringsmønstre (Tyskland) og ansvarstyper (Østerrike). Nivåene for kriteriene (for plassering av typer i relevante kategorier) for både arealtap og kvalitetsreduksjon er i all hovedsak kvalitative, men Finland angir kvantitative nivåer for andel arealtap siste 50 år. Tidsperspektivet for endringer er dels tiden siden 1950-tallet, dels siste 100-150 år for mer historiske endringer, gitt at det finnes relevante opplysninger om tilstanden så langt tilbake.

I norsk sammenheng har vi ikke tidligere utviklet noe system for vurdering av truete naturtyper, men Direktoratet for naturforvaltning initierte i 2000 et prosjekt for å vurdere truete vegetasjonstyper (Fremstad & Moen 2001). Enhetene var her vegetasjonstyper, i hovedsak slik disse er beskrevet av Fremstad (1997). Disse enhetene har visse fellestrekk med naturtyper på natursystemnivå (jf NiN BD 2). Kategoriene for truethet av vegetasjonstyper i Fremstad & Moen (2001) følger IUCNs terminologi for arter. Kriteriene for å plassere typer i relevante kategorier er imidlertid lite systematisk spesifisert og i all hovedsak basert på kvalitative ekspertvurderinger av typenes forekomst og utbredelse, ev. endringer i forekomst eller utbredelse, representasjon i verneområder (og dermed beskyttet mot en del påvirkninger), og utsatthet for negative påvirkninger for øvrig. Også i andre land er det sammenstilt vurderinger av truete vegetasjonstyper, bl.a. i Storbritannia (Rodwell & Cooch 1997) og Estland (Paal 1998). I den britiske vurderingen vektlegges særlig plantesamfunnenes sjeldenhet, trusselbildet (inkl. mulighet for restaurering) og verdier knyttet til artsmangfold og sjeldne arter. Blant truethetskriteriene i den estiske vurderingen vektlegges særlig sjeldenhet (dvs liten forekomst), reduksjon i areal siste 2-3 år eller pågående over lengre tid, reduksjon i tilstand, typenes følsomhet for påvirkning og negativ påvirkning, knyttet til naturgitt eller menneskelig påvirkning. I begge disse landene er plassering i de ulike truethetskategoriene i hovedsak basert på kvalitativ ekspertvurdering av de respektive kriteriene, uten angivelse av kvantitative nivåer for kriteriene.

Av andre systemer for vurdering av truethet for naturtyper eller økosystemer vil vi kort trekke fram systemet som er beskrevet av Rodriguez et al. (2007). Dette systemet har direkte fokus på vurdering av truethet, men tilnærmingen er fundamentalt annerledes enn systemene for Tyskland, Østerrike og Finland skissert over. Rodriguez et al. (2007) tar utgangspunkt i enheter av økosystemer definert som avgrensede arealenheter med et visst enhetlig preg av artssammensetning og abiotiske egenskaper – slik disse kan identifiseres ved satellittbaserte data for egenskaper ved arealdekket. Utryddingsrisikoen for slike enheter er knyttet til endringer i det intakte arealdekket, vurdert over tidsrom på ca 30 år. Satellittbaserte data og fokus på egenskaper som kan knyttes til endring i arealdekket er selve grunnlaget for tilnærmingen til Rodriguez et al. (2007). Kategoriene for truethet følger IUCNs kategorier for arter. Kriteriene for å plassere typer i aktuelle kategorier vektlegger fire egenskaper med kvantitative nivåer for tilordning til kategoriene: (1) relativ reduksjon i arealdekket for typen og pågående trussel, (2) rask endring i arealdekket siste 30 år, (3) økt fragmentering (spesifisert ved andel fragmenter <10km² og andel fragmenter >1km til nærmeste nabo), og (4) meget begrenset geografisk utbredelse. Rodriguez et al. (2007) illustrerer bruken av systemet i praksis for utvalgte økosystemer på ulike skalanivåer i Indonesia, Sør-Afrika, Brasil og Venezuela.

Hvis vi sammenlikner disse ulike tilnærmingene til å vurdere truethet for naturtyper med den vi har skissert i kapittel 4, kan vi trekke noen konklusjoner:

- Definisjonene av naturtype (eller biotoptype, økosystemtype) varierer en god del, fra nokså tradisjonelle i Tyskland og Østerrike til mer dynamiske i Finland og hos Rodriguez et al. (2007). Den finske tilnærmingen kan sies å ligge nærmest den vi har lagt til grunn fra NiNs system. Med unntak for den spesielle tilnærmingen til Rodriguez et al., spiller slike forskjeller mindre rolle i praksis. I alle tilfeller identifiseres enheter på noenlunde tilsvarende skalanivå, der sammenliknbare egenskaper kan legges til grunn. De ulike inndelingene vil imidlertid gjøre direkte internasjonale sammenlikninger vanskelige. Økosystemforståelsen til Rodriguez et al. (2007) kan trolig være fruktbar for land og regioner der apriori kunnskap om naturtyper og deres fordeling er svak. Denne tilnærmingen vil imidlertid neppe være i stand til å fange opp de nyansene i naturtyper som vi f.eks. vil ønske å dekke i Norge eller Europa.
- Kategoriene for truethet er i all hovedsak ekvivalente, og tilpasset de viktigste IUCN-kategoriene for arter, selv om termer og symboler varierer mellom systemene.
- Kriteriene som brukes for å plassere naturtyper i relevante kategorier varierer en god del i detaljene, men har klare fellestrekk i hovedelementene knyttet til arealtap, sjeldne typer og kvalitetsreduksjon (med unntak for Rodriguez et al. 2007). Bruken av kriteriene for å plassere typer i relevante kategorier varierer imidlertid, der det finske systemet er formulert mest eksplisitt og kvantitativt. De egenskapene vi har foreslått som relevante for naturtyper knyttet til mengde, endring i mengde og tilstand (jf kap. 4.1-4.4), er slik sett konsistente med de tysk-finsk-østerrikske systemene på et overordnet nivå. Rodriguez et al. (2007) fokuserer også på mengde og endring i mengde, men har et tilleggskriterium for fragmentering som de øvrige systemene ikke har. Dette kriteriet dekker egenskaper ved typenes landskapsfordeling, noe vi også har drøftet i kapittel 4.5.
- De tyske og østerrikske systemene adresserer problemstillinger knyttet til naturtypers resiliens og regenereringsevne (jf kap. 4.6-4.7), men uten at slike egenskaper er inkludert som grunnlag for selve vurderingen av truethet. I stedet vurderes dette som en separat egenskap knyttet til prioritering av tiltak. Vi konkluderer med at slike egenskaper kan være vanskelige å operasjonalisere i et eksplisitt system for vurdering av truethet. Den tyske tilnærmingen med en separat vurdering er derfor kanskje den beste løsningen man kan oppnå for slike egenskaper ved naturtyper.

Som en konklusjon kan vi si at vår tilnærming til et system for vurdering av truethet for norske naturtyper (jf kap. 2-4) er forholdsvis konsistent med de internasjonale systemene som eksplisitt fokuserer på truethet eller rødlisting av naturtyper, biotoptyper eller lignende. Selv om typologiene varierer i sin prinsipielle oppbygging, er enhetene i praksis ikke så ulike. Truethetskategoriene er essensielt de samme og konsistente med IUCNs kategorier for arter (så langt det er meningsfylt). De viktigste egenskapene ved naturtyper som kriteriene dekker, er også felles, selv om vår tilnærming nok er den bredeste, med fokus på mengde, tilstand av typer, så vel som det romlige fordelingsmønsteret av typene (jf kap. 4). Det gjenstår å se om det er hensiktsmessig å ivareta alle disse egenskapene i en operasjonalisering av kriteriene (jf kap. 7).

6 Noen naturtyper med spesielle utfordringer

De aller fleste naturtypene i NiN beskrevet på natursystem- og landskapsdelnivå er naturmarkstyper definert ut fra egenskapene til deres mark- eller bunnsubstrat. For disse vil det i prinsippet være enkelt å spesifisere de ulike naturtypeegenskapene skissert i kapittel 2.2 (mengde, tilstand, utbredelse og landskapsfordeling). For substratfrie livsmedier vil det imidlertid ikke være åpenbart hvordan slike egenskaper skal kunne spesifiseres. For natursystemene vil det være mulig å forestille seg en referansetilstand der menneskers påvirkning er minimal. En slik referansetilstand vil måtte baseres på andre kriterier for kulturmarkssystemer (kulturmarkssystemer har vi valgt å se bort fra i forhold til vurderinger av truethet). Følgelig kan det være nyttig å reflektere over hvordan slike spesielle naturtyper skal kunne fanges opp i truethetsvurderinger basert på den typen egenskaper vi har identifisert så langt.

Substratfrie livsmedier – Frie vannmasser i marine systemer

Problemstillingene knyttet til substratfrie livsmedier, kan illustreres ved livsmediumhovedtypen *M10 Frie vannmasser i marine systemer* (NiN BD 10). NiN karakteriserer dette livsmediet ved følgende karakteristiske økokliner som grunnlag for inndeling i grunntyper:

- 1 Dybderelatert lyssvekking (DL), 2 trinn: eufotisk og afotisk sone
- 2 Vannsirkulasjon: oksygentilgang (VS-A), 2 trinn: kontinuerlig oksygentilgang/tidvis oksygenfri og permanent oksygenfri
- 3 Marin salinitet (SA), 3 trinn: mer eller mindre brakt vann, vann med redusert saltinnhold, normalsaltet vann

Øvrige kilder til variasjon er spesifisert som tilstandsøkoklinene eutrofieringstilstand (EU), miljøgifter og annen forurensning (MG), og fremmedartsinnslag (FA).

Ellers må også den regionale variasjonen ved vannmasstyper og bioklimatisk variasjon trekkes inn for å gi en dekkende beskrivelse av variasjonen for denne typen. Den regionale variasjonen er ikke minst viktig for de variasjonsmønstrene på stor skala som synes å være særlig viktige for å strukturere miljøforhold og artsmangfold i de frie marine vannmassene.

Ved en kombinasjon av de regionale økoklinene og de styrende lokale basisøkoklinene bør det være mulig å gi en funksjonell inndeling i velkjente og markante typer av pelagiske systemer:

- Den norske kyststrøm: lette vannmasser, den minst salte og mest temperaturvariable
- Atlanterhavsstrømmen: jevn og relativt høy temperatur, høyere salinitet enn kyststrømmen
- Polarstrømmen: kalde og tunge vannmasser som synker ned og under de andre vannmassene.
- Fjordvann: en typisk mellomfase, der det ikke er langt fra bunnen på begge sider, men kan være store dyp.

Substratfrie livsmedier som frie vannmasser i marine systemer vil fra naturens side være svært variable i tid og rom, både mht volumet av de ulike vannmassene og deres lokalisering. Gitt at den romlige utstrekningen av de aktuelle regionale økoklinene og de lokale basisøkoklinene lar seg identifisere, vil det være mulig å angi mengde (volum) og geografisk lokalisering for den enkelte naturtypen på et gitt tidspunkt. På grunn av disse vannmasstypenes store naturgitte ustabilitet vil slike volummål ikke være særlig egnet for å angi truethet. Unntaket kan være dersom volumendringene er store og konsistente over tid, mao er uttrykk for en mer permanent endring.

Heller ikke disse vannmasstypenes regionale utbredelse er umiddelbart relevant for å karakterisere truethet for disse typene. Derimot kan endringer i disse vannmasstypenes geografiske fordeling være viktige som grunnlag for å bedømme den regionale betydningen av typenes økologiske tilstand. Naturtypens landskapsfordeling synes ikke meningsfylt for slike substratfrie medier, verken ut fra romlig skala, ustabiliteten i romlig fordeling eller vår manglende mulighet til presis lokalisering av de ulike enhetene av vannmasstypene til enhver tid.

Den mest relevante egenskapen for å bedømme truethet av slike substratfrie livsmedier er naturtypens økologiske tilstand. Denne kan i hovedsak beskrives ved NiNs spesifiserte tilstandsøkolinier og tilstandsrelevant objektinnhold (selv om det siste ikke synes umiddelbart relevant for frie vannmasser). Imidlertid kan det synes som NiNs spesifisering av relevante tilstandsøkolinier for frie marine vannmasser ikke er tilstrekkelig utfyllende. Her vil man trolig også måtte vurdere forureningstilstand (SU), overbeskatning (OB) og ubalanse mellom trofiske nivåer (UB).

Som en konklusjon kan vi si at også substratfrie livsmedier ser ut til å kunne beskrives på en meningsfylt måte i forhold til typeinndeling med NiNs system. Av våre foreslåtte generiske egenskaper for naturtyper er det bare økologisk tilstand som synes relevant for vurdering av truethet. Her kan det være behov for å supplere NiNs forslag til relevante tilstandsøkolinier for de aktuelle livsmediumtypene.

Typer uten veldefinert referansetilstand – Kulturmarkstyper

NiN har spesifisert to natursystemhovedtyper på kulturmark: *T4 kulturmarkseng* og *T5 kystlynghei*. Disse er spesifisert ved følgende karakteristiske økoklinier som grunnlag for inndeling i grunntyper:

T4 Kulturmarkseng

- 1 Engflate-engkant (EE), 2 trinn: engflate og engkant
- 2 Vannmetning av marka (VM-A), 3 trinn: veldrenert mark, fuktmark, våteng
- 3 Kalkinnhold (KA), 4 trinn: moderat kalkfattig, intermedier, kalkrik, kalkmark
- 4 Grunnleggende hevdform (HF), 2 trinn: slått og beite

T5 Kystlynghei

- 1 Vannmetning av marka (VM-A), 2 trinn: veldrenert mark og fuktmark
- 2 Kalkinnhold (KA), 3 trinn: kalkfattig/moderat kalkfattig, intermedier/kalkrik mark, kalkmark

For begge typer er øvrige kilder til variasjon spesifisert som (hovedtypespesifikk variasjon i kursiv):

- Basisøkolinene: *KO kornstørrelse, UF uttøringsfare, og IS-A innstråling, totalt*
- Tilstandsøkolinene: EU eutrofieringstilstand, SU forureningstilstand, KL klimaendringer, MG miljøgifter og annen forurensning, FK ferdsel med tunge kjøretøyer, SE slitasje og slitasjebetinget erosjon, FA fremmedartsinnslag, *BI aktuell bruksintensitet, BF aktuell bruksform, GG gjengroingstilstand, TT tresjiktstetthet, SJ sjiktning, FY foryngelse*
- Objektinnhold: FG fremmede gjenstander, KS kulturspor, *GT svært store (gamle) trær, LT levende tre som huser spesielt livsmedium*

Disse kulturmarkstypene har en tilknytning til mark/bunntyper som bør gjøre det prinsipielt greit å spesifisere de ulike arealene, deres mengde/areal og fordeling geografisk og på landskapsnivå. De ulike kildene til variasjon gir også et bredt grunnlag for å vurdere arealene økologiske tilstand. Her vil det særlig være aktuelt å vurdere tilstand i forhold til bruksintensitet (BI), bruksform (BF) og gjengroingstilstand (GG), samt ev. aspekter ved tresjiktet (TT, SJ, FY). Utfordringen vil særlig bestå i å fastlegge en passende referansetilstand samt nivåer for ulike tilstandsklasser for de viktigste aktuelle tilstandsvariablene. Siden langvarig tradisjonell hevd er en nøkkelfaktor for slike kulturmarkstyper, må en referansetilstand knyttes til en bestemt fase i jordbruksutviklingen og nivå på de ulike tilstandsvariablene. Det er ikke selvsagt hvilken fase dette bør være, og valg av referansetilstand må kanskje knyttes til en vurdering av de verdiene man ønsker å ivareta for disse naturtypene.

Ut fra fordeling av disse kulturmarkstypenes arealenheter langs de regionale økoklinene kan vurderingen av arealene mengde og økologiske tilstand ev. også knyttes til en vurdering av i hvilken grad deres opprinnelig regionale fordeling er ivaretatt, dvs om dette aspektet ved deres økologiske integritet er truet eller ikke.

7 Operativ evaluering av naturtypers truethet

I kapitlene 2-4 har vi drøftet hvordan ulike egenskaper for naturtyper kan ha betydning for å vurdere en naturtypes truethet. Her vil vi forsøke å komme nærmere et sett med operative kriterier for å vurdere de ulike naturtypenes truethet, dvs deres risiko for enten å forsvinne/ut-slettes eller å få endret sin karakter så mye at typen ikke lenger kan sies å forefinnes i akseptabel økologisk tilstand i naturen.

Ved utvikling av slike operative kriterier for å vurdere naturtypers truethet, er det en rekke problemstillinger som må avklares. Noen av disse er diskuterte i noen grad i foregående kapitler, men her må vi ta konkrete valg knyttet til følgende spørsmål:

- Hvilke kvalitative og kvantitative egenskaper ved naturtyper skal trekkes eksplisitt inn i truethetskriteriene?
- Hvordan skal de aktuelle egenskapene representeres? Hva slags kvantitative eller kvalitative variabler eller indikatorer skal brukes for å bedømme i hvilken grad de ulike egenskapene har undergått endringer som overskrider spesifiserte nivåer?
- Hvilke nivåer skal vi sette for de ulike kategoriene av truethet for hver av de aktuelle egenskapene, dvs for de variablene vi har valgt til å representere dem?
- Hvilken tidshorisont skal vi bruke for å bedømme endringer? Skal ev. endringer bedømmes på ulike tidsskalaer, på kort sikt (f.eks. 10 år) og lang sikt (f.eks. 50-100 år) eller som kombinasjon? Skal slike tidsskalaer være felles for alle naturtyper eller knyttes til de ulike naturtypenes naturgitte dynamikk eller responstid, i den grad dette kan spesifiseres med troverdighet? Skal vi bruke faste tidsvinduer eller knytte endringer til et gitt årstall?
- Hvordan skal ev. vurderinger nyanseres ved å legge inn supplerende kriterier?

Merk at vi her antar at de ulike naturtypene kan identifiseres og avgrenses i henhold til en anerkjent typologi, fortrinnsvis basert på NiN-systemet. Vi ser det derfor ikke som aktuelt å drøfte her hvordan vi avgrenser naturtyper som egne typer i forhold til hva som kan regnes som ulike utforminger eller varianter innen en gitt type.

7.1 Forslag til kriterier for å vurdere truethet

I kapittel 4 har vi kort drøftet ulike egenskaper ved naturtyper og i hvilken grad disse kan ha betydning for å vurdere naturtypenes truethet. I operativ sammenheng er det viktig at slike egenskaper både er godt forstått med hensyn til hvordan de bidrar til å bestemme naturtypenes eksistens og karakter, og at slike egenskaper kan kvantifiseres eller vurderes på en konsistent måte. I den videre utviklingen av kriterier for naturtypes truethet har vi lagt følgende vurdering av naturtypenes egenskaper til grunn:

Mengde og endring i mengde inngår som sentrale egenskaper for flere mulige kriterier (jf kap. 3.2: A, B2, C og D). Mengde av en naturtype kan kvantifiseres som antall forekomster eller som naturtypens samlede areal. IUCN har utformet truethetskriterier for arter basert på mengde på tre ulike måter: spesifisert reduksjon i mengde (A), pågående reduksjon og for øvrig fåtallig bestand (C, og med naturtypeareal som mengdemål også B2), samt svært liten forekomst (D). For mange artsgrupper kan det synes som kunnskapsgrunlaget er for svakt til å bruke A-kriteriet, mens det er lettere å bruke C- (ev. B-) kriteriet. Ut fra IUCN-kriteriene for arter, så vel som andre internasjonale truethetsvurderinger for naturtyper, synes det rimelig å skille ut kriterier for henholdsvis spesifisert endring i mengde (A) og liten mengde i seg selv (sjeldenhet; D).

Et eksplisitt kriterium for pågående reduksjon kombinert med forholdsvis liten forekomst (IUCN-kriterium C) vil i første rekke være aktuelt der mengden av en naturtype er spesifisert som antall forekomster (med naturtypens totalareal som mengdemål, vil kriteriet B2 være aktuelt). Kriterium C er imidlertid problematisk å tilpasse for naturtyper, dels fordi fokuset er på reproduserende individer i IUCN-kriteriet (spesielt for C2) og dels fordi C1-kriteriet nokså detaljert spesi-

serer konkret bestandsreduksjon. To muligheter kan tenkes her for naturtyper: (1) C-kriteriet anvendes ikke, men kriteriets fokus på pågående reduksjon fanges opp ved justering av A-kriteriet, ev. ved bruk av B2-kriteriet (med naturtypens totalareal som mengdemål). (2) Alternativt kan en mindre spesifikk versjon av C-kriteriet, med fokus kun på antall forekomster og pågående reduksjon i forekomst, legges til grunn. I utgangspunktet foreslår vi her å gå for alternativ 1, dvs ikke å legge opp til et eget C-kriterium for naturtyper.

Geografisk utbredelse kan ses som et operativt alternativ for mengde. I IUCN-kriteriet B brukes dette til å vurdere størrelsen på utbredelsesområde eller forekomstareal (dvs samlet naturtypeareal i vår sammenheng), under forutsetning om at det pågår en arealreduksjon og/eller -fragmentering. Som supplement til en direkte vurdering av endring i mengde, kan dette også være et hensiktsmessig kriterium for naturtyper. Vi har tidligere (kap. 4.3) diskutert muligheten for å la endring i geografisk utbredelse være et uttrykk for endring i naturtypenes integritet. Slike endringer kan knyttes til endringer i de enkelte arealenhetenes plassering langs de regionale økoklinene. Det kan dermed være aktuelt å formulere kriterier knyttet til endring i utbredelse som omfatter både endring i mengde og endring i naturtypens integritet. Det er imidlertid uklart hvordan trinnene for de ulike truethetskategoriene best kan spesifiseres for et kriterium for naturtypens integritet knyttet til endring i utbredelse.

Økologisk tilstand for de enkelte arealenhetene er en viktig egenskap i forhold til å vurdere truethet for naturtyper. En slik egenskap er også lagt til grunn i de fleste andre systemene som er foreslått (jf kap. 5). Økologisk tilstand er imidlertid ikke en egenskap som eksplisitt er tatt inn i IUCN-kriteriene for arter (bare delvis i A-kriteriet). Selve begrepet er komplekst og kan omfatte en rekke ulike egenskaper ved de enkelte naturtypene. Dersom det skal utvikles et eksplisitt kriterium for slike egenskaper ved naturtyper, må det trolig vurderes på en aggregert og kvalitativ måte. Ved å ta utgangspunkt i NiNs spesifisering av ulike tilstandsvariabler (tilstandsøkolinier, objektinnhold) og nivåer for disse for hver enkelt naturtype kan det imidlertid være mulig å få en konsistent og helhetlig tilnærming til tilstandsvurderingen. Slik spesifisering gjøres også i Vanddirektivet for ulike typer av vannforekomster, men da ut fra andre tilstandsvariabler enn NiN har lagt opp til for tilsvarende naturtyper. Her vil det være behov for å velge én av disse tilnærmingene. Et operativt mål på truethet kan da være å vurdere hvor stor andel av en naturtypes arealenheter, eller andel av det samlede arealet, som ikke har en økologisk tilstand på minst akseptabelt nivå.

Landskapsfordelingen av arealenhetene av den enkelte naturtypen kan ses som uttrykk for ett aspekt ved naturtypens økologiske integritet. Slike aspekter er bare delvis representert for arter, gjennom underkriteriet for fragmentering (under B-kriteriet). Det er mange mulige egenskaper ved landskapsfordelingen som kan være relevante for å vurdere naturtypers truethet. Imidlertid vil graden av fragmentering være av de mest sentrale og anerkjente i en bevaringssammenheng. Dette er også reflektert i forslaget til truethetskriterier fra Rodriguez et al. (2007) (kap. 5). Her må i tilfelle naturtypenes ulike romlige skala tas hensyn til. Dette kan gjøres ved å legge NiNs spesifisering av kartleggingsskala for de ulike naturtypene til grunn. Dette kan fungere for nivåene natursystem og landskapsdel, mens det for aktuelle livsmedier nok må spesifiseres eksplisitt for hver type livsmedium. Vi vil forsøke å ta inn fragmentering som et eksplisitt kriterium for å vurdere naturtypers truethet. Denne egenskapen ved landskapsfordelingen kan operasjonaliseres omtrent slik Rodriguez et al. (2007) har foreslått, dvs som en kombinasjon av størrelse på og avstand mellom arealenhetene.

Resiliens og regenereringsevne for naturtyper er (som diskutert i kap. 4.6 og 4.7) potensielt viktige egenskaper i forhold til å bedømme om en naturtype vil ha god evne til å møte ytre påvirkninger. Det er imidlertid ikke åpenbart hvordan slike egenskaper skal representeres i vurderinger av naturtypers truethet. En mulighet vil være å angi et aggregert og kvalitativt nivå på slike egenskaper, men kunnskapene om naturtypenes resiliens og regenereringsevne er trolig i svakeste laget for å gjøre dette konsistent. Vi foreslår følgelig ikke noe eksplisitt kriterium knyttet til naturtypenes resiliens og regenereringsevne her. Det kan imidlertid være mulig å knytte egenskaper som regenereringsevne eller resiliens til vurderingen av økologisk tilstand, slik at

det settes skarpere krav til naturtyper som har stor grad av resiliens eller god regenereringsevne. Vi vil ellers tro at eksperter som vurderer truethet knyttet til økologisk tilstand, sannsynligvis vil ta naturtypenes resiliens (og kanskje deres spontane regenereringsevne) med i vurderingen. Det kan uansett være verdt å forsøke å angi slike egenskaper for de ulike naturtypene som skal vurderes i framtida. Slike vurderinger kan også trekkes inn i vurderinger av trusselfaktorene, som del av grunnlaget for å vurdere en ev. videre negativ utvikling.

Kvantitativ analyse av arters truethet, basert på populasjonsmodeller (IUCNs E-kriterium), er i praksis ikke brukt i rødlistevurdering for arter i Norge. Det synes heller ikke særlig sannsynlig at vi vil ha tilgjengelig kunnskap om naturtypenes dynamikk eller data for å underbygge slik kunnskap i overskuelig framtid. Vi vil derfor ikke foreslå et slikt kriterium for naturtyper.

Andel i verneområder. Dersom en stor andel av forekomstene ligger i verneområder, vil disse være beskyttet mot en rekke typer inngrep, men ikke mot brede og regionale påvirkninger som klimaendringer og langtransporterte forurensninger. Det er neppe hensiktsmessig å legge et slikt kriterium eksplisitt til grunn for vurderingen av truethet. Det kan imidlertid trekkes inn i en vurdering av trusselfaktorene, dvs som en del grunnlaget for å vurdere om en videre negativ utvikling vil finne sted.

Tidsramme for vurderingene: Endringer i mengde, utbredelse eller tilstand er sentrale faktorer å vurdere for naturtypers truethet. Dette reiser spørsmålet om hvilken tidsperiode som bør legges til grunn for å bedømme slike endringer. I kapittel 4.8 har vi drøftet hva slags typer endringsmønstre som ulike naturtyper kan tenkes å gjennomgå og hva slags konsekvenser dette kan ha for den tidsperioden som er interessant i vurderinger av truethet for naturtyper. Ut fra denne drøftingen kan vi legge tre ulike tidsperspektiver til grunn. Det kan være grunn til å trekke inn alle tre perspektivene i en vurdering av endringer som påvirker naturtypers truethet.

- *Endringer i nyere tid (langsiktig trend):* Dette kan gjelde endringer som særlig har skapt naturtypenes mengde, tilstand og landskapsfordeling i dag. For de fleste naturtypene kan dette dreie seg om perioden siden ca 1950, dvs de siste 50-60 årene.
- *Pågående endringer:* Her er vi opptatt av endringene som virker i dag og som sannsynligvis vil fortsette i nær framtid. Dette kan dreie seg om de siste 10 årene, og tilsvarende 10 år inn i framtida. Slike pågående endringer kan gi grunnlag for å bedømme om mer langsiktige endringer fremdeles pågår eller om de er i ferd med å avta eller skifte retning.
- *Tidligere endringer:* Mange naturtyper kan fremdeles være preget av endringer med opphav lenger tilbake i tid enn de siste ca 50 årene, f.eks. tilbake til endringene i jordbruk og industri for mer enn 100 år siden. Slike endringer kan gi grunnlag for å modifisere betydningen av endringer de siste tiårene.

Ut fra ovenstående argumentasjon vil vi foreslå at kriteriene kan knyttes til naturtypers mengde, tilstand, utbredelse og landskapsfordeling slik dette framgår av **tabell 5**. Her er de kvantitative nivåene tilpasset tilsvarende nivåer for IUCNs kriterier for arter og til det tilsvarende finske kriteriesettet for naturtyper, der dette virker særlig relevant. Ellers må disse nivåene betraktes som en første tilnærming, der erfaring med konkrete truethetsvurderinger trolig vil medføre behov for justeringer. Vi legger i første omgang opp til at trender i endringer vurderes for et fast tidsvindu på 50 år. Dette representerer et fullt sett med kriterier som vi mener kan brukes for å vurdere naturtypenes truethet. I praksis kan det være hensiktsmessig å snevre dette noe inn, ut fra kunnskapsnivå, datatilgang og mer prinsipielle vurderinger (jf anbefalingene i kap. 9).

Av de ulike kriteriene i **tabell 5** vil kriteriene 1.0-1.2 og 4.0 i prinsippet kunne baseres på kvantitative mål for endringer i arealet av de ulike typene. Vi vil imidlertid ikke ha gode nok tilgjengelige data for arealstatus av naturtypene tilbake tid (knappt i nåtid), slik at kriteriene 1.0-1.3 nok i stor grad må baseres på ekspertvurdering i første omgang. Siden kriterium 4.0 i hovedsak er en vurdering av dagens arealstatus, vil dette kriteriet lettere kunne belegges med kvantitative data.

Tabell 5 Oversikt over kriterier for å vurdere truethet av naturtyper. – Overview of criteria for assessment of threat status for nature types.

Egenskap <i>Properties</i>	Indikator <i>Indicator</i>	Truethetskategori/ <i>Threat category</i>			
		CR	EN	VU	NT
1.0: Mengde-reduksjon, arealtap, reduksjon i utbredelse	Reduksjon i samlet areal eller i utbredelsesområde siste 50 år	>80% >90%	50%-80% 70%-90%	20%-50% 50%-70%	<20% 25%-50%
1.1: arealendring siste 10 år som sannsynligvis fortsetter	Endring i samlet areal siste 10 år og prognose eller mistanke omfortsatt endring inn i framtida	<ul style="list-style-type: none"> Tidligere observert nedgang tydelig langsommere siste 10 år eller forventes å bli langsommere: reduksjon med 1 trinn Tidligere observert nedgang er snudd til oppgang siste 10 år eller forventes å bli positiv: reduksjon med 2 trinn Negativ utvikling eller akselerert negative utvikling siste 10 år: økning med 1 trinn 			
1.2: arealendring foregående 50-årsperiode	Endring i samlet areal eller utbredelsesområde i foregående 50-årsperiode	<ul style="list-style-type: none"> Betydelig nedgang i foregående 50-årsperiode: øk truethetskategorien med 1 trinn 			
1.3: sjeldne/ vanlige typer	Sjeldenhetsindikator ¹	<ul style="list-style-type: none"> Sjeldne typer: økning med 1 trinn Vanlige typer: reduksjon med 1 trinn 			
2.0: Utbredelse, med fragmentering & pågående reduksjon	Utbredelsesområde	<10km ² 1 lok	<500km ² <5 lok	<2000km ² <10 lok	<4000km ² <20 lok
3.0: Utbredelse, for trinn i regionale økokliner	Redusert opprinnelig dekning av ulike trinn i regionale økokliner	<5% av opprinnelig dekning	5-10% av opprinnelig dekning	10-20% av opprinnelig dekning	20-40% av opprinnelig dekning
4.0: Svært liten forekomst	Antall forekomster eller samlet areal (samlet totalareal)	1 arealenhet <5km ²	2-3 arealenheter <5km ² (5-15km ²)	4-10 arealenheter <5km ² (15-50km ²)	11-20 arealenheter <5km ² (50-100km ²)
5.0: Tilstandsreduksjon	Vurdering av tilstandsendring for NiNs tilstandsvariabler siste 50 år, vurdert for andel mengde/ lokaliteter i akseptabel tilstand	Ekstrem reduksjon (>80%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Meget sterk reduksjon (50%-80%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Sterk reduksjon (20%-50%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Nokså sterk reduksjon (<20%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand
5.1: Tilstandsendring siste 10 år	Tilstandsendring siste 10 år og prognose eller mistanke omfortsatt endring inn i framtida	<ul style="list-style-type: none"> Tidligere observert negativ utvikling tydelig langsommere siste 10 år eller forventes å bli langsommere: reduksjon med 1 trinn Tidligere observert negativ utvikling er snudd til positiv siste 10 år eller forventes å bli positiv: reduksjon med 2 trinn Negativ utvikling eller akselerert negative utvikling siste 10 år: økning med 1 trinn 			
5.2: Tilstandsreduksjon foregående 50-årsperiode	Tilstandsendring negativ i foregående 50-årsperiode	<ul style="list-style-type: none"> Betydelig tilstandsreduksjon i foregående 50-årsperiode: øk truethetskategorien med 1 trinn 			
5.3: sjeldne/ vanlige typer	Sjeldenhetsindikator ¹	<ul style="list-style-type: none"> Sjeldne typer: økning med 1 trinn Vanlige typer: reduksjon med 1 trinn 			
5.4: Resiliente eller lett regenererbare typer		<ul style="list-style-type: none"> Resiliente eller lett regenererbare typer kan lettere bringes tilbake etter negative endringer: reduksjon med 1 trinn 			
6.0: Landskapsfordeling: fragmentering	Fragmentering: andel små (<1km ²) og andel isolerte (>10km fra nærmeste nabo) forekomster	>90% av fragmenter <1km ² & >90% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo	>90% av fragmenter <1km ² & >70% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo eller >70% av fragmenter <1km ² & >90% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo	>90% av fragmenter <1km ² & >30% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo eller >70% av fragmenter <1km ² & >70% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo eller >30% av fragmenter <1km ² & >90% av fragmenter >10km fra nærmeste nabo	

¹ En indikator for sjeldenhet må trolig utprøves i praksis og muligens tilpasses ulike naturtyper. I utgangspunktet kan kriteriet baseres på kjent eller anslått frekvens i 10x10km-ruter, f.eks. ved å angi typer med forekomst i <2% av rutene som sjeldne.

Kriteriene 2.0 og 3.0 kan dels baseres på kvantitative mål på utbredelse når vi har gjennomført en rimelig grad av kartlegging av naturtypene. Foreløpig må imidlertid disse kriteriene baseres på ekspertvurderinger og mer tilfeldig kunnskap om naturtypenes nåværende og tidligere utbredelse.

Ved å knytte vurderingen av akseptabel økologisk tilstand til NiNs trinn for tilstandsvariabler, vil kriterium 5.0-5.2 også i prinsippet kunne baseres på kvantitative data, dvs andel av arealet eller antall forekomster med god tilstand. Men som for kriteriene 1.0-1.2, vil vi heller ikke her ha presise nok historiske data (knappt nok i nåtid), slik at hele kriteriesettet 5.0-5.4 i all hovedsak må baseres på ekspertvurdering i første omgang.

Kriterium 6.0 vil trolig være vanskelig å anvende direkte før betydelig bedre data om naturtypenes fordeling på arealenheter er tilgjengelig, og vi har en langt bedre forståelse av relevant romlig skala for de ulike naturtypene. Det er dermed neppe realistisk å anvende dette kriteriet foreløpig.

7.2 Ikke truede naturtyper

Ikke alle naturtyper vil kunne vurderes i forhold til truethet, og av de som kan vurderes, vil antagelig mange ikke bli vurdert som truet. I **tabell 4** har vi antydnet hvordan slike kategorier av naturtyper kan beskrives, som en parallell til tilsvarende kategorier for arter i IUCN-systemet. Disse beskrivelsene synes fullt ut dekkende også i lys av den foregående diskusjonen av ulike egenskaper for naturtyper og hvordan disse kan formuleres som kriterier for å vurdere truethet. Her skal vi bare reflektere over noen aspekter ved disse kategoriene for naturtyper.

- *Datamangel (DD)* angis for en naturtype når ingen vurdering av risiko kan gjøres på grunn av manglende data eller annen informasjon, men der typen i utgangspunktet er veldefinert og egnet for vurdering om datagrunnlaget var tilstrekkelig. Spesielt i en første fase med vurderinger av truethet for naturtyper, der datamangelen nok kan være et betydelig problem, vil en god del naturtyper kunne plasseres i denne kategorien.
- *Økologisk tilfredsstillende (LC)* (Livskraftig/Least Concern for arter) angis for en naturtype når den ikke oppfyller noen av kriteriene for kategoriene CR, EN, VU eller NT, og ikke er satt til kategoriene DD, NA eller NE. Begrepet *økologisk tilfredsstillende* kan forstås slik at arealet av naturtypen ikke er vesentlig redusert i løpet av vurderingsperioden, at en vesentlig del av naturtypeobjektene har meget god eller god økologisk tilstand, samt at naturtypen forekommer i tilstrekkelig mengde og bredde i utbredelse til å motstå ev. ytre påvirkninger uten å risikere vesentlige endringer i typens naturgitte forekomst og karakter (eller langsiktige menneskeskapt forekomst og karakter for kulturmark).
- *Ikke vurdert (NE)* brukes for en naturtype når det ikke er gjort noen truethetsvurdering for naturtypen. Dette kan for eksempel skyldes dårlig utredet klassifikasjonstilhørighet, svært dårlig kunnskapsgrunnlag eller mangel på tilgjengelig kompetanse. For en del av NiNs naturtyper kan en slik plassering være aktuell så lenge operative kriterier for gjenkjenning og avgrensning av typene ikke er testet ut i felt.
- *Ikke egnet (NA)* vil brukes for en naturtype når den ikke skal bedømmes på nasjonalt nivå. Dette vil her i hovedsak gjelde for naturtyper på kunstmark.

Når det gjelder kategorisering av naturtyper som tidligere eksisterte i landet, men ikke lenger finnes (eller ikke er påvist i nyere tid), så har vi i kapittel 3 antydnet at en slik kategorisering trolig ikke er spesielt interessant for naturtyper. Dels skyldes dette at vi knapt kjenner til slike typer, og dels at det kanskje ikke er så interessant fra et forvaltningsperspektiv. Det bør imidlertid ikke være prinsipielle problemer med å anvende slike kategoribetegnelser, tilsvarende de man bruker for arter.

7.3 Viktige påvirkningsfaktorer

Som del av vurderingene av truethet vil det ofte være nødvendig å vurdere om de faktorene som kan påvirke endringer i naturtypene, fremdeles virker eller om de har opphørt. I slik sammenheng vil det være nødvendig å vurdere hva slags faktorer som utgjør de viktigste påvirkningene. I vurderinger av truethet vil det dessuten også være interessant å vurdere slike faktorer som grunnlag for ev. tiltak for å endre en negativ utvikling. Det vil føre for langt å diskutere slike påvirkningsfaktorer i stor detalj her. Det er først ved en gjennomgang av de enkelte naturtypene at en tilstrekkelig konkret vurdering av påvirkningsfaktorer kan gjøres. Artsdatabanken har dessuten alt laget en oversikt over ulike påvirkningsfaktorer for arter (Ødegaard et al. 2005, jf også Artsdatabanken 2009), og denne bør kunne tilpasses for naturtyper. Vi kan imidlertid gi noen generelle betraktninger om ulike typer av påvirkningsfaktorer.

Påvirkningsfaktorer som kan utgjøre mulig trussel mot naturtyper, kan deles opp i følgende hovedgrupper:

- Arealbruksendringer og arealinngrep
- Forurensninger
- Klimaendringer
- Invaderende arter
- Ikke bærekraftig høsting av arter (ikke bærekraftig høsting av naturtyper vil falle inn under arealbruksendringer)

Arealbruksendringer og inngrep er allment anerkjent for å være den mest omfattende trusselen mot biologisk mangfold generelt (Sala et al. 2000, MEA 2005). Det er åpenbart at menneskelige inngrep i naturen vil kunne føre til en rask endring i de naturtypene som blir berørt, både som følge av direkte omforming av naturtypene til andre typer (oftest kunstmark) og til en omfattende endring av typenes økologiske tilstand. Der inngrep har et stort omfang som enkelttiltak eller som summen av mange mindre tiltak, vil en rask negativ utvikling kunne finne sted. I de siste 50 årene har ulike inngrep særlig endret naturtyper langs kysten, nær tettsteder og i og ved vassdrag og våtmark i forbindelse med utbygging av boliger, industri og infrastruktur for transport og energiproduksjon. Ellers er det særlig arealbruksendringer knyttet til jordbruk og skogbruk som har et svært stort arealomfang og samtidig betydelige effekter på deler av det biologiske mangfoldet. Slike endringer vil særlig påvirke naturtypenes økologiske tilstand, men kan også ødelegge eller fjerne enkelte livsmedier (f.eks. død ved og gamle trær). For kulturmarkstyper vil særlig opphør av langvarig hevd eller intensivt bruk føre til omforming til andre naturtyper (av hhv naturmark og kunstmark) etter kortere eller lengre tid.

Klimaendringer er generelt ansett for å være blant de viktigste framtidige truslene mot biologisk mangfold (jf Framstad et al. 2006 og henvisninger i denne). Klimaendringer vil særlig ha betydning for naturtypenes økologiske tilstand. Selv om endringene i klimaet kan oppfattes som forholdsviss raske, vil det trolig likevel ta en viss tid før endringene i naturtypenes tilstand blir så omfattende at endringene vil bli oppfattet som en klar trussel mot naturtypene. Unntaket her kan være naturtyper som er særlig utsatt for endringer ved slike klimaendringer, slik som typer knyttet til endringer i hydrologien (vassdrag og våtmark) og typer avhengig av et kaldt klima (palsmyrer, breer).

Forurensninger vil dels virke gjennom endringer i biogeokjemiske sykluser, spesielt for nitrogen (eutrofiering og dels forsuring) og svovel (forsuring). Mens forsuringseffekter trolig er mindre akutte nå enn i foregående tiårsperioder, vil eutrofiering gradvis påvirke naturtyper over store arealer i stadig større grad. Slike faktorer vil i all hovedsak virke ved å endre naturtypenes økologiske tilstand. Miljøgifter kan påvirke naturtyper indirekte gjennom sin virkning på karakteristiske arter eller gjennom endringer i reguleringen av viktige økosystemprosesser.

Invaderende arter og i noen grad *ikke bærekraftig høsting av arter* vil påvirke naturtypenes økologiske tilstand. Invaderende arter er ansett for å være en viktig trussel mot det biologiske mangfoldet i mange regioner og økosystemer, mens ikke bærekraftig høsting nå trolig er et

marginalt problem. Effektene av invaderende arter vil forsterkes av samvirkning med arealbruksendringer, inngrep, eutrofiering og klimaendringer. Det er særlig naturtyper som er utsatt for endringer på grunn av disse andre faktorene som også vil være truet av invaderende arter.

7.4 Usikkerhet

Usikkerhet i kvantitative mål

All innsamling av data fra naturen representerer et utvalg av informasjon fra den virkelige verden. Dette utvalget kan være mer eller mindre representativt, og dataene vil være beheftet med usikkerhet. Vi vil ønske at dataene er samlet inn på en slik måte at ev. estimater av antall arealenheter, deres areal, lokalisering og tilstand for de enkelte naturtypene vil være forventningsrette og med angitt presisjon, dvs at de er representative og har uttrykk for sannsynlig feil i estimatet. Dette krever at dataene er innsamlet på en statistisk holdbar måte, noe som setter store krav til framtidige opplegg for kartlegging og overvåking av arealdekket og naturtypene. For eksisterende kartlegginger av spesielle naturtyper (f.eks. DN's kartlegging av verdifulle naturtyper i kommunene, verneregistreringer etc) er de statistiske kravene til representativitet ikke oppfylt. I tillegg er den arealmessige dekning svært ujamn. Dermed er det stor usikkerhet knyttet til forekomst (utbredelse og areal) av de fleste naturtyper i Norge (jf Gaarder et al. 2007).

Det er spesielle utfordringer knyttet til å dokumentere nøyaktighet og presisjon for arealdata. Selve kartleggingen med identifikasjon av de ulike naturtypene og avgrensningen av de enkelte arealenheter medfører annen type usikkerhet enn usikkerhet ved estimering av verdier for enkeltvariabler. Det er behov for uttesting av usikkerhet ved kartlegging etter NiN-systemet. Det er løpende behov for bedring av presisjonen i arealavgrensningene ved å utvikle og presisere beskrivelser og avgrensningskriterier mellom hoved- og grunntyper i NiN. Deler av slikt arbeid er planlagt i forbindelse med feltuttesting i 2010.

Usikkerhet i ekspertvurderinger

I mange tilfeller vil datagrunnlaget for å vurdere naturtypers truetet være mangelfullt, spesielt i en tidlig fase av slike vurderinger. Da vil det være aktuelt å basere vurderingene på eksperter mer kvalitative anslag for naturtypenes mengde, fordeling og tilstand. Selv om utvalget av eksperter til slike vurderinger gjøres med stor omhu i forhold til ekspertenes erfaring med de aktuelle naturtypene, vil ekspertenes kunnskap, erfaring og evne til å gi velfunderte kvalitative vurderinger variere. Det er da viktig å gjøre vurderingene mest mulig sammenliknbare og standardiserte. Dette kan best oppnås ved å gi ekspertene klare kriterier og forutsetninger for vurderingene, samt så langt mulig å bruke semikvantitative scoringssystemer. Ved å bruke tilstrekkelig mange eksperter til å vurdere de ulike naturtypene, samt å behandle deres vurderinger mest mulig uavhengig, kan det være mulig å angi en gjennomsnittlig vurdering med en beregnet feilmargin for de ulike anslagene. Dette vil gi et mer robust grunnlag for å vurdere utviklingen i de ulike egenskapene for naturtypene enn én samlet vurdering fra en gruppe eksperter med mål om å oppnå konsensus.

Mørketall

Vi kan gå ut fra at vi i de fleste tilfellene ikke har full oversikt over alle forekomster (arealenheter) av de ulike naturtypene. Eksperter på naturtypene kan ha foretatt undersøkelser som belyser hvor stor andel av de faktiske forekomstene som er kjent i en viss region, eller de kan være i stand til å anslå omtrent hvor stor en slik andel kan være. Det vil da være mulig å angi et anslag for det såkalte *mørketallet*, dvs forholdstallet mellom antall faktiske forekomster (eller deres areal) og antall kjente forekomster av naturtypen. Ved å multiplisere antall kjente forekomster med mørketallet, får vi et anslag for det faktiske antallet forekomster. Der statistisk holdbare undersøkelser ligger til grunn for å estimere mørketallet, vil det være mulig å angi presisjonen (dvs standardavviket) for dette tallet. Uten slike statistisk holdbare estimater vil bruk av mørketall være beheftet med en usikkerhet vi ikke kan vurdere størrelsen av.

8 Kunnskapsnivået for naturtyper

En vurdering av truethet for de aktuelle naturtypene i NiNs system (natursystemtyper, utvalgte livsmedier og landskapsdeler) for de ulike egenskapene ved naturtyper som diskutert i kapitlene 4.1-4.6, forutsetter kunnskap om naturtypenes forekomst, areal og økologiske tilstand, så vel som de påvirkningsfaktorene som kan true dem. Det er fremdeles et godt stykke igjen før slik kunnskap og data om naturtypene er tilstrekkelig for en presis vurdering av de ulike naturtypenes truethet.

Forståelse av naturtyper

Det finnes flere etablerte systemer for å beskrive naturtyper. NiN er nå ferdig beskrevet, men det gjenstår å avklare hvilke utfordringer vi har i forhold til typenes definisjon og avgrensning i praktisk bruk. I NiN BD 3 beskrives de ulike naturtypene, med angitt nivå for kunnskapsstatus knyttet til kunnskap som kreves for grunnleggende forståelse og beskrivelse av hver enkelt type. Det er trolig en del uavklarte problemer knyttet til å identifisere og avgrense typene i felt og/eller ved hjelp av fjernmålingsteknikker. I første omgang vil det være viktig å sammenstille eksisterende kunnskap om naturtyper knyttet til NiNs rammeverk (jf **figur 2**). Det er trolig også behov for å utvikle en mer grunnleggende forståelse av disse typenes karakter og dynamikk ut fra de beskrivelsene som NiN har lagt til grunn. Selv om NiN-typene skal kunne knyttes til typer beskrevet i veletablerte eksisterende systemer, er det ikke opplagt at en forståelse av disse typene uten videre kan overføres til NiNs inndeling av typer. Det er et klart behov for utvikling av en praktisk forståelse av naturtyper for NiNs ulike nivåer (med ulike kilder til variasjon) i de fagmiljøene som kommer til å arbeide med vurderinger av truethet, så vel som med kartlegging og overvåking av naturtyper.

Mengde, utbredelse, landskapsfordeling

Det finnes ingen landsdekkende eller arealrepresentativ kartlegging av alle naturtyper i Norge på spesifisert tematisk og romlig skalnivå. Det finnes en del fragmentert og heterogen informasjon for en del ulike typer (avhengig av typeinndeling; jf DN's naturtypekartlegging i kommunene, en del skogtypekartlegging o.a.). Unntaket er NORUTs landsdekkende satellittbaserte vegetasjonskart (Johansen 2009), men her er relevant tematisk oppløsning og romlig nøyaktighet ikke særlig egnet for å beskrive truede naturtyper. For noen typer kan eksisterende data gi grunnlag for å anslå mengde og utbredelse. Det er stort behov for å sammenstille slike data i tematisk og geografisk mest mulig dekkende naturtypekart. Kunnskap om geografisk fordeling basert på ekspertkunnskap kan også brukes til å anslå utbredelse/endring for noen typer. Slik ekspertkunnskap kan bl.a. knyttes til kunnskap om typenes tilknytning til økologiske gradienter og hvordan disse er fordelt. En forbedring av dagens system for å få fram god arealstatistikk for å kunne beregne mengden av relevante naturtyper vil imidlertid være viktig for å få på plass et helt sentralt element i kriteriesettet for vurdering av naturtypers truethet. I denne sammenhengen er det essensielt at kart og arealdata for naturtyper kan knyttes til spesifikke tidspunkter/perioder, slik at det blir mulig å vurdere endringer i naturtypenes arealer over tid.

Tilstand

Selv om NiNs tilstandsøkokliner representerer et viktig begrepsapparat for å beskrive naturtypenes økologiske tilstand, gjenstår fremdeles mye arbeid med å gjøre disse økoklinene operasjonelle i praktisk bruk. Slik operasjonalisering er bl.a. påkrevet for karakterisering i felt eller for bruk som kriterium ved vurdering av truethet. Det fins heller ingen systematisk kartlegging av relevante økologiske tilstandsvariabler for alle aktuelle naturtyper, kun for utvalgte typer og i forhold til noen spesielle egenskaper. Eksempler på dette finnes for skog (treslag, alder, MiS etc) og for ferskvann (Vanndirektivets kriterier og en del andre indikatorer). Deler av denne informasjonen gir grunnlag for overvåking. Ellers finnes nok en del ekspertkunnskap om den økologiske tilstanden for flere aktuelle typer. Dette kan være nok til å gi en generell vurdering av tilstanden og utviklingen i denne for slike typer.

Resiliens, evne til regenerering

Vi har nok en viss generell eller pragmatisk forståelse av resiliens for en del naturtyper, men dette foreligger ikke som systematisk kunnskap. Kanskje er slik generell forståelse best utviklet for kulturmark. Derimot er det nok vanskelig å operasjonalisere slik forståelse i kvantitative termer. Evne til regenerering er ikke systematisk vurdert for de fleste naturtypene, kun for noen ganske få, bl.a. for typer som regelmessig har vært underkastet manipulasjon av mennesker. Ny kunnskap i restaureringsøkologi kan gi et bedre grunnlag for å vurdere potensialet for evne til regenerering under ulike økologiske forhold mer generelt. Et fokus på resiliens og regenereringsevne som egenskaper ved naturtypene, f.eks. i forbindelse med vurdering av truethet, kan bidra til at eksisterende kunnskap om slike egenskaper blir mer systematisk vurdert og sammenstilt.

Trusler mot naturtypene

En del oversikter over trusler mot artsmangfoldet er laget i forbindelse med rødlistearbeidet, noe som også kan være relevant for naturtyper (jf artshabitater; Ødegaard et al. 2005, Artsdatabanken 2009). Også NiNs arbeid med tilstandsvariabler vil være relevant her. Kunnskapene er ellers trolig mest kvalitative, dvs det er lite kunnskap om dose-respons-sammenhenger for påvirkningsfaktorer og deres effekter på naturtypenes ulike egenskaper (bl.a. knyttet til deres integritet). Bedre kunnskaper om kvantitative effekter (dose-respons) og underliggende mekanismer for ulike påvirkningsfaktorens virkninger vil være et viktig grunnlag for å gjøre vurderinger av truethet for naturtyper (og arter) mer presise og robuste.

Integritet

Selve begrepet økologisk integritet er kun forstått i generelle, kvalitative termer. Det er langt igjen før vi kan spesifisere hvilke kvantitative egenskaper som kan avvike hvor mye fra en gitt referansetilstand uten å gå ut over naturtypens integritet. Begrepet er kanskje for komplekst og variabelt mellom ulike naturtyper til å fungere som noe annet enn et idealisert uttrykk for ivaretagelse av naturtypers (egentlig økosystemers) grunnleggende egenskaper.

9 Konklusjoner og anbefalinger

Konklusjoner

Ut fra gjennomgangen av NiNs system for naturtyper, egenskaper som kan være relevante for å vurdere truethet for naturtyper, hva som er gjort av annen relevant kriterieutvikling og vårt forslag til kriterier for truethet av naturtyper kan vi trekke noen konklusjoner:

- Det er mulig å gjennomføre en truethetsvurdering av naturtyper basert på NiN-systemet. Truethetsvurderingene bør imidlertid ikke benyttes for naturtyper på kunstmark.
- Som viktigste nivå for truethetsvurdering anbefales natursystemer i NiNs system (NiN BD 5), supplert med utvalgte typer på livsmediumnivå og enkelte på landskapsdelnivå.
- For enkelte natursystemer kan det være behov for å gå lenger ned i hierarkiet enn grunntypene, til enheter som foreløpig ikke er eksplisitt definert som typer, men som er karakterisert ved ulike kilder til variasjon. Dette vil f.eks. kunne være nødvendig for fastmarksskogsmark som omfatter en lang rekke tradisjonelle naturtyper kjennetegnet ved dominerende eller karakteristiske treslag.
- Det er ønskelig og mulig å dele truethetsgraden inn i tilsvarende kategorier som IUCN har gjort for arter, med noe tilpasning av termer og beskrivelser.
- Kriteriesettet for arter har stor overføringsverdi når det gjelder vurderinger av naturtypers areal og utbredelse.
- Det er en nedre grense for opprettholdelse av økosystemfunksjoner og -prosesser, og naturtypers truethet bør derfor i prinsippet også vurderes i forhold til typenes økologiske tilstand og deres landskapsfordeling.
- Mengden av naturtyper bør i de fleste tilfeller baseres på areal (ev. som volum for substratfrie livsmedier som åpne vannmasser). Naturtyper som naturlig forekommer som små arealer kan imidlertid heller angis med antall arealenheter eller forekomster (<math><100\text{ m}^2</math>).
- Følgende kriterier er vurdert som relevante for truethetsvurdering av naturtyper og foreslås lagt til grunn for kriteriene:
 - Endring i mengde (areal eller antall)
 - Begrenset geografisk utbredelse
 - Sjeldenhet, dvs svært liten forekomst
 - Endring i andel av naturtypens forekomst som er i akseptabel økologisk tilstand
 - Fordeling av naturtypen i landskapet, dvs mål på fragmentering
- Der det er mulig å vurdere naturtypers truethet etter mer enn ett kriterium, legges det kriteriet med strengest krav til grunn for plasseringen i truethetskategori (slik som for truethetsvurdering av arter).

Samlet vurdering av naturtyper

Ut fra disse konklusjonene anbefaler vi at en vurdering av truethet for naturtyper i første omgang baseres på kriteriene i **tabell 6**. Disse kriteriene er basert på vurdering av

- endringer i naturtypens mengde siste 50 år, modifisert i forhold til utviklingen siste 10 år
- om naturtypen er svært sjelden (få forekomster eller lite areal)
- om naturtypen har begrenset utbredelse og det er pågående reduksjon eller fragmentering i utbredelsen
- endringer i andelen av naturtypens forekomst (areal, antall) som ikke er i minst god økologiske tilstand, siste 50 år, modifisert i forhold til utviklingen siste 10 år

Av disse er kriteriene knyttet til mengde og utbredelse trolig enklest å operasjonalisere, mens sjeldenhet vurderes som noe vanskeligere. Økologisk tilstand trenger en operativ forankring til NiNs tilstandsvariabler for å unngå for subjektive ekspertvurderinger.

Vi legger her opp til å vurdere endringer som en trend over en fast periode på 50 år, der ev. nye endringer i trenden fanges opp for de siste 10 årene. I forhold til kriteriene beskrevet i **tabell 5**, har vi her valgt ikke å ta hensyn til ev. endringer over lengre tidsperioder (f.eks. siste 100 år). Datagrunnlaget er svakere så langt tilbake. En så lang periode vil heller ikke gi noen vesentlig forbedring i grunnlaget for å bedømme den framtidige utviklingen for naturtypene.

I **tabell 5** har vi også skissert kriterier basert på henholdsvis reduksjon i naturtypenes opprinnelige fordeling langs regionale økokliner (3.0) og fragmentering av naturtyper på landskapskala (6.0). Vi mener det foreløpig ikke er grunnlag for å ta i bruk disse kriteriene. For kriterium 3.0 vil det dels være usikkert hvordan den opprinnelige geografiske fordelingen har vært, og det er ikke åpenbart hvilke trinn i de regionale økoklinene som er avgjørende for å ivareta naturtypenes økologiske integritet. For kriterium 6.0 er datagrunnlaget for de ulike naturtypenes landskapsfordeling for svakt. Dessuten trenger vi å utvikle bedre forståelse for hva slags romlig skala som er relevant for ulike naturtyper. Et slikt kriterium for fragmentering bør testes ut for naturtyper med ulik romlig skala for å se om kriteriet er meningsfylt å bruke.

I tillegg til en truethetsvurdering basert på de foreslåtte kriteriene, anbefales også at man forsøker å angi hvorvidt den aktuelle naturtypen bedømmes som resiliert (med stor evne til å tåle ytre forstyrrelse uten å endres fundamentalt) eller med stor evne til regenerering (naturlig eller ved restaurering). Dette foreslås ikke som del av kriteriene for truethet, men som deler av grunnlaget for å bedømme sannsynlig framtidig utvikling.

Naturtyper som ikke kan innplasseres i kategoriene for truethet etter kriteriene i **tabell 6**, kan plasseres i andre kategorier slik som skissert i **tabell 7** (jf kap. 7.2). En oversikt over hvordan en naturtype kan plasseres i ulike kategorier i en samlet vurdering, er illustrert i **figur 5**. Her er også indikert et alternativ for at naturtypen kan være forsvunnet, selv om vi ikke har identifisert eksplisitte kriterier for en slik plassering.

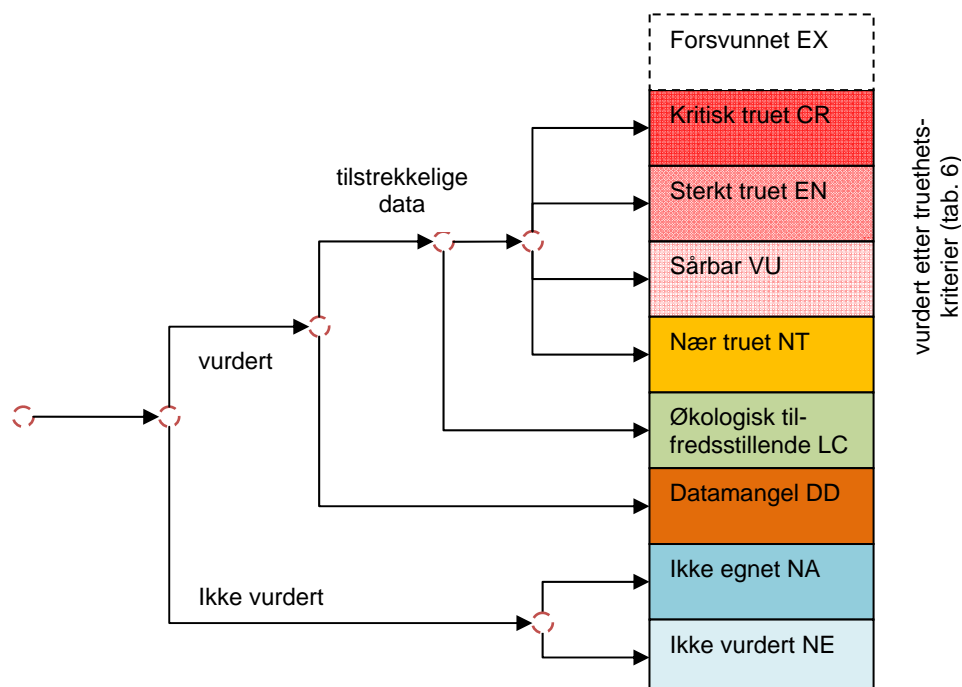
Tabell 6 Anbefalte kriterier for en første vurdering av naturtypers truethet. De ulike kriteriene er gitt nummer som i tabell 5. – Recommended criteria for a first assessment of threat status for nature types. The various criteria are numbered as in table 5.

Egenskap <i>Properties</i>	Indikator <i>Indicator</i>	Truethetskategori/ <i>Threat category</i>			
		CR	EN	VU	NT
1.0: Mengde-reduksjon, arealtap, reduksjon i utbredelse	Reduksjon i samlet areal eller i utbredelsesområdene siste 50 år	>80% >90%	50%-80% 70%-90%	20%-50% 50%-70%	<20% 25-50%
1.1: arealendring siste 10 år som sannsynligvis fortsetter	Endring i samlet areal siste 10 år og prognose eller mistanke om fortsatt endring inn i framtida	<ul style="list-style-type: none"> Tidligere observert nedgang tydelig langsommere siste 10 år eller forventes å bli langsommere: reduksjon med 1 trinn Tidligere observert nedgang er snudd til oppgang siste 10 år eller forventes å bli positiv: reduksjon med 2 trinn Negativ utvikling eller akselerert negative utvikling siste 10 år: økning med 1 trinn 			
2.0: Utbredelse, med fragmentering & pågående reduksjon	Utbredelsesområde	<10km ² 1 lok	<500km ² <5 lok	<2000km ² <10 lok	<4000km ² <20 lok
4.0: Svært liten forekomst	Antall forekomster eller samlet areal (samlet totalareal)	1 arealenhet <5km ²	2-3 arealenheter <5km ² (5-15km ²)	4-10 arealenheter <5km ² (15-50km ²)	11-20 arealenheter <5km ² (50-100km ²)
5.0: Tilstandsreduksjon	Vurdering av tilstands- endring for NiNs tilstandsvariabler siste 50 år, vurdert for andel mengde/ lokaliteter i akseptabel tilstand	Ekstrem reduksjon (>80%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Meget sterk reduksjon (50%-80%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Sterk reduksjon (20%-50%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand	Nokså sterk reduksjon (<20%) i andel lokaliteter eller areal med akseptabel tilstand
5.1: Tilstands- endring siste 10 år	Tilstands- endring siste 10 år og prognose eller mistanke om fortsatt endring inn i framtida	<ul style="list-style-type: none"> Tidligere observert negativ utvikling tydelig langsommere siste 10 år eller forventes å bli langsommere: reduksjon med 1 trinn Tidligere observert negativ utvikling er snudd til positiv siste 10 år eller forventes å bli positiv: reduksjon med 2 trinn Negativ utvikling eller akselerert negative utvikling siste 10 år: økning med 1 trinn 			

Tabell 7 Kategorier for plassering av naturtyper der det ikke er mulig med en vurdering eller plassering i noen av kategoriene for truethet. – Categories for nature types where it is not possible with an assessment or placement in any to the categories for threatened nature types.

Kategori Category	Kriterium Criterion
Datamangel DD (Data Deficient)	En naturtype settes til kategori <i>Datamangel</i> når ingen vurdering av risiko kan gjøres på grunn av manglende data eller informasjon om typens forekomst, mengde og/eller tilstand.
Økologisk tilfredsstillende LC (Least Concern)	En naturtype tilhører kategorien <i>Økologisk tilfredsstillende</i> * når den ikke oppfyller noen av kriteriene for kategoriene CR, EN, VU eller NT, og ikke er satt til kategoriene DD, NA eller NE
Ikke vurdert NE (Not Evaluated)	En naturtype tilhører kategorien <i>Ikke vurdert</i> når det ikke er gjort noen truethetsvurdering for naturtypen. Dette kan for eksempel skyldes dårlig utredet klassifikasjonstilørighet, svært dårlig kunnskapsgrunnlag eller mangel på tilgjengelig kompetanse.
Ikke egnet NA (Not Applicable)	En naturtype tilhører kategorien <i>Ikke egnet</i> når den ikke skal bedømmes på nasjonalt nivå. Dette gjelder her i hovedsak naturtyper på kunstmark.

* Med *økologisk tilfredsstillende* menes at en vesentlig del av naturtypeobjektene har meget god eller god økologisk tilstand, samt at naturtypen forekommer i tilstrekkelig mengde (areal/antall) og bredde i utbredelse til å motstå ev. ytre påvirkninger uten å risikere vesentlige endringer i typens naturgitte forekomst og karakter (eller langsiktige menneskeskapte forekomst og karakter for kulturmark).



Figur 5 Oversikt over plassering av naturtyper i ulike truethetskategorier og i kategorier for økologisk tilfredsstillende, manglende data, ikke egnet og ikke vurdert (jf tabell 6 og 7). – Overview of the allocation of nature types to various threat categories and to categories for least concern, data deficient, not applicable, and not evaluated types.

Videre utviklingsarbeid

I presentasjonen av et mulig kriteriesett for å vurdere naturtypers truethet har vi flere steder pekt på utfordringene knyttet til mangel på kunnskap og konkrete data om naturtypene og deres egenskaper. Disse manglene i kunnskaper og data tilsier at kriteriesettet ikke kan anses for ferdig utviklet. For å sikre at vi etter hvert får fram et robust verktøy for vurdering av naturtypers truethet, er det et stort behov for videre utvikling av flere elementer i vurderingssystemet:

- NiN-systemet for naturtyper er basert på et omfattende arbeid og en gjennomtenkt inndeling i nivåer og kilder til variasjon. Systemet er imidlertid ikke testet ut i felt eller i forhold til kartlegging av typer og arealenheter. Etter som slikt arbeid kommer i gang, må vi vente at det blir nødvendighet med enkelte justeringer i systemet. Slike justeringer kan også få konsekvenser for ulike sider ved vårt forslag til kriterier for å vurdere naturtypers truethet. Vi må følgelig regne med at disse kriteriene må bli justert og oppdatert etter som de relevante delene av NiN blir utviklet videre.
- Dagens kunnskapsnivå om naturtypenes mengde, økologiske tilstand og endringer i disse er begrenset. Det er nødvendig med stor kartleggingsinnsats før kriteriesettet kan benyttes på basis av kvantitative data. Her vil både heldekkende kartlegging ved hjelp av bl.a. fjernmåling og utvalgskartlegging være hensiktsmessige tilnærminger for å få oversikt over naturtypenes mengde og forekomst. Feltbasert kartlegging vil være essensielt for å karakterisere naturtypenes tilstand. Ved utvalgskartlegging og annen feltbasert kartlegging vil det være viktig å utvikle en robust samplingstrategi for å sikre at resultatene blir statistisk holdbare for de relevante naturtypene.
- I operasjonaliseringen av kriteriene vil det i første omgang være nødvendig å åpne for bruk av ekspertvurderinger i påvente av mer eksakt informasjon. Det er imidlertid viktig at bruk av slike kvalitative vurderinger ikke blir noen unnskyldning for å unngå å møte det svært store behovet for å få fram gode, representative data for naturtypenes forekomst, mengde og økologiske tilstand.
- Truetheten for naturtyper varierer på en trinnløs skala. Å fastslå spesifikke grenser for å skille ulike kategorier av truethet i henhold til flere kriterier, er ikke noen eksakt vitenskap. Både de numeriske verdiene for grensene i seg selv og ikke minst kalibrering av nivåene for ulike kriterier er vanskelige å anslå uten en nærmere utprøving for flere ulike naturtyper. Det er derfor et klart behov for å teste disse kriteriegrensene ved vurderinger av konkrete naturtyper.

Vårt forslag til kriterier for å vurdere naturtypers truethet må følgelig ses på som første trinn i en utviklingsprosess for å komme fram til et sikrere og mer robuste verktøy for slik vurdering av truethet. Et viktig element i en slik utvikling er å teste ut kriteriesettet på en rekke ulike naturtyper, for å avklare om kriteriene fungerer i praksis, om det er spesielle tilpasninger som er påkrevet, og om visse typer grunnlagsdata må på plass før kriteriesettet kan brukes. Det kan tenkes minst to tilnærminger til slik uttesting: (1) test av kriteriesettet for gitte naturtyper i noen utvalgte case, og (2) bruk av kriteriesettet i en første, foreløpig vurdering av potensielt truete naturtyper. Det siste alternativet vil trolig gi en mest realistisk test av kriteriesettet. Det vil da imidlertid være viktig å være bevisst de begrensningene som vil hefte ved en slik første, foreløpig bruk av kriteriesettet.

10 Referanser

- Artsdatabanken 2009. Norsk rødliste 2010. Veileder til rødlistevurdering. – Artsdatabanken. http://www.artsdatabanken.no/Bruerveileder2010_v_2.0_oRla1.pdf
- BC Conservation Data Centre 2004. Ecological Communities in British Columbia: Conservation Status Assessment Factors. Se website: <http://www.env.gov.bc.ca/cdc/documents/ConsStatusAssessFactors.pdf> (Extracts from Master, L. L., L. E. Morse, A. S. Weakley, G. A. Hammerson, and D. Faber-Langendoen. 2002. Heritage Conservation Status Assessment Factors. NatureServe, Arlington, Virginia, U.S.A).
- Blab, J., Riecken, U. & Ssymank, A. 1995. Proposal for a national red data book of biotopes. – *Landscape Ecology* 10: 41-50.
- De Leo, G.A. & Levin, S. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. – *Conservation Ecology* 1
- DN 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold – DN Håndbok 13, 2. utg. 2006, oppdatert 2007.
- Essl, F., Egger, G. & Ellmauer, T. 2002. Rote Liste gefährdeter Biotoptypen Österreichs. – Umweltbundesamt, Monographien 155, Wien. (<http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/M155.pdf>; jf også http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/naturschutz/lebensraumschutz/rl_biotoptypen/)
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. – *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557-581.
- Framstad, E., Hanssen-Bauer, I., Hofgaard, A., Kvamme, M., Ottesen, P., Toresen, R., Wright, R., Ådlandsvik, B., Løbersli, E. & Dalen, L. 2006. Effekter av klimaendringer på økosystemer og biologisk mangfold. – DN Utredning 2006-2. 62 pp.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12. 279 s.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001. Truete naturtyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapport botanisk serie 2001-4. 231 s.
- Gustafson, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern. What is the state of the art? – *Ecosystems* 1: 143-156.
- Gaarder, G., Larsen, B. H. & Melby, M. W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. – Miljøfaglig Utredning, rapport 2007:15.
- HELCOM 1998. Red list of marine and coastal biotopes and biotope complexes of the Baltic Sea, Bel Sea and Kattegat. – *Baltic Sea Environment Proceedings* 75.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. – *Annual review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Kontula, T. & Raunio, A. (red.) 2005. Assessment of threatened habitat types – method and classification of habitat types. – *Finnish Environment* 765. 131 s. (på finsk)
- IUCN 2008. Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 7.0 (August 2008). – IUCN Standards and Petitions Working Group. (http://www.iucnredlist.org/documents/redlist_guidelines_v1223290226.pdf)
- Johansen, B.E. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på Landsat TM/ETM+ data. – NORUT Rapport 4/2009. 87 s.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List. – Artsdatabanken. 416 s.
- MEA 2005. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. – Millennium Ecosystem Assessment. World Resources Institute, Washington DC. 86 pp.
- Miller, R.M., Rodriguez, J.P., Aniskowicz-Fowler, T., Bambaradeniya, C., Boles, R., Eaton, M.A., Gärdenfors, U., Keller, V., Molur, S., Walker, S., & Pollock, C. 2007. National Threatened Species Listing Based on IUCN Criteria and Regional Guidelines: Current Status and Future Perspectives. – *Conservation Biology* 21: 684–696.
- Moen, A. 1998. Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge. – Statens kartverk.
- Morris, W.F. & Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology. Theory and practice of population viability analysis. – Sinauer, 480 s.
- NiN BD 2: Halvorsen, R. et al. 2008. Naturtyper i Norge. Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 2*: 1-121.
- NiN BD 3: Halvorsen, R. et al. 2008. Naturtyper i Norge. Inndeling i økosystem-hovedtyper. – *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 3*: 1-86.
- NiN BD 5: Halvorsen, R. et al. 2008. Naturtyper i Norge. Inndeling i økosystem-hovedtyper i grunntyper (bunn- og marktyper). – *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 5*: 1-80.
- NiN BD 8: Halvorsen, R. et al. 2008. Naturtyper i Norge. Regional variasjon og bioklimatiske inndelinger. – *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 8*: 1-36.
- NiN BD 9: Halvorsen, R. et al. 2008. Naturtyper i Norge. Tilstandsvariasjon (tilstandsøkolinier og objektinnhold). – *Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 9*: 1-97.
- NoU 2004:28 Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold (Naturmangfoldloven). – Norges offentlige utredninger 2004: 28, 839 s.
- OSPAR 2003. Criteria for the identification of species and habitats in need of protection and their method of application. – OSPAR 03/17/1-E, Annex 5. 13 s.

- Paal, J. 1998. Rare and threatened plant communities of Estonia. – *Biodiversity and Conservation* 7: 1027-1049.
- Riecken, U. Ries, U. & Ssymank, A. 1994. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. – *Schriftreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 41. Kilda verlag.
(jf også: http://www.bfn.de/03_methodik.html og http://www.bfn.de/0322_biotope.html)
- Riecken, U., Finck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. 2006. Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. Zweite fortgeschriebene Fassung 2006. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 34, 318 s.
- Rodriguez, J.P., Balch, J.K. & Rodriguez-Clark, K.M. 2007. Assessing extinction risk in the absence of species-level data: quantitative criteria for terrestrial ecosystems. – *Biodiversity Conservation* 16: 183-209.
- Rodwell, J.S. & Cooch, S. 1997. A provisional Red data book of British plant communities. Draft, text and figures. – Lancaster University, Unit of Vegetation Science. Report to WWF (UK).
- Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E. et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science* 287: 1770-1774.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. & Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. – *Ecology and Society* 9: artikkel 5
- Ødegaard, F., Bakken, T., Brandrud, T.E., Blom, H., Stokland, J.N. & Aarrestad, P.A. 2005. Habitatklassifisering og trusselvurderinger av rødlistearter. Forslag til standardisert system. - NINA Rapport 96. 39 pp.
- 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.

Vedlegg 1 Hovedtyper av natursystemer, livsmedier og landskapsdeltyper i NiN

Oversikt over de ulike hovedtypene av natursystemer, livsmedier og landskapsdeltyper i Naturtyper i Norge (NiN), med de viktigste basisøkoklinene som karakteriserer dem, og årsaker til tilstandsvariasjon. Kunstmark er markert med ⊗ og kulturmark med *. For lokale basisøkoklinener angir tallene økoklinener brukt for inndeling i natursystemgrunntyper, mens økoklinener uten tall angir andre basisøkoklinener som kilde til variasjon. Kodene for de ulike typene tilstandsvariasjon er angitt etter oversiktene over natursystemer, livsmedier og landskapsdeltyper.

Kode	Natursystemhovedtyper	Lokale basisøkoklinener	Tilstandsvariasjon
M	Saltvannssystemer		
M1	Konstruert saltvannsbunn⊗		EU KL MG BU FA
M2	Kald havkilddebunn	1 MB-D massebalanse: utstrømming KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA
M3	Varm havkilddebunn	1 JV jordvarme	EU KL MG BU FA
M4	Algegyttjebunn		EU KL MG BU FA
M5	Permanent anoksisk saltvannsbunn	1 KO kornstørrelse SA marin salinitet DL dybderelatert lyssvekking i vann	EU KL MG BU FA
M6	Korallrev-bunn	PS-F primær suksesjon på korallrevbunn	EU KL MG BU FA
M7	Korallskogsbunn	1 KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA
M8	Fast afotisk saltvannsbunn	1 HE helning SA marin salinitet KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA
M9	Ekstremenergi-preget fast saltvannsbunn		EU KL MG BU FA
M10	Tareskogsbunn	1 BE bevegelsesenergi KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA OB UB
M11	Annen fast eufotisk saltvannsbunn	1 OV-B oversvømmingsvarighet: havvannstilførsel 2 HE helning 3 DL dybderelatert lyssvekking i vann KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA OB
M12	Mellomfast afotisk saltvannsbunn	1 KO kornstørrelse SA marin salinitet BE bevegelsesenergi	EU KL MG BU FA
M13	Mellomfast eufotisk saltvannsbunn	1 KO kornstørrelse 2 SA marin salinitet BE bevegelsesenergi	EU KL MG BU FA
M14	Løs afotisk saltvannsbunn	1 VS-A vannsirkulasjon: oksygentilgang SA marin salinitet KO kornstørrelse	EU KL MG BU FA
M15	Løs eufotisk saltvannsbunn	1 PS-D primær suksesjon på eufotisk saltvannsbunn 2 SA marin salinitet AO-D akkumulering av organisk materiale av tilførte organiske sedimenter på saltvannsbunn KO kornstørrelse PO permanent oksygenmangel	EU KL MG BU FA
S	Fjæresonesystemer		
S1	Konstruert bunn og mark i fjæresonen⊗	1 KO kornstørrelse	EU KL MG FA
S2	Fjæresone-skogsmark	1 VM-A vannmetning av marka HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU KL MG FK SE FA BI BF TS TT SJ BA TR FY DV RV GT LT
S3	Driftvoll	1 VF-B vannforårsaket forstyrrelse: forstyrrelsesintensitet i driftvoll 2 VM-A vannmetning av marka KO kornstørrelse	EU KL MG FK SE FA
S4	Fjæresone-vannstrand på fast bunn	1 SA marin salinitet 2 BE bevegelsesenergi KA kalkinnhold	EU KL MG FK SE FA
S5	Strandberg	1 OV-A oversvømmingsvarighet av bunn og mark 2 KA kalkinnhold SA marin salinitet BE bevegelsesenergi	EU KL MG FK SE FA
S6	Stein-, grus- og sandstrand	1 KO kornstørrelse 2 SA marin salinitet OV-A oversvømmingsvarighet av bunn og mark	EU KL MG FK SE FA

Kode	Natursystemhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
S7	Strandeng og strandsump	BE bevegelsesenergi 1 OV-A oversvømmingsvarighet av bunn og mark 2 SA marin salinitet 3 PS-E primær suksesjon i strandsumper (fjæresonen) og på eufotisk ferskvannsbunn 4 VM-A vannmetning av marka AO-A akkumulering av organisk materiale: torvdannelse HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU KL MG FK SE FA BI BF GG TT SJ FY
F Ferskvannssystemer			
F1	Konstruert ferskvannsbunn⊗ A konstruert bunn i naturlige vannforekomster B konstruerte vannforekomster		EU SU KL MG FA
F2	Ferskvannskildebunn	KA kalkinnhold KO kornstørrelse	EU SU KL MG FA VR
F3	Afotisk innsjøbunn under permanent stagnerende vannmasser		EU SU KL MG FA
F4	Afotisk normal innsjøbunn	KA kalkinnhold AO-E akkumulering av organisk materiale: av tilførte organiske sedimenter på ferskvannsbunn KO kornstørrelse	EU SU KL MG FA VR
F5	Eufotisk organisk ferskvannsbunn	1 KA kalkinnhold	EU SU KL MG FA VR
F6	Eufotisk ferskvannshardbunn	1 BE bevegelsesenergi 2 KO kornstørrelse 3 KA kalkinnhold OV-A oversvømmingsvarighet av bunn og mark DL dybderelatert lyssvekking i vann	EU SU KL MG FA VR
F7	Eufotisk ferskvannsbunntbunn	1 PS-E primær suksesjon i strandsumper (fjæresonen) og på eufotisk ferskvannsbunn 2 KO kornstørrelse 3 MB-B massebalanse i og i tilknytning til rennende vann 4 KA kalkinnhold OV-A oversvømmingsvarighet av bunn og mark DL dybderelatert lyssvekking i vann HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FA VR BI BF GG
V Våtmarkssystemer			
V1	Modifisert våtmark⊗ 1 grøftet åpen myrflate 2 grøftet flommyr, myrkant, myrskogsmark 3 torvtak		EU SU KL MG FA TT SJ FY
V2	Nykonstruert våtmark⊗		EU SU KL MG FA
V3	Svak kilde og kildeskogsmark	1 AO-A akkumulering av organisk materiale: torvdannelse 2 KA kalkinnhold HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA DR BI BF GG TS TT SJ BA DV RV GT LT
V4	Sterk kaldkilde	1 AO-A akkumulering av organisk materiale: torvdannelse 2 KA kalkinnhold KI-A kildevannspåvirkning av marka HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA DR BI BF
V5	Varm kilde	JV jordvarme	EU SU KL MG FK SE FA
V6	Åpen myrflate	1 KA kalkinnhold 2 VM-A vannmetning av marka SS snødekkstabilitet HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA DR BI BF DV RV GT LT
V7	Flommyr, myrkant og myrskogsmark	1 VF-C vannforårsaket forstyrrelse: vanntilførsel til våtmark 2 KA kalkinnhold VM-A vannmetning av marka HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA DR BI BF GG TS TT SJ BA TR FY DV RV GT LT
V8	Arktisk permafrost-våtmark	1 KA kalkinnhold VM-A vannmetning av marka	EU SU KL MG FK SE FA
V9	Arktisk-alpin grunn våtmark	1 KA kalkinnhold	EU SU KL MG FK SE FA
T Fastmarkssystemer			
T1	Snø- og isdekt fastmark		EU SU KL MG FA
T2	Konstruert fastmark⊗	KO kornstørrelse	EU SU KL MG FA BF

Kode	Natursystemhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
	A næringsutbyggingssområder B boligutbyggingssområder C landbruksbebyggelsesområder D transportutbyggingssområder E masseuttaksområder F massedeponier G grøntområder og idrettsanlegg H land tørrlagt ved regulering av vassdrag I kraft- og ledningsgater J skrotemark	VM-A vannmetning av marka	GG TT SJ FY GT LT
T3	Åker og kunstmarkseng [⊗]	1 EE engflate-engkant 2 HI hevdintensitet KA kalkinnhold KO kornstørrelse VM-A vannmetning av marka	EU SU KL MG FA BI BF GG TT SJ FY GT LT
T4	Kulturmarseng*	1 EE engflate-engkant 2 VM-A vannmetning av marka 3 KA kalkinnhold KO kornstørrelse UF uttørkingsfare IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA BI BF GG TT SJ FY GT LT
T5	Kystlynghei*	1 KA kalkinnhold 2 VM-A vannmetning av marka KO kornstørrelse UF uttørkingsfare IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA BI BF GG TT SJ FY GT LT
T6	Lavamark	KO kornstørrelse	EU SU KL MG FK SE FA
T7	Flomskogsmark	1 KO kornstørrelse 2 VF-A vannforårsaket forstyrrelse i flomfastmark KA kalkinnhold VM-A vannmetning av marka LF luftfuktighet HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA VR BI BF TS TT SJ BA TR FY DV RV GT LT
T8	Åpen flomfastmark	1 KO kornstørrelse 2 MB-B massebalanse i og i tilknytning til rennende vann KA kalkinnhold VM-A vannmetning av marka VF-A vannforårsaket forstyrrelse i flomfastmark HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA VR BI BF SJ
T9	Fosseberg	1 KA kalkinnhold KO kornstørrelse IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA VR
T10	Fosse-eng	1 KA kalkinnhold KO kornstørrelse IS-A innstråling: totalt HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA VR BI BF SJ
T11	Breforland og snøavsmeltingsområde A naken mark B koloniseringsfase C etableringsfase D sluttet vegetasjonsfase	HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA VR BI BF TT SJ
T12	Kystnær grus- og steinmark	1 PS-B primær suksesjon i kystnær grus- og steinmark HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ
T13	Sanddynemark	1 MB-C massebalanse: vinddeflasjon 2 VM-A vannmetning av marka 3 DS dynestabilisering HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ
T14	Fugleberg	1 NG naturlig gjødsling 2 KA kalkinnhold KO kornstørrelse IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA
T15	Fuglefjell-eng	1 NG naturlig gjødsling 2 VM-A vannmetning av marka 3 KA kalkinnhold KO kornstørrelse	EU SU KL MG FK SE FA BI BF

Kode	Natursystemhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
T16	Mosetundra	IS-A innstråling: totalt HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform 1 KA kalkinnhold 2 VM-A vannmetning av marka KO kornstørrelse	EU SU KL MG FK SE FA
T17	Åpen ur og snørasmare	1 PS-C pirmær suksesjon i ur og skredmark 2 VM-A vannmetning av marka 3 TU tungmetallinnhold 4 KA kalkinnhold KO kornstørrelse KI-A kildevannspåvirkning av marka IS-A innstråling: totalt RS-A ras- og skredhyppighet: snørashyppighet HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ
T18	Åpen skredmark	1 PS-C pirmær suksesjon i ur og skredmark 2 KO kornstørrelse 3 VM-A vannmetning av marka KA kalkinnhold IS-A innstråling: totalt RS-B ras- og skredhyppighet: skredhyppighet HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ
T19	Grotte	1 KA kalkinnhold	EU SU KL MG FA
T20	Nakent berg	1 HE helning 2 TU tungmetallinnhold 3 KA kalkinnhold IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA
T21	Polarørken	1 KA kalkinnhold	EU SU KL MG FK SE FA
T22	Blokkmark	1 KA kalkinnhold	EU SU KL MG FK SE FA
T23	Fastmarksskogsmare	1 UF uttørkingsfare 2 VM-A vannmetning av marka 3 TU tungmetallinnhold 4 KA kalkinnhold KO kornstørrelse LF luftfuktighet IS-A innstråling: totalt RS-A ras- og skredhyppighet: snørashyppighet RS-B ras- og skredhyppighet: skredhyppighet HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF TS TT SJ BA TR FY DV RV GT LT
T24	Isinnfrysingsmare	1 KA kalkinnhold HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF
T25	Åpen grunnlendt naturmare i lavlandet	1 TU tungmetallinnhold 2 VM-A vannmetning av marka 3 KA kalkinnhold IS-A innstråling: totalt HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ
T26	Boreal hei	1 KA kalkinnhold 2 VM-A vannmetning av marka KO kornstørrelse UF uttørkingsfare IS-A innstråling: totalt	EU SU KL MG FK SE FA BI BF GG TT SJ FY GT LT
T27	Arktisk steppe	1 AS arid terrestrisk salinitet 2 SS snødekkestabilitet	EU SU KL MG FK SE FA
T28	Frostmare og frostitundra	1 KA kalkinnhold FM frostvirkning på marka	EU SU KL MG FK SE FA
T29	Fjellhei og tundra	1 SS snødekkestabilitet 2 HV høyderelatert vekstsesongreduksjon i arktisk-alpine områder 3 VM-A vannmetning av marka 4 KA kalkinnhold KO kornstørrelse IS-A innstråling: totalt FM frostvirkning på marka MB-C massebalanse: vinddeflasjon HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF SJ

Kode	Natursystemhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
T30	Snøleie	1 SV snødekkebetinget vekstsesongreduksjon 2 VM-A vannmetning av marka 3 KA kalkinnhold KO kornstørrelse FM frostvirkning på marka HI grunnleggende hevdintensitet HF grunnleggende hevdform	EU SU KL MG FK SE FA BI BF

Kode	Livsmediumhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
MS	Substrat i marine systemer		
M1	Hardbunn i marine systemer	1 KO kornstørrelse 2 HE helning ST-D substratstruktur: bergstruktur	BU
M2	Bløtbunn i marine systemer	1 KO kornstørrelse	BU
M3	Biogene karbonatsubstrater fra døde organismer	1 NE-A nedbrytningsgrad: biogene karbonatsubstrater fra døde organismer	BU
M4	Levende organismer med karbonatsubstrater	1 MI-C mikrohabitat: dyr 2 OT-F opprinnelsestype for levende organismer med karbonatsubstrater	BU
M5	Levende marine planter	1 OT-G opprinnelsestype for levende marine planter	
M6	Levende marine dyr	1 OT-H opprinnelsestype for levende marine dyr 2 MI-C mikrohabitat: dyr	
M7	Dødt plantemateriale i marine systemer		
M8	Døde dyr i marine systemer		
M9	Syntetiske livsmedier i marine systemer		
MF	Substratfrie livsmedier i marine systemer		
M10	Frie vannmasser i marine systemer	1 DL dybderelatert lysvekking i vann 2 VS-A vannsirkulasjon: oksygentilgang	EU MG FA
FS	Substrat i ferskvann		
F1	Hardbunn i ferskvann	1 KO kornstørrelse	
F2	Bløtbunn i ferskvann	1 KO kornstørrelse	
F3	Levende ferskvannsplanter	1 OT-I opprinnelsestype for levende ferskvannsplanter	
F4	Levende ferskvannsdyr	1 OT-J opprinnelsestype for levende ferskvannsdyr	
F5	Dødt organisk materiale i ferskvann		
F6	Syntetiske livsmedier i ferskvann		
FF	Substratfrie livsmedier i ferskvann		
F7	Frie vannmasser i ferskvann	1 DL dybderelatert lysvekking i vann 2 VS-A vannsirkulasjon: oksygentilgang 3 AO-G akkumulering av organisk materiale: humusinnhold i ferskvann 4 BE bevegelsesenergi 5 KA kalkinnhold	VR EU SU MG FA
TS	Substrat på land		
T1	Grovere uorganiske substrater på land	1 SA marin salinitet 2 KO kornstørrelse 3 TU tungmetallinnhold 4 NG naturlig gjødsling 5 KA kalkinnhold 6 VA vanntilførsel til fast fjell 7 IS-A innstråling: totalt AO-B akkumulering av organisk materiale: stedegent organisk materiale på fastmark ST-D substratstruktur: bergstruktur HE helning MB-B massebalanse i og i tilknytning til rennende vann MB-C massebalanse: vinddeflasjon	SE
T2	Finere uorganiske substrater på land	1 SA marin salinitet 2 HE helning 3 VM-B vannmetning: substratfuktighet 4 KO kornstørrelse 5 IS-B innstråling: varme MB-C massebalanse: vinddeflasjon	FK SE
T3	Organisk jord	1 FM frostvirkning på marka 2 OT-B opprinnelsestype: organisk jord 3 NE-D nedbrytningsgrad: torv og råhumus 4 VM-B vannmetning: substratfuktighet	FK
T4	Levende planter på land	1 OT-K opprinnelsestype for levende, ikke vedaktige planter på land	

Kode	Livsmediumhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
T5	Levende vedaktige planter	2 IS-B innstråling: varme MI-A mikrohabitat: planter 1 OT-L opprinnelsestype for levende, vedaktige planter MI-A mikrohabitat: planter IS-B innstråling: varme	
T6	Ved-livsmedier	1 MI-A mikrohabitat: planter 2 NE-C nedbrytingsgrad: bark, ved og vedboende sopp 3 ST-A substrattilstand: treets livsfaser 4 OT-L opprinnelsestype for levende, vedaktige planter OT-M opprinnelsestype for vedboende sopp MI-A+ mikrohabitat: planter, deltrinn DI diameterklasse VM-B vannmetning: substratfuktighet	Sammensatte livsmedier som livsmedie-objektet kan være del av: KS, DV, RV, GT, LT
T7	På bark	1 KA kalkinnhold 2 ST-B substrattilstand: barkstruktur 3 LF luftfuktighet MI-A+ mikrohabitat: planter, deltrinn IS-A innstråling: totalt	
T8	Lav og markboende sopp	1 OT-N opprinnelsestype for lav og markboende sopp 2 IS-B innstråling: varme MI-B mikrohabitat: sopp ST-C substratstruktur: sopptilstand VM-B vannmetning: substratfuktighet	
T9	Levende dyr og dyrebo	1 OT-O opprinnelsestype for levende dyr 2 MI-C mikrohabitat: dyr	
T10	Dødt plantemateriale	1 OT-C opprinnelsestype for dødt plantemateriale på land 2 IS-B innstråling: varme	
T11	Dødt animalsk materiale	1 OT-D opprinnelsestype for dødt animalsk materiale på land IS-B innstråling: varme	
T12	Dyremøkk og fuglegjødsel	1 OT-E opprinnelsestype for dyremøkk og fuglegjødsel 2 IS-B innstråling: varme 3 VM-B vannmetning: substratfuktighet	
T13	Syntetiske livsmedier på land	1 SN snø- og isstruktur	
TF	Substratfrie livsmedier på land		
T14	Snø og is på land		
T15	Luft		

Kode	Landskapsdelhovedtyper	Lokale basisøkologier	Tilstandsvariasjon
1	Elveløp	1AO-G akkumulering av organisk materiale: humusinnhold i ferskvann 2 MB-A massebalanse: turbiditet 3 KA kalkinnhold 4 HE helning	EU SU KL MG VR
2	Innsjø	1AO-G akkumulering av organisk materiale: humusinnhold i ferskvann 2 MB-A massebalanse: turbiditet 3 KA kalkinnhold VS-B vannsirkulasjon: sirkulasjonssystem VS-C vannsirkulasjon: vannutskifting DL dybderelatert lyssvekking i vann	EU SU KL MG VR
3	Fjæresone-sjø	1 VS-C vannsirkulasjon: vannutskifting VS-B vannsirkulasjon: sirkulasjonssystem	EU KL MG
4	Fjord	1 SA marin salinitet VS-B vannsirkulasjon: sirkulasjonssystem DL dybderelatert lyssvekking i vann	EU KL MG
5	Kil		EU KL MG
6	Korallrev		EU KL MG BU
7	Aktivt delta	1 SA marin salinitet	EU SU KL MG VR
8	Fuglefjell		EU SU KL MG
9	Ras- og skredområder		EU SU KL MG
10	Ravinedal	1 KI-A kildevannspåvirkning av marka	EU SU KL MG
11	Skogsbekkekløft		EU SU KL MG VR
12	Våtmarksmassiv	1 AO-A akkumulering av organisk materiale: torvdannelse 2 VF-C vannforårsaket forstyrrelse: vanntilførsel til våtmark 3 KI-B kildevannspåvirkning: dominerende vanntilførsel til våtmarksmassiv 4 FM frostvirkning på marka	EU SU KL MG DR

Tilstandsvariabler, hhv tilstandskategorier (T) og tilstandsrelevant objektinnhold (O) (jf NiN BD 9, tab. 2)

Tilstandsvariasjon betinget av generell fysisk forstyrrelse	VR Vassdragsregulering (T) DR Drenering (T) BU Bunntråling (T) FK Ferdsel med tunge kjøretøyer (T) SE Slitasje og slitasjebetinget erosjon (T) FG Fremmede gjenstander (O) KS Kulturspor (O)
Tilstandsvariasjon som følge av endret ressursituasjon eller miljøgifter	EU Eutrofieringstilstand (T) SU Forsuringstilstand (T) KL Klimaendringer (T) MG Miljøgifter (T)
Biologisk betinget tilstandsvariasjon	FA Fremmedartsinnslag (T) OB Overbeskatning (T) UB Ubalanse mellom trofiske nivåer (T)
Tilstandsvariasjon relatert til brukstilstand på mark/bunn formet av hevd	BI Aktuell bruksintensitet (T) BF Aktuell bruksform (T) GG Gjengroingstilstand (T) KT Kulturspor etter tradisjonell jordbruksvirksomhet (T)
Tilstandsvariasjon relatert til tresjiktodynamikk i skog	TS Tresjiktstatusstilstand (T) TT Tresjiktstetthet (T) SJ Sjøtning (T) BA Skogbestandsavgang TR Tetthetsreduksjon i skogbestand FY Foryngelse (T) DV Dødvedstatus (O) RV Rotvelter (O) GT Svært store (gamle) trær (O) LT Levende trær som huser spesielle livsmedier (O)

Vedlegg 2 Tilstandsvariabler i NiN

Oversikt over tilstandsvariabler i NiN. Kolonnene 1 og 2 angir kortnavn og navn for økoklinen. Kolonne 3 angir antall trinn variabelen inneholder, og de seks siste kolonnene viser trinnene som økoklinen er delt i, med kode og kort innholdsangivelse. Variabelverdier som er merket med grønt representerer vårt forslag til verdier som angir akseptabel tilstand.

Kode	Navn	Antall trinn	Variabeltrinn											
			1	2	3	4	5	6						
EU	Eutrofierings-tilstand	6	1 ubetydelig eutrofierings-effekt	2 meget svak eutrofierings-effekt	3 svak eutrofierings-effekt	4 moderat eutrofierings-effekt	5 sterk eutrofierings-effekt	6 svært sterk eutrofierings-effekt						
SU	Forsurings-tilstand	6	1 ubetydelig forsurings-effekt	2 meget svak forsurings-effekt	3 svak forsurings-effekt	4 moderat forsurings-effekt	5 sterk forsurings-effekt	6 svært sterk forsurings-effekt						
KL	Klimaendringer	5	1 ingen eller ubetydelig effekt av klimaendring	2 mulig effekt av klimaendring	3 sannsynlig, men moderat effekt av klimaendring	4 sterk effekt av klimaendring	5 gjennomgripende effekt av klimaendring							
MG	Miljøgifter og annen forurensning	6 var., hver m/2 trinn	MG-1 biocider		MG-2 uorganiske miljøgifter		MG-3 organiske miljøgifter		MG-4 oljesøl		MG-5 radioaktiv forurensning		MG-6 annen forurensning	
			1 svak	2 sterk	1 svak	2 sterk	1 svak	2 sterk	1 svak	2 sterk	1 svak	2 sterk	1 svak	2 sterk
BU	Bunntåling	4	1 uten spor etter bunntåling	2 svake spor etter bunntåling	3 moderate spor etter bunntåling	4 omfattende spor etter bunntåling								
FK	Ferdse med tunge kjøretøy	4	1 uten spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	2 lite omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	3 moderat omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy	4 stort omfang av spor etter ferdsel med tunge kjøretøy								
SE	Slitasje og slitasjebetinget erosjon	4	1 ubetydelig slitasje	2 liten slitasje	3 betydelig slitasje	4 sterk slitasje								
FA	Fremmedarts-innslag	5	1 uten fremmedarts-innslag	2 svakt fremmedarts-innslag	3 moderat fremmedarts-innslag	4 sterkt fremmedarts-innslag	5 gjennomgripende fremmedarts-innslag							
VR	Vassdragsregulering	5	1 uregulert vannforekomst	2 svak regulerings-effekt	3 moderat regulerings-effekt	4 sterk regulerings-effekt	5 gjennomgripende regulerings-effekt							
DR	Drenering	2	1 intakt hydrologi	2 moderat endret hydrologi										
OB	Overbeskatning	3	1 uten sikre tegn på overbeskatning	2 moderat effekt av overbeskatning	3 stor effekt av overbeskatning									
UB	Ubalanse mellom trofiske nivåer	4	1 ingen ubalanse	2 svak ubalanse	3 betydelig ubalanse	4 sterk ubalanse								

Kode	Navn	Antall trinn	Variabeltrinn					
			1	2	3	4	5	6
BI	Aktuell bruksintensitet	6	1 ikke i bruk	2 svært ekstensiv aktuell bruk	3 ekstensiv aktuell bruk	4 moderat intensiv aktuell bruk	5 intensiv aktuell bruk	6 svært intensiv aktuell bruk
BF	Aktuell bruksform	7 binære	BF-1 pløying	BF-2 beite	BF-3 slått	BF-4 gjødsling	BF-5 sprøyting med pesticider	BF-6 avsviing
			BT-7 manuell rydding					
GG	Gjengroings-tilstand	4	1 i bruk	2 brakkleggingsfasen	3 tidlig gjenvekst-suksesjonsfase	4 sein gjenvekst-suksesjonsfase		
TS	Tresjiktssuksjonstilstand	4	1 åpen fase	2 yngre skog	3 eldre skog	4 gammelskog		
TT	Tresjiktstetthet	10	1 åpen mark uten trær	2 åpen mark med enkelttrær	3 åpen mark med svært spredt tresetting	4 åpen tresatt mark	5 skog med svært lav tresjiktstetthet	6 skog med lav tresjiktstetthet
			7 skog med middels tresjiktstetthet	8 skog med relativt høy tresjiktstetthet	9 tett skog	10 svært tett skog		
SJ	Sjiktning	9	Y1 åpen mark uten trær eller busker	Y2 åpen mark med busksjikt	Y3 vekst-begrenset skog	Y4 ensjiktet skog uten busksjikt	Y5 ensjiktet skog med busksjikt	Y6 tosjiktet skog uten busksjikt
			Y7 tosjiktet skog med busksjikt	Y8 flersjiktet skog uten busksjikt	Y9 flersjiktet skog med busksjikt			
BA	Skogbestands-avgang	13 binære	BA-1 uten spor etter hogst	BA-2 skogbrann	BA-3 soppangrep	BA-4 insektangrep	BA-5 beverfelling	BA-6 skader av elg og hjortevilt
			BA-7 stormfelling	BA-8 snørasfelling	BA-9 skjermstillingshogst	BA-10 frøtrestillingshogst	BA-11 stor gruppehogst	BA-12 flatehogst
			BA-13 flatehogst med heltreut-tak					
TR	Tetthetsreduksjon i skogbestand	11 binære	TR-1 skogbrann	TR-2 soppangrep	TR-3 insektangrep	TR-4 beverfelling	TR-5 skader av elg og hjortevilt	TR-6 stormfelling
			TR-7 snørasfelling	TR-8 hogst av overstandere	TR-9 tynningshogst	TR-10 plukk- og bledningshogst	TR-11 liten gruppehogst	
FY	Foryngelse	3 binære	FY-1 markberedning	FY-2 tilplanting	FY-3 såing			

Vedlegg 3 Systemer for å vurdere truethets- eller bevaringsstatus for naturtyper, vegetasjonstyper, økosystemer

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
Finland	<p><i>Naturtype</i>: land- eller vannområde som kan avgrenses og påvirkes av liknende miljøfaktorer og artssammensetning og som skiller seg fra andre naturtyper på grunnlag av disse. Ulike naturtyper kan variere mht størrelse og definerende artsammensetning og miljøfaktorer</p> <p><i>Naturtypekombinasjoner</i> inneholder kombinasjon av flere naturtyper (jf mosaikk av myrtyper)</p> <p>Hovedtypegrupper:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Østersjøen m/kyst - innsjøer m/kyst - myrer - skoger - berg- & steinområder - tradisjonsbiotoper (kulturmark) - fjell 	0 Forsvunnet (RE) 1 Ekstremt truet (CR) 2 Meget truet (EN) 3 Sårbar (VU) 4 Hensynskrevende (NT) 5 Holdbar (LC)	<p><i>A Arealtap</i></p> <p>A1 observert, vurdert, etc redusert areal siste 50 år: prosentvis reduksjon knyttet til hver kategori (hhv >80%, 50-80%, 20-50%, inntil 20%, ikke betydelig)</p> <p>A2 prognose, mistanke om redusert areal: justert A1 opp/ned hvis reduksjon nylig økt/avtatt i hastighet</p> <p>A3 observert, vurdert etc reduksjon før 1950: justert A1 opp hvis betydelig reduksjon alt før 1950-tallet</p> <p>A4 sjeldne/vanlige naturtyper: justert A1 opp/ned</p> <p><i>B Kvalitetsreduksjon</i></p> <p>B1 observert, vurdert, etc redusert kvalitet siste 50 år: kvalitativt nivå på reduksjon knyttet til hver kategori (hhv ekstremt, meget sterkt, sterkt, nokså sterkt, ikke betydelig)</p> <p>B2 prognose, mistanke om redusert kvalitet: justert B1 opp/ned hvis reduksjon nylig økt/avtatt i hastighet</p> <p>B3 observert, vurdert etc reduksjon før 1950: justert B1 opp hvis betydelig reduksjon alt før 1950-tallet</p> <p>B4 sjeldne/vanlige naturtyper: justert B1 opp/ned</p> <p><i>C Reduksjon for sjeldne naturtyper (C1 og C2)</i></p> <p>C1 vurdering av sjeldenhetsgrad: 1 ekstremt sjelden, 2 meget sjelden, 3 sjelden, 4 nokså sjelden</p> <p>C2 observert, vurdert etc kontinuerlig tilbakegang i utbredelseområde, antall/areal av forekomster, kvalitet</p> <p>Truethet vurderes for hver naturtype, på regionalt nivå (S, N Finland) og hele landet.</p>	<p>Kontula & Raunio 2005</p> <p>Naturtypebegrepet ligger nær opp til NiN: et hierarkisk system av enheter fordelt langs mest mulig entydige definerte økologiske gradienter.</p> <p>Tilnærmingen for øvrig synes å ha tatt utgangspunkt i tyske erfaringer, men har så utviklet disse en del videre.</p>
Tyskland	<p><i>Biotoptyper</i>: idealisert type med spesifikk og unik økologisk karakter, livsmiljø for arter og artssammfunn; i praksis avgrenset til et minste areal</p> <p>Typer av biotopkomplekser omfatter karakteristiske kombinasjoner av gitte biotoptyper (jf Østerrike)</p>	0 fullstendig utryddet 1 ekstremt truet (bedroht = threatened) av fullstendig utrydding 2 sterkt truet (strongly endangered) 3 truet (gefährdet = endangered) R sjelden ^α V føre-var-liste (ikke truet, men tilbakegang) ^α	<p>Truethet ut fra hhv <i>arealtap/forekomstreduksjon</i> og <i>kvalitetsreduksjon</i>, basert på kvalitativ endring fra en opprinnelig/ideell tilstand.</p> <p><i>Arealtap</i> vurderes både i forhold til total nedgang, fordeling på underregioner og dels hvorvidt årsaker til tapet fremdeles virker.</p> <p><i>Kvalitetsreduksjon</i> knyttes til typens karakteristiske kjennetegn for abiotiske og strukturelle faktorer samt for artsinhold, med hensyn tatt til regional variabilitet.</p> <p>Kategoriene aggregeres til høyeste verdi for respektive egenskap, for hver av 8 regioner; middelvei av disse for</p>	<p>Riecken et al. 1994, 2006</p> <p>Biotoptype-begrepet dekker omtrent vår forståelse av naturtype, men baserer seg her på en tradisjonell, hierarkisk inndeling, tilsvarende som i EUNIS, Habitat-direktivet etc</p>

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
	690 biotyper vurdert (utenom tekniske biotyper)	* Antatt ikke truet # vurdering ikke hensiktsmessig ? datamangel, vurdering ikke mulig (# kun for arealreduksjon)	Tyskland. Aktuelt <i>endringsmønster</i> vurderes for siste 10 år; historisk utvikling over 50-150 år. <i>Regenereringsevne</i> , omfatter både typens eget potensial for restituering/reetablering og potensialet for restaurering av mennesker. Regenereringsevne er tenkt som veiledning for prioritering av tiltak for typer med lik truethetsstatus Samlet risiko vurderes separat for hhv truethet, endringsmønster og regenereringsevne	
Østerrike	<i>Biotop</i> : livsrom til et biosamfunn (biozönose) med viss minstestørrelse og avgrensbar mot omgivelsene; i praksis ofte basert på vegetasjonstypologi eller landskapsøkologiske kriterier <i>Biotoptype</i> : abstrakt enhet av likeartete biotoper, som kan identifiseres som distinkt og avgrensbar fra andre typer; identifiseres ved både abiotiske og biotiske egenskaper. Anvendt på standard biotopinndeling i Østerrike med 11 hovedgrupper.	0 fullstendig utryddet (RE) 1 ekstremt truet av fullstendig utrydding (CR) 2 sterkt truet (EN) 3 truet (VU) G økende sårbarhet R svært sjelden V føre-var-liste (NT) - ikke truet (LC) D datamangel (DD)	<i>Kriterier: indikatorer</i> <i>Bestandssituasjon</i> (størrelse, forekomst): SE <i>sjeldenhet</i> , kategori plassering basert på forekomstklasser <i>Bestandsutvikling</i> (endring i størrelse, forekomst): FL <i>arealtap</i> ; samlet vurdering av hhv historisk tap 1850-1950 og aktuelt tap 1950-i dag; kategori plassering basert på kvantitative kriterier <i>Kvalitetsendring</i> : QU <i>kvalitetstap</i> ; vurdert for abiotiske og strukturelle faktorer og artsinventar, samlet bidrag til kvalitetstap; kategori plassering basert på andel av forekomster med akseptabel kvalitet <i>Samlet truethetsstatus</i> : SE, FL og QU vurderes separat for hver av 8 spesifiserte naturregioner, en samlet regional status (rG) basert på høyeste verdi av SE, FL, QU; deretter gis en samlet nasjonal vurdering, der regioner med hovedutbredelse av biototypen særlig vektlegges. Skiller mellom biotyper (1) som er bevaringsverdige og ikke bevaringsverdige (= kunstmark?), (2) har god/dårlig evne til regenerering, (3) som Østerrike har særlig ansvar for (basert på andel av verdensforekomst); disse angår ikke selve risikovurderingen, men biotypenes forvaltningsprioritet	Essl et al. 2002 Bygger metodisk på Riecken et al. 1994. De tyske og østerrikske systemene er ekvivalente.
HELCOMs rødliste for arter og biotoper i Østersjøen	<i>Biotoper</i> eller <i>biotyper</i> er den romlige komponenten til et økosystem karakterisert ved spesifikke økologiske, unike og mer eller mindre konstante miljøforhold. Plante- og dyresamfunn utgjør en viktig del av kjennetegnene ved en biotop.	0 fullstendig utryddet/ ødelagt 1 umiddelbart truet (av utryddelse) 2 sterkt truet 3 truet P potensielt truet * antatt ikke truet nå - finnes ikke i vurderingsom-	Kriteriene bygger på hhv <i>arealtap</i> (direkte ødeleggelse, DE) og <i>kvalitetstap</i> (kvalitative endringer, QU). Kriteriene forholdes ikke mot kvantitative nivåer, men er basert på kvalitativ vurdering. Vurderingene gjøres av endringer i forhold til tilstanden for 100-150 år siden. Vurdering av påvirkningsfaktorer trekkes ikke inn i selve trusselvurderingen, men i forhold til mulige årsaker og som	HELCOM 1998 Tilnærmingen bygger på tyske erfaringer med rødliste for biotoper, samt anvendelse av disse for Vadehavet

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
	Et <i>biotop-kompleks</i> er et typisk, økologisk sammenhengende kompleks av ulike spesifikke biotoper med karakteristisk romlig fordeling og habitater.	rådet X vurdering ikke meningsfylt	grunnlag for tiltak. Faktorene deles inn i irreversible eller reversible tap/endringer og temporære forstyrrelser.	HELCOMs klassifikasjon er integrert i den marine delen av EUNIS.
OSPAR: utvalg for prioritering av arter og habitater for vern	<i>Habitat</i> er ikke eksplisitt definert, men følger antakelig EUs Habitat-direktiv (habitat = naturtype)	1 Utryddet: forsvunnet innen OSPAR-området 2 Alvorlig reduksjon 3 Signifikant reduksjon 4 Sannsynlighet for signifikant reduksjon	Kriterier for vurdering av truethet: <i>omfang:</i> andel av OSPAR-området der habitatet er forsvunnet, og/eller <i>kvalitet:</i> grad av reduksjon i typiske/naturlige komponenter <i>Påvirkningsfaktorer</i> vurderes i forbindelse med tiltak, ikke som del av truethetsvurderingen Utvalgsriterier for prioritering av habitater: 1 <i>global viktighet:</i> høy andel (>75%) av habitatets globale forekomst i OSPAR-området 2 <i>regional viktighet:</i> høy andel (>75%) av habitatets forekomst innen en spesifikk biogeografisk eller annen viktig region 3 <i>sjeldenhet:</i> habitatet begrenset til et fåtall forekomster (<2% av 50x50km-ruter, i 3 dybdesoner) eller til små, fåtallige & spredte forekomster 4 <i>følsomhet:</i> <i>svært følsomt</i> habitat: meget liten motstand mot endringer og/eller meget lav resiliens (recovery >25 år); <i>følsomt</i> habitat: liten motstand mot endringer og/eller lav resiliens (recovery 5-25 år) 5 <i>økologisk betydning:</i> habitatet er meget viktig for økologisk prosesser, funksjoner og arter utover habitatet selv 6 <i>tilbakegangsstatus:</i> betydelig tilbakegang i omfang eller kvalitet, over historisk eller nyere tid, vidt utbredt eller regionalt	OSPAR 2003 Veiledningen fokuserer egentlig ikke på naturtypers truethet, men på utvalg av typer for ansvar og prioritering; som del av dette oppgis også kriterier for truethet
Canada: faktorer for vurdering av bevaringsstatus	<i>Økologisk samfunn, økosystem:</i> artssamfunn definert i tid og rom, med interaksjoner og miljøforhold	(ikke angitt spesifikke truethets- eller bevaringskategorier)	- Utbredelsesområde - Forekomstareal - Langsiktig trend (200 år) i utbredelse, forekomst og/ eller antall eller tilstand av forekomster - Kortsiktig trend (10-100 år avhengig av typens karakter) i utbredelse, forekomst antall eller tilstand av forekomster (faktor med mest betydelig endring) - Trussel, scores for hhv alvorlighet (gradert ut fra tid til full recovery), omfang (andel av areal), nærhet i tid	BC Conservation Data Centre 2004 Veiledningen fokuserer ikke på naturtypers truethet, men på kriterier for utvalg av typer for prioritering av bevarings-tiltak

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
			<ul style="list-style-type: none"> - Vernet forekomster (antall vernet & under langsiktig forvaltning) - Iboende sårbarhet el. resiliens (sannsynlighet for regenerering, rekolonisering, restituering av nøkkelkomponenter over gitt tidsrom) - Økologisk spesifisitet (smal vs bred utbredelse for næring, klima, forstyrrelse) - Antall forekomster - Antall forekomster i utmerket eller god tilstand (vurdert ut fra sannsynlighet for å opprettholdes i 20-100 år, avh. av iboende dynamikk) - Annet (kun kvalitativ beskrivelse) 3-8 kvantitative trinn for hver faktor (Vi mangler angivelse av hvordan informasjon for hver faktor ev. skal kombineres for å gi samlet vurdering)	
Norge: Vegetasjonstyper	<p><i>Vegetasjonstyper</i>: basert på plantearter (i hovedsak karplantearter) forekomst og mengdefordeling i plantesamfunn; følger Fremstad (1997)</p> <p>Har ikke vurdert "énsjiktts plantesamfunn av moser eller lav på trær eller stein" eller enkelte skogtyper mye brukt i vernesammenheng, men som man ikke har ansett for veldefinerte vegetasjonsmessig</p>	Følger kategorier i hht IUCN for rødlisting av arter: EX forsvunnet CR akutt truet EN sterkt truet VU noe truet LR hensynkrevende (=NT?) DD kunnskapsmangel (ikke brukt) LC livskraftig	Det er ikke formulert presise kriterier eller kvantitative nivåer for å vurdere truethet eller kategori plassering, men følgende momenter er vektlagt i de kvalitative ekspertvurderingene: <ul style="list-style-type: none"> - forekomst, utbredelse - endring, tilbakegang - representasjon i verneområder - utsatthet for negative påvirkningsfaktorer 	Fremstad & Moen 2001
Storbritannia: Vegetasjonstyper	<p><i>Vegetasjonstyper</i>: basert på inndeling i plantesamfunn i hht britisk National Vegetation Classification</p> <p>Omfatter kategorisering av plantesamfunn ut fra 12 ulike kriterier som dekker utbredelse (4), plantesamfunnenes karakter (3, inkl. trusselfaktorer), biomangfold (4), nåværende truethetsstatus (1)</p>	Har egne kategorier for truethetsvurderingen: C kritisk truet E sterkt truet T truet L lokalt truet U ikke truet	Det er ikke lagt til grunn formelle kriterier eller med utgangspunkt i data for mengde eller grad av reduksjon i forekomst, men samfunnenes truethet er vurdert av eksperter ut fra <ul style="list-style-type: none"> - antall og intensitet av trusselfaktorer, - dagens forekomst - spredningsmønster - størrelse av gjenværende forekomster - hvorvidt samfunnet inneholder mange og sjeldne arter 	Rodwell & Cooch 1997 Vurderingene synes å legge særlig vekt på sjeldenhet og trusselbildet (inkl. mulighet for restaurering). I tillegg er et verdielement trukket inn – artsrikhet og sjeldne arter
Estland: Vegetasjonstyper	<p><i>Vegetasjonstyper</i>: basert på plantearter (i hovedsak karplantearter) forekomst og mengdefordeling i plantesamfunn. Fokus er på</p>	Gjør et nummer ut av å skille sjeldenhet fra truethet. Har kategorier for sjeldenhet: utryddet, meget sjelden, sjel-	<p>Kategorier og kriterier for sjeldenhet:</p> 0 utryddet eller trolig utryddet: ikke lenger kjente eksemplarer i landet etter 1933 1 meget sjelden: kjent fra 1-3 lokaliteter med samlet areal	Paal 1998 Truethetskriteriene kan oppsummeres som:

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
	truete og sjeldne plantesamfunn som trenger oppfølging gjennom forvaltning, ikke rødlisting som sådan. Beskyttelsesbehovet knyttes også til plantesamfunnenes kulturelle betydning.	den, nokså sjelden, tilnærmet sjelden. Truethetskategorier er meget truet, truet, nokså truet.	<p><1 ha for grasmark eller <2 ha for skog</p> <p>2 sjelden: kjent fra 4-10 lokaliteter med samlet areal <3 (5) ha for grasmark eller <10 (15) ha for skog</p> <p>3 nokså sjelden: 11-20 lokaliteter med samlet areal <10 (20) ha for grasmark eller <100 (150) ha for skog</p> <p>4 tilnærmet sjelden: sannsynligvis i ovenstående kategorier innen 2-3 år, forekommer i habitater tilsvarende kategoriene 2-3 men som øker i omfang siste 5 år, eller med utilstrekkelig info</p> <p>Truete plantesamfunn: (i) tilhører sjeldne typer, (ii) inneholder truete arter, (iii) fins i habitater utsatt for menneskelig eller uvanlig naturlig påvirkning, (iv) reliksamfunn fra tidligere klimaperioder</p> <p>Kriterier for truethet:</p> <p>- Meget truet: samfunn med stor risiko for å forsvinne fullstendig pga sjeldenhet (kategori 1) eller sterke negative påvirkninger</p> <p>- Truet: samfunn i fare pga (i) relativ sjeldenhet (kategorier 2-3), (ii) samfunnenes store følsomhet, (iii) arealet sterkt redusert på kort tid (2-3 år), (iv) omfattende ødeleggelse/ endring i habitatet/økosystemet pga drastiske naturlige påvirkninger, (v) intens menneskelig påvirkning, (vi) opphør av tradisjonell drift</p> <p>- Nokså truet: samfunn i betydelig fare pga (i) sin generelle følsomhet, (ii) pågående reduksjon i areal, (iii) pågående, langsiktig kvalitetsendring, (iv) opphør av tradisjonell drift, (v) sjeldenhet av samfunnene i naboland</p>	<p>- sjeldenhet, dels også i naboland</p> <p>- reduksjon i areal, siste 2-3 år eller pågående over lengre tid</p> <p>- reduksjon i tilstand</p> <p>- typenes følsomhet for påvirkning</p> <p>- negativ påvirkning, knyttet til naturgitt eller menneskelig påvirkning</p>
Globalt: Terrestriske økosystemer	<p>Økosystem: enhet av biologisk organisasjonsnivå som inkluderer en unik og relativt homogen sammensetning av arter og abiotiske elementer og deres dynamiske prosesser.</p> <p>Utrydding: Et økosystem er utryddet eller forsvunnet når det ikke lenger finnes noe intakt arealdekke av det opprinnelige økosystemet.</p> <p>Analyseenhet: En økosystemenhet er en gitt del av landskapet og utryddingsrisikoen reflekterer graden av endring i arealdekke innen</p>	<p>EX Utryddet</p> <p>CR Kritisk truet</p> <p>EN Truet</p> <p>VU Sårbar</p> <p>NT Nær truet</p> <p>LC Livskraftig</p> <p>DD Datamangel</p> <p>NE Ikke vurdert</p>	<p>A Tidligere reduksjon i arealdekke og pågående trussel: andel av intakt arealdekke som borte relativt til referansetilstand, gitt at trussel består: hhv CR >90%, EN >70%, VU >30% reduksjon.</p> <p>B Rask endring i arealdekke: andel av opprinnelig arealdekke som er forsvunnet eller forventes å forsvinne i løpet av 30 år: hhv CR >90%, EN >70%, VU >30% reduksjon.</p> <p>C Økt fragmentering:</p> <p>CR >90% av fragmenter <10km² & >90% av fragmenter >1km fra nærmeste nabo,</p> <p>EN >90% av fragmenter <10km² & >70% av fragmenter >1km fra nærmeste nabo eller >70% av fragmenter <10km² & >90% av fragmenter >1km fra nærmeste nabo</p> <p>VU >90% av fragmenter <10km² & >30% av fragmenter</p>	Rodriguez et al. 2007

Land	Naturtypebegrepet	Kategorier for truethet	Kriterier for truethetsvurdering	Kilde; merknad
	denne delen. <i>Tidsskala:</i> risiko vurdert for tidsrom på ca 30 år fram i tid; referansetidspunkt ca 1970		>1km fra nærmeste nabo eller >70% av fragmenter <10km ² & >70% av fragmenter >1km fra nærmeste nabo eller >30% av fragmenter <10km ² & >90% av fragmenter >1km fra nærmeste nabo D <i>Meget begrenset geografisk utbredelse</i> (i opprinnelig tilstand, ikke som følge av fragmentering): hele opprinnelige geografiske fordeling av typen som hhv CR 1 fragment <10km ² , EN 3 fragmenter <10km ² , VU <10 fragmenter <10km ² Kriterier som gir strengeste kategori, bør brukes.	

NINA Rapport 428

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1994-5



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no