



Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter

Versjon 3.5

Innhold

1. Bakgrunn	3
1.1. Fremmede arter	3
1.2. Økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge	4
1.3. FremmedArtsBasen	5
1.4. Etterprøvbarehet som et generelt krav	6
1.5. Bakgrunnsdata som skal benyttes	7
1.6. Takksigelser	7
2. Definisjoner og avgrensinger	8
2.1. Fremmed art	8
2.2. Stedegen art	9
2.3. Norsk natur	10
2.4. Etablering	10
2.5. Dørstokkarter	11
2.6. Avgrensninger	11
2.7. Populasjons- og utbredelsesmål	16
2.8. Økologisk påvirkning	20
2.9. Usikkerhet, risiko og mørketall	21
3. Artsinformasjon	24
3.1. Artens status	24
3.2. Artsegenskaper	25
3.3. Import	26
3.4. Spredningsveier	27
3.5. Utbredelseshistorikk	28
4. Naturtyper	30
5. Risikovurdering	32
5.0. Angivelse av usikkerhet	33
5.1. Invasjonspotensial	33
5.2. Økologisk effekt	42
5.3. Geografisk variasjon	46
5.4. Klimaeffekter	46
5.5. Kriteriedokumentasjon	47
6. Oversikt over endringer	48
7. Appendiks	50
I. Kriteriesett for økologisk risikovurdering av fremmede arter	50
II. Endringer i kriteriesettet 2012–2017	58
III. Kvantitative kontra kvalitative kriteriesett	67
IV. Spredningsveier	70
V. Natur i Norge	72
VI. Biogeografiske regioner	78
VII. Økosystemtjenester	80
VIII. Bestillingsliste over fremmede arter som ønskes risikovurdert	81
IX. Rødlistekriterier	83
X. R-program for estimering av populasjonens levetid	85
XI. R-program for estimering av ekspansjonshastighet	89
XII. Egenspredning	94
8. Referanser	95
9. Ordforklaringer	99

Utgiver: Artsdatabanken, 7491 Trondheim

Kontakt, spørsmål og kommentarer: fremmedearter@artsdatabanken.no

Nåværende versjon: Dette eksemplaret av retningslinjene er **versjon 3.5** (per 12.11.2017). Eventuelle oppdateringer vil legges ut på <http://www.artsdatabanken.no/fremmedearter>.

Siteringsmåte: Sandvik H., Gederaas L. & Hilmo O. (2017) *Retningslinjer for økologisk risikovurdering av fremmede arter*, versjon 3.5. Trondheim: Artsdatabanken.

ISBN: 978-82-92838-45-7

1. Bakgrunn

1.1. Fremmede arter

Spredning av fremmede arter som følge av menneskelig aktivitet er et globalt problem som kan ha store økologiske konsekvenser (Kumschick mfl. 2015) og fører til en homogenisering av naturen (Dar og Reshi 2014). På global basis er fremmede arter blant de største truslene mot biologisk mangfold (Lockwood mfl. 2013). I IUCNs globale rødliste er invaderende fremmede arter identifisert som en trussel mot 35 % av de trua fugleartene, 29 % av de trua amfibieartene og 17 % av de trua pattedyrartene (IUCN 2015). I Norge er fremmede arter vurdert som en trussel mot relativt få arter (2 %; Henriksen og Hilmo 2015).

På global basis anslår man grovt regna at 10 % av introduserte fremmede arter vil klare å etablere seg i sitt nye habitat, og at om lag 10 % av disse igjen vil bli problemarter (Williamson 1996). Dette forholdet kan imidlertid variere både geografisk og mellom organismegrupper, og gyldigheten av «regelen» er mye omdiskutert (Lockwood mfl. 2005). For introduserte karplanter er det anslått at 3–5 % av artene blir invaderende i nordiske miljøer (Fremstad mfl. 2005). Om en ikke-stedegen art klarer å etablere seg i et område, avhenger blant annet av artens demografiske og fysiologiske egenskaper (f.eks. god evne til å benytte pionerhabitat, kort generasjonstid, høy toleranse for miljøstokastisitet, generalistisk og opportunistisk diett), samt av egnetheten til habitatet den introduseres til. Gjentatte introduksjoner gir større sannsynlighet for at arter blir etablert (Blackburn mfl. 2009). I tillegg har det vist seg at jo større bestanden som introduseres er, desto mer sannsynlig vil den etableres og spres. Det finnes imidlertid eksempler på at én befrukta hunn har vært opphav til etablerte og svært ekspanderende populasjoner av en introdusert bie-art i USA (Zayed mfl. 2007).

Klimaet i Norge er prega av korte vekstsesonger og lange, kalde vintre. Dette kan bidra til at etableringa av fremmede arter er begrensa. Et mildere klima vil kunne gi mer gunstige betingelser for en rekke fremmede arter (Fremstad mfl. 2005, Iacarella mfl. 2015, Dullinger m.fl. 2017) og dermed øke sannsynligheten for at de kan overleve, etablere seg og spre seg i framtida.

Fremmede arter som etablerer seg i en ny region, kan ha store økologiske effekter lokalt ved å inngå som en ny nedbryter, herbivor, predator eller parasitt i økosystemer, men også føre til forrykking i trofiske interaksjoner ved å inngå som en ny ressurs. Ved å fylle en stedegen arts opprinnelige nisje (i rommet og/eller i næringskjeden) eller ha egenskaper som gir negativ innvirkning på andre organismers levedyktighet (f.eks. gjennom toksisitet eller sykdomsoverføring), kan stedegne arters bestandsutvikling påvirkes, og arter kan fortrenkes i rommet (Williamson 1996). Fremmede arter kan føre til endringer i tilstanden til naturtyper og således forandre og true deres forekomster og mangfold i Norge (Lindgaard og Henriksen 2011). Noen arter har evne til å overføre genetisk materiale til andre arters populasjoner (introgresjon). Slike fremmede arter kan endre stedegne populasjoners genetiske sammensetning og dermed egenskapene ved arten, og dennes økologiske og evolusjonære potensial.

1.2. Økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge

Norge har gjennom ratifisering av konvensjonen om biologisk mangfold (CBD 1992) forpliktet seg til, så langt det er mulig og hensiktsmessig, å hindre innføring av, kontrollere og utrydde fremmede arter som kan true økosystemer, arters leveområder eller arter. Det er også lovfesta økte tiltak mot skadelige fremmede organismer i naturmangfoldloven (2009) og tilhørende forskrifter (ballastvannforskriften 2009, forskrift om utsetting av utenlandske treslag 2012, forskrift om fremmede organismer 2015).

Artsdatabanken publiserte den første norske svartelista i 2007 (Gederaas mfl. 2007). Denne inneholdt bare vurderinger av et utvalg fremmede arter i Norge og var basert på en kvalitativ risikovurdering. En oppdatert oversikt over samtlige kjente fremmede arter i Norge (innenfor Artsdatabankens avgrensninger) ble publisert i 2012 (Gederaas mfl. 2012). Risikovurderinga bak denne lista var basert på et helt nytt og semi-kvantitativt kriteriesett (Sandvik mfl. 2013).

I første halvdel av 2018 planlegges offentliggjøringen av den tredje oversikten over fremmede arter, inkludert vurderingene av deres økologiske risiko. Risikovurderingene skal gjennomføres i løpet av 2017. Det ble gjennomført en bredt anlagt evaluering av behovene og revisjon av metodikken i forkant av denne tredje vurderingsrunden: I 2015 ble det satt ned en faglig referansegruppe som ga avgjørende innspill til definisjoner, avgrensninger og kriterier. En foreløpig versjon av retningslinjene ble sendt ut til høring tidlig i 2016. I etterkant av høringsrunden hadde Artsdatabanken flere møter med sentrale brukere. Prosessen har også innbefatta et tettere samarbeid med Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) med det formål å presentere Artsdatabankens og VKMs vurderinger på en omforent måte. Også svenske myndigheter har nå inngått et samarbeid og kommer til å sette i gang en risikovurdering av fremmede arter som følger Artsdatabankens metodikk.

Kriteriesettet som benyttes i 2017, har fått navnet *Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species* (GEIAA) og er en del av disse retningslinjene (appendiks I). Det er en revidert versjon av kriteriesettet som ble brukt i 2012 (endringene oppsummeres i kapittel 6). Kriteriene A–I har beholdt den samme betydninga, men noen av dem er modifisert og/eller justert i forhold til 2012 (begrunnelsene er gitt i appendiks II). Etter denne revisjonen er det gjeldende kriteriesettet nå gjennomgående kvantitativt (jf. appendiks III).

Kriteriesettet brukes for å kvantifisere og beskrive risikoen for at fremmede arter etablerer seg og ekspanderer i Norge, og for at de har negative økologiske effekter på det stedege naturmangfoldet i landet. Andre (ikke-økologiske) effekter av fremmede arter ligger utenfor Artsdatabankens mandat, men inngår i artsbeskrivelsen.

Dette arbeidet, som vil pågå gjennom 2017, skal resultere i en oppdatert liste over fremmede arter i Norge, inkludert en svarteliste. Det ferdige produktet vil være en nettbasert publikasjon.

Produktet er først og fremst ment som et grunnlag for en kunnskapsbasert forvaltning av biologisk mangfold, men er også viktig for å spre kunnskap om fremmede arter i Norge til allmennheten og andre relevante målgrupper i samfunnet. Det er viktig å presisere at det ikke hører til Artsdatabankens oppgaver å fatte beslutninger og iverksette tiltak som berører artene. Dette er oppgaver som tilligger relevante forvaltningsmyndigheter. En vurdering av fremmede arters økologiske risiko i Norge er et kritisk første steg for fastsetting av forvaltningsmessige prioriteringer, men er ikke nødvendigvis et tilstrekkelig grunnlag for å avgjøre en artsforvaltningsprioritet (som også berøres av økonomiske, helsemessige, kulturelle og andre aspekter).

Artsdatabanken har etablert flere ekspertgrupper. Hver av ekspertgruppene får ansvaret for å risikovurdere de fremmede artene (inkl. dørstokk- og regionalt fremmede arter) i en spesiell artsgruppe.

1.3. FremmedArtsBasen

Det er oppretta en database på nett for de praktiske vurderingene av økologisk risiko av fremmede arter i Norge: FremmedArtsBasen (FAB). Alle vurderinger skal foregå via denne nettapplikasjonen, og all dokumentasjon og relevante kilder skal registreres her. Det vil også bli laga en innsynsløsning for brukerne etter at vurderingene er ferdigstilt og kvalitetssikra. En slik base gir bedre muligheter for standardisering av arbeidet mellom ekspertgrupper. Dette vil igjen bidra til at vurderingene blir gjort på en enhetlig måte. I tillegg kan Artsdatabanken følge med i de forskjellige ekspertgruppene framdrift i arbeidet og derved ha bedre muligheter for effektiv oppfølging. En oppnår også sikrere lagring av registrert informasjon, samt at gjeldende versjon av vurderingene alltid er tilgjengelig for de ekspertene som deltar i arbeidet. FAB inneholder også lenker til verktøy som bl.a. forenkler estimeringa av utbredelsesområder og forekomstareal (Artskart og Naturtypebasen). Informasjonen om arter som ble vurdert i 2012, er, så langt det lot seg gjøre, overført til FAB. Det er viktig at denne forhåndsinnfylte informasjonen gjennomgås kritisk av ekspertene. Informasjon som ikke er overført eller som har endra seg siden 2012, må oppdateres.

Innlogging, valg av arter og oppbygging

FABs nettadresse er <https://database.artsdatabanken.no/FAB3>. Dessverre kan funksjonaliteten til FAB bare garanteres dersom Google Chrome brukes som nettleser.

Ved første gangs innlogging må man opprette en brukerkonto. Når denne er oppretta og tilgang godkjent av Artsdatabanken, logger man seg på med brukernavn og selvvalgt passord. Dersom man glemmer passordet, klikk «glemt passord», og passordet vil bli tilsendt per e-post.

Man må velge en art før den kan beskrives og vurderes. Utvalget av fremmede arter og dørstokkarter som ligger tilgjengelig i FremmedArtsBasen, er ment som et foreløpig utgangspunkt. Utvalget kan utvides fortløpende av ekspertene enten ved å velge fra Artsnavnebasen (fanen «opprett ny vurdering»). Mangler navnet der også, gi tilbakemelding til Artsdatabanken (postmottak@artsdatabanken.no) med navnene på artene som ønskes tilføyd.

Man kan se på alle arter i lista, men man kan bare redigere arter etter å ha klikka «start vurdering». Når vurderinga anses som avslutta, må arten «frigis» igjen. Ekspertgruppelederen må til slutt godkjenne alle ferdige vurderinger med en egen «godkjent»-knapp i artslista.

Nettapplikasjonen er strukturert i faner og underfaner, som følger retningslinjenes oppbygning:

- Artsinformasjon (se retningslinjenes kapittel 3.)
 - Artsens status (se retningslinjenes avsnitt 3.1.)
 - Artsegenskaper (se retningslinjenes avsnitt 3.2.)
 - Import (se retningslinjenes avsnitt 3.3.)
 - Spredningsveier (se retningslinjenes avsnitt 3.4.)
 - Utbredelseshistorikk (se retningslinjenes avsnitt 3.5.)
- Naturtyper (se retningslinjenes kapittel 4.)
- Risikovurdering (se retningslinjenes kapittel 5.)
 - Invasjonspotensial (se retningslinjenes avsnitt 5.1.)
 - Økologisk effekt (se retningslinjenes avsnitt 5.2.)
 - Geografisk variasjon (se retningslinjenes avsnitt 5.3.)
 - Klimaeffekter (se retningslinjenes avsnitt 5.4.)
 - Kriteriedokumentasjon (se retningslinjenes avsnitt 5.5.)
- Referanser (registrere og knytte til referanser)

Den øverste menylista har valgene «informasjon», «velg art», «lagre» og «logg ut»:

- «Informasjon» inneholder lenker til retningslinjene samt FAB 2012.
- Endringer må lagres før man velger en ny art eller forlater applikasjonen.

1.4. Etterprøvbarehet som et generelt krav

Vurderinger av arter skal være etterprøvbare. Det er derfor et grunnleggende krav at informasjonen som legges inn i FremmedArtsBasen, blir dokumentert og referansebelagt. Dette gjelder i særdeleshet informasjon som påvirker risikovurderinga.

For at et kriterium kan anses som oppfylt, må det altså foreligge dokumentasjon i form av publikasjoner eller tilgjengelige data. Består dokumentasjonen av vitenskapelige (fagfelle-vurderte) artikler eller rapporter, er det tilstrekkelig at disse siteres. Egne observasjoner og upubliserte data skal lastes opp (se under) hvis disse er den eneste form for dokumentasjon som ligger til grunn for vurderinga, eller hvor disse inneholder relevante data for vurderinga. Dersom informasjon er innhenta fra andre eksperter i form av personlige meddelelser, må dette dokumenteres i form av navn, dato og institusjon. Alle slike opplysninger legges inn fortløpende i relevante fritekstfelt i FremmedArtsBasen. Siterte referanser må legges til på fanen «referanser».

Det skal komme tydelig fram hvilke vurderingsmetoder eksperten har brukt (samt antagelsene disse baserer seg på). Kvantitative vurderinger stiller høyere krav til dokumentasjon enn kvalitative. Vurderinga av et gitt kriterium kan bestå i ett konkret, tallfesta og referansebelagt estimat. Den kan imidlertid også være et kvalifisert anslag. Kvalifiserte anslag står ikke i noen motsetning til en kvantitativ metode, så lenge de er dokumentert og basert på kriteriesettets terskelverdier (jf. appendiks III). Dokumentasjonen kan altså bestå i å underbygge at verdien ligger mellom to bestemte terskelverdier, og trenger ikke nødvendigvis å angi noe tallfesta estimat. Ekspertene oppfordres også til å vise skjønn og å benytte sin egen fagekspertise. Dokumentasjonen kan være i form av egne observasjoner og egne betraktninger/analyser av den relevante situasjonen for arten, men må i så fall gjøres eksplisitt og legges inn eller lastes opp i FremmedArtsBasen.

For en del arter vil det ikke finnes nok dokumentasjon på invasjonspotensial eller økologiske effekter fra Norge. Dette gjelder naturlig nok dørstokkarter, men også mange fremmede arter som allerede befinner seg i Norge, enten fordi de er nye, vanskelig å oppdage eller rett og slett dårlig undersøkt. Hvis det ikke foreligger gode nok data fra Norge, kan dokumentasjonen bygge på:

- data for arten i land med bioklimatiske forhold som er sammenlignbare med Norge,
- data for arten i land med bioklimatiske forhold som er forskjellig fra Norge,
- data fra nært beslektede arter med sammenlignbart levevis og demografi.

Denne lista er i prioritert rekkefølge, men det kan være tilfeller hvor f.eks. norske data om en nær slektning av den vurderte arten gir en bedre pekepinn på artens egenskaper enn data fra den vurderte artens opphavsland. Slike avgjørelser må baseres på ekspertenes skjønn og beskrives i kriteriedokumentasjonen.

Opplasting av datasett

På relevante faner i FremmedArtsBasen er det lagt inn knapper for opplasting av datasett (utbredelseshistorikk/3.5., levetid/5.1.1., ekspansjonshastighet/5.1.2.). Her kan alle data som er brukt i eller som er av betydning for risikovurderinga, lastes opp. Egne observasjoner og upubliserte data *skal* lastes opp, der disse er den eneste form for dokumentasjon som ligger til grunn for vurderinga, eller hvor disse inneholder relevante data for vurderinga.

Tillatte formater er regneark (OpenOffice, Excel), ren tekst (txt, csv, sdv), formatert tekst (OpenOffice, Word, rtf) eller pdf. Datasettene vil ikke offentliggjøres eller legges ut i FABs innsynsløsning, men arkiveres elektronisk sammen med risikovurderinga. Ved behov kan enkelte datasett bli gjort tilgjengelig for brukere på etterspørsel.

1.5. Bakgrunnsdata som skal benyttes

For å sikre felles bruk av relevante bakgrunnsfakta, blir aktuell støtteinformasjon som er relevant for risikovurderinga av fremmede arter i Norge, gjort tilgjengelig på Artsdatabankens nettsted (<http://www.artsdatabanken.no/fremmedearter>). Dette omfatter informasjon om arealforhold, om klimaprognoser og om endringer i norsk natur. Når det gjelder vurdering av effekter av framtidige klimaendringer, skal ekspertgruppene benytte klimaframskrivningene utgitt av Norsk klimaservicesenter.

- Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no>)
- Interaktive klimaframskrivninger (<http://www.klimaservicesenter.no>)
- Klima i Norge 2100 (Hanssen-Bauer mfl. 2015) [[pdf](#)]
- Natur i Norge, [versjon 2](#) (Halvorsen mfl. 2015; delvis [versjon 1](#), Halvorsen mfl. 2009)
- Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen og Hilmo 2015) [[lenke](#)]
- Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Lindgaard og Henriksen 2011) [[lenke](#)]
- Resultater fra landsskogtakseringa (Granhus mfl. 2012 [[pdf](#)], Storaunet og Rolstad 2015 [[pdf](#)] samt <http://www.skogoglandskap.no/kart/skogressurskart>)

1.6. Takksigelser

En rekke personer og institusjoner har bidratt med råd, kommentarer og rettelser til disse retningslinjenes innhold og ordlyd. Vi ønsker å rette en spesiell takk til *Hanne Hegre Grundt* (FlowerPower) og medlemmene i referansegruppa (*Anders G. Finstad*, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet; *Trond Rafoss*, Norsk institutt for bioøkonomi; *Olav Skarpaas*, Norsk institutt for naturforskning), *Reidar Elven* (Naturhistorisk museum Oslo), *Vigdis Vandvik* (Universitetet i Bergen), kompetansen internt i Artsdatabanken (*Øyvind Bonesrønning*, *Snorre Henriksen*, *Wouter Koch*, *Arild Lindgaard*, *Toril Loennechen Moen*, *Bjørn Reppen*, *Helge Sandmark*) og institusjonene og organisasjonene som har kommet med innspill da retningslinjene ble sendt ut til høring. Deler av retningslinjene baserer seg på 2012-veilederen (forfatta av *Sigrun Skjelseth* mfl.).

2. Definisjoner og avgrensinger

2.1. Fremmed art

Den generelle definisjonen av en fremmed art for Norge er basert på IUCNs (2000) definisjon:

Fremmede arter er arter, underarter eller lavere taxa* som opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde (tidligere eller nåværende) og spredningspotensial (dvs. utenfor det området de kan spres til uten hjelp av mennesket, aktivt eller passivt), og begrepet omfatter alle livsstadier eller deler av individer som har potensial til å overleve og formere seg.

Definisjonen omfatter dermed ikke bare fullvoksne individer, men også frø, egg, sporer eller annet biologisk materiale som kan muliggjøre at det vokser fram nye individer av arten.

Begrepet «fremmed art» er nå veletablert og brukes framfor andre begreper som «introdusert art» eller «invaderende art» (*invasive* i engelsk terminologi). Ordet «invaderende» antyder en stor spredningsevne; men ikke alle fremmede arter er invaderende i denne forstand, og det fins også stedege arter som er i spredning.

Dersom en art opptrer utenfor sitt naturlige utbredelsesområde og spredningspotensial, innebærer det at den fremmede forekomsten må ha blitt *introdusert* (eller stammer fra en forekomst som i sin tur har blitt introdusert) antropogent, dvs. gjennom menneskelig aktivitet. Ordene «introdusert» og «introduksjon» kan gi assosiasjoner til en aktiv handling, men brukes her i en videre og mer nøytral betydning:

Med *introduksjon* menes enhver tilsikta eller utilsikta form for antropogen innførsel til norsk natur.

«Norsk natur» defineres under (avsnitt 2.3.). Introduksjon av fremmede arter omfatter dermed:

- 1) bevisst utsetting;
- 2) forvilling eller rømning fra fangenskap, oppdrett, dyrking, avl eller lignende;
- 3) innførsel som forurensning, smitte e.l. under transport av dyr, planter eller organisk materiale;
- 4) innførsel av blindpassasjerer under transport av mennesker, varer, last, kjøretøy eller fartøy;
- 5) spredning gjennom menneskeskapte korridorer;
- 6) sekundær spredning, dvs. egenspredning fra bestander i naboland der opprinnelse skyldes 1–6.

En oversikt over introduksjonsveier og deres underkategorier er gitt i appendiks IV.

Dersom en er usikker på om en art har kommet til Norge ved egen hjelp eller ved menneskelig innvirkning (og dermed kan defineres som *fremmed art for Norge*), er fremgangsmåten avhengig av det mulige alternativet: Er alternativet at arten er stedege, skal arten bare risikovurderes som fremmed hvis det er sannsynlighetsovervekt for at arten er fremmed (for å unngå at arten havner på både rødlista og fremmedartslista). Er alternativet derimot at arten er en tilfeldig gjest (vagrant), skal arten ved tilstrekkelig usikkerhet risikovurderes som fremmed.

* Et *taxon* (flertall *taxa*) eller *takson* (flertall *taksoner*) er en hvilken som helst taksonomisk enhet. Med *lavere taxa* menes her taksonomiske enheter under artsnivået (f.eks. underart, varietet).

2.2. Stedegen art

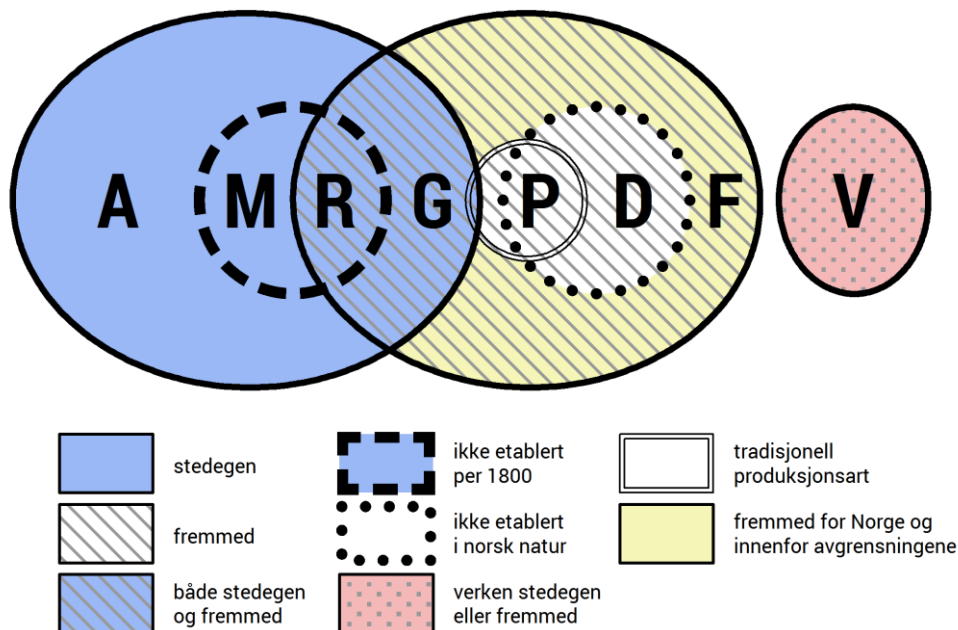
Ved risikovurderinger av fremmede arter er effekter på stedegne arter en sentral faktor. Det er derfor viktig å presisere at det som menes med stedegen art i retningslinjene og kriteriesettet, er arter som vurderes for rødlisting (dvs. arter som er plassert eller kan plasseres i rødlistekategoriene DD, LC, NT, VU, EN eller CR; Henriksen og Hilmo 2015). Definisjonen på *stedegen art* er dermed:

Stedegne arter er arter som forekommer i Norge og som (a) har vært fast reproduserende i Norge per 1800; eller som (b) har en fast reproduserende bestand i Norge som ikke har opphav i introduserte individer; eller som (c) er migranter i Norge.

Trua arter er stedegne arter som er plassert i rødlistekategoriene VU (sårbar), EN (sterkt trua) eller CR (kritisk trua) ifølge *Norsk rødliste for arter 2015* (Henriksen og Hilmo 2015).

Med *fast reproduserende* menes selvstendig reproduksjon i en sammenhengende tidsperiode på mer enn 10 år og med mer enn 20 reproduserende individer; *introdusert* er brukt i tråd med avsnitt 2.1.; med *migranter* menes regelmessige gjester som bruker norske arealer med en populasjon som utgjør mer enn 2 % av artens globale bestand (jf. Artsdatabanken 2014:7).

OBS! Stedegen art brukes altså her ikke som antonym (motsetning) til fremmed art. Det fins derfor arter i Norge som *både* er fremmede og stedegne (snittmengden mellom de store ellipsene i figur 1), og enkelte arter som *verken* er fremmede eller stedegne (tilfeldige gjester). De ulike kombinasjonene illustreres i figur 1.



Figur 1: Fremmede og stedegne arter. Konseptfiguren viser alle arter som kan påtreffes i Norge. Slik fremmede og stedegne arter er definert i disse retningslinjene (se avsnitt 2.1 og 2.2.), fins det enkelte arter som er *både* fremmede og stedegne, samt noen arter som *verken* er fremmede eller stedegne. *Alle* arter i F og *enkelte* i R og D risikovurderes.

- A Opprinnelig stedegne arter (*autoktone* eller *indigene* arter).
- M Migranter (ikke etablert) og nyinnvandra arter (etablert etter 1800), som ikke er introdusert.
- R Regionalt fremmede arter (stedegne i Norge, men introdusert til nye landsdeler; se 2.6.2.).
- G «Gamle» introduserte arter, som har etablert fast reproduserende bestander før 1800.
- P Produksjonsarter som har vært i utstrakt bruk før 1700.
- D Enkelte *dørstokkarter* (fremmede arter som ikke er etablert i Norge; se avsnitt 2.5.).
- F Arter som er fremmed for Norge og ble etablert i Norge etter 1800.
- V Tilfeldige gjester (*vagranter*).

2.3. Norsk natur

«Vurderingsområdene» for en fremmed art omtales her som *norsk natur* og defineres slik:

***Norsk natur* omfatter enhver del av Norge som er utendørs (inkludert sterkt endra natur) samt stedegne arter som forekommer der; for produksjonsarter regnes ikke deres produksjonsareal til norsk natur.**

En *produksjonsart* er en art som brukes i produksjonsøyemed. En produksjonsart regnes som *tradisjonell* hvis den har vært i utstrakt bruk i Norge per 1700.

***Produksjonsarealet* til en gitt produksjonsart er det avgrensa arealet av sterkt endra natur som spesifikt er avsatt til produksjon av denne arten.**

OBS! Siden det alltid er snakk om produksjonsarealet til en konkret art, defineres produksjonsareal (og dermed norsk natur) som et artsspesifikt areal.

«Produksjonsøyemed» forstås i vid forstand og omfatter produksjon av mat, tømmer, andre plante- eller dyreprodukter, men også rekreasjon. Eksempler på produksjonsarter og -arealer er grønnsaker på en åker; trær i et plantefelt; pattedyr på beite; ferskvannsfisk i en fiskedam; saltvannsfisk i et oppdrettsanlegg; hageplanter eller husdyr i en privathage; vannplanter eller fisk i en hagedam. Produksjonsarealets avgrensning vil ofte, men ikke alltid være skarp (f.eks. gjerder). Uansett bør man operere med en randsone like bred som artens individer er høye, som anses som del av produksjonsarealet.

Inndeling av norsk natur og definisjonen av sterkt endra natur er beskrevet i NiN-systemet (*Natur i Norge*, Halvorsen mfl. 2015) og kort forklart i appendiks V. Merk at selve begrepet *norsk natur* ikke er basert på NiN, men trengs her for å definere vurderingsarealet for risikovurderingene.

2.4. Etablering

Etablering er et sentralt begrep når det gjelder fremmede arter. Det defineres her nokså vidt, ved at definisjonen tar utgangspunkt i reproduksjonsevnen til enkeltindivider og ikke i en bestemt bestandsstørrelse:

En art regnes som *etablert* i Norge hvis og bare hvis den er selvstendig reproduserende utendørs, dvs. så sant det fins levedyktig avkom som er produsert utendørs og uten direkte menneskelig hjelp.

Avkommet kan være produsert seksuelt eller aseksuelt. Observasjonen av forplantningsdyktige individer som selv har blitt introdusert («førstegenerasjons»-individer etter introduksjonen), regnes ikke som dokumentasjon på etablering. Det gjør heller ikke individer som med overveiende sannsynlighet er produsert innendørs eller under sterkt menneskelig tilsyn (f.eks. husdyr; for en avgrensning mot tvilstilfeller se IUCN 2016:8).

OBS! En art kan ifølge denne definisjonen være etablert før den er introdusert. Hvis det f.eks. skjer foryngelse (uten direkte menneskelig hjelp) av et treslag på treslagets eget plantefelt, vil treslaget oppfattes som etablert i Norge, men siden denne foryngelsen ikke skjedde i *norsk natur*, regnes treslaget ikke for å være introdusert (jf. definisjon av introduksjon i avsnitt 2.1.). Bakgrunnen for dette er at en art som er dokumentert å reproducere utendørs uten menneskelig hjelp, med stor sannsynlighet vil evne å reproducere utenfor produksjonsarealet sitt også (dvs. i norsk natur).

2.5. Dørstokkarter

Dørstokkarter defineres slik:

En dørstokkart er en fremmed art som per i dag ikke er etablert i Norge, men som antas å kunne etablere seg innen 50 år (dvs. å produsere levedyktig avkom utendørs i Norge uten menneskelig hjelp).

Definisjonen omfatter grovt sett tre ulike grupper av arter:

- fremmede arter som allerede befinner seg innenfor landets grenser, men som (per i dag) ikke reproducerer, eller som (per i dag) kun reproducerer innendørs eller med direkte menneskelig hjelp (f.eks. kan dette gjelde mange hageplanter, enkelte akvariefisk, arter som fortrinnsvis lever i bolighus, veksthus, låver, lagerbygninger o.l.) – denne gruppa kan etablere seg gjennom klima- eller andre miljøendringer som tillater at arten begynner å reproducere selvstendig utendørs;
- fremmede arter som allerede befinner seg i naboland og kan komme til Norge uten menneskelig hjelp, dvs. gjennom selvstendig spredning eller gjennom korridorer (se appendiks IV);
- fremmede arter som ikke befinner seg i Norge, men som kan komme til Norge gjennom aktuelle, relevante spredningsveier (tilsikta eller utilsikta import eller transport, se appendiks IV) fra et område med tilsvarende bioklimatiske forhold som ankomststedet.

En liste over dørstokkarter som ønskes risikovurdert av relevante myndigheter, foreligger i appendiks VIII. I tillegg er det ekspertenes oppgave å avgjøre om det er flere arter som bør inkluderes som dørstokkarter og tas med i risikovurderingene. Hvilke arter som inkluderes kan vurderes gjennom hele risikovurderingsprosessen (se avsnitt 1.3. for prosedyre angående innlegging av navn).

OBS! Dørstokkarter skal vurderes etter norske forhold, med utgangspunkt i data fra utlandet.

2.6. Avgrensninger

Mens avsnitt 2.1. gir den generelle definisjonen for fremmede arter, skal ikke alle disse artene automatisk risikovurderes. Delgruppen av fremmede arter som *skal* risikovurderes, spesifiseres gjennom de følgende fire *avgrensningene* i tid og rom (historisk og geografisk), økologisk og taksonomisk.

2.6.1. Historisk avgrensning

Ifølge den generelle definisjonen regnes også arter innført i yngre steinalder som fremmede. Situasjonen i Norge er at det er nokså mangelfull kunnskap om hvilke arter som fantes her før ca. år 1800. Å inkludere arter introdusert før den tid, ville derfor skape mange tvilstilfeller. Med denne bakgrunn er risikovurderingens avgrensning i tid lagt til 1800, vel vitende at dette er et nokså vilkårlig valgt tidspunkt. Avgrensninga er sammenfallende med den som brukes i rødlista.

En fremmed art skal *ikke* risikovurderes hvis den per 1800 var etablert med en fast reproduserende bestand i Norge.

I tråd med definisjonen i avsnitt 2.2. må en art ha reproducert selvstendig i en sammenhengende tidsperiode på mer enn 10 år, for at den regnes som «fast reproduserende». Hvis denne perioden *begynte* i 1790 eller tidligere (slik at arten hadde reproducert i 11 år i 1800 eller tidligere), regnes arten som stedegen og skal ikke risikovurderes.

Dette innebærer blant annet:

- 1) Arter som er introdusert til Norge *etter* 1800 og ikke tidligere hadde fast reproduserende bestander i Norge, *skal* risikovurderes.
- 2) Arter som er introdusert til Norge før 1800 og begynte å reproducere fast før 1800, regnes i herværende sammenheng som stedegne og *skal ikke* risikovurderes.
- 3) Arter som er introdusert til Norge før 1800, men *ikke* begynte å reproducere fast før 1800, *skal* risikovurderes.
- 4) Arter som tidligere har vært stedegne i Norge, men har *dødd ut etter 1800*, anses fremdeles som stedegne dersom de er introdusert på ny, og skal derfor *ikke* risikovurderes.
- 5) Arter som tidligere har vært stedegne i Norge, men har *dødd ut før 1800*, anses ikke lenger som stedegne dersom de er introdusert på ny, og *skal* dermed risikovurderes.

Dersom arter som er *introdusert før* 1800 inkluderes, skal dette begrunnes. Er det usikkert om tidspunkt for *etablering* var før eller etter 1800, bør arten risikovurderes hvis det er sannsynlighetsovervekt for at arten ble etablert etter 1800. I begge tilfeller må begrunnelsen/usikkerheten beskrives i kriteriedokumentasjonen.

2.6.2. Geografisk avgrensning

Den generelle definisjonen av fremmede arter gjelder alle forekomster utenfor artens naturlige utbredelsesområde og spredningspotensial, men spesifiserer ingen minsteavstand. For risikovurderinga gjelder derfor følgende avgrensning:

En fremmed art *skal* risikovurderes som fremmed for Norge bare hvis den under sin introduksjon må krysse (eller må ha kryssa) en landegrense eller grensa for norsk økonomisk sone. Øvrige arter *kan* risikovurderes som regionalt fremmede arter.

En art som er stedegen i Norge og har blitt spredd til nye områder i Norge pga. menneskelig aktivitet, regnes dermed ikke som fremmed for Norge (men kan vurderes som *regionalt fremmed*, se under). En art som er stedegen i Fastlands-Norge, men introdusert til norske øyer i Arktis (Svalbard inkl. Bjørnøya og Jan Mayen), regnes derimot som fremmed på disse øyene – og motsatt.

Norges grenser er riksgrensa mot Sverige, Finland og Russland samt yttergrensene til norske havområder slik de er spesifisert under. For arter som er kommet fra Sverige og/eller Finland (punkt 6 i lista over introduksjonsveier), betraktes artene som fremmede for Sverige resp. Finland etter de samme definisjonene og avgrensningene som gjelder for Norge. For arter som har kommet fra Russland, kan også arter spredd internt i Russland regnes som fremmede, hvis spredninga har skjedd over store geografiske avstander og/eller på tvers av biogeografiske regioner.

Risikovurderingene omfatter norske arealer på den nordlige halvkule. *Norge* defineres i denne sammenheng som de følgende arealene:

- Fastlands-Norge (omfatter hovedlandet inkludert nærliggende øyer; ca. 324 000 km²);
- Svalbard (Spitsbergen og øyene omkring samt Bjørnøya og Hopen, som definert i Svalbardtraktaten av 9. februar 1920; ca. 61 000 km²);
- Jan Mayen (377 km²);
- havområdene rundt Norges fastland, som i tillegg til Norges territorialfarvann (12 nautiske mil) omfatter norsk økonomisk sone (200 nautiske mil, oppretta ved lov av 17. desember 1976; totalt ca. 933 000 km²);
- fiskevernsonen inklusiv territorialfarvann rundt Svalbard (200 nautiske mil, oppretta ved lov av 15. juni 1977; ca. 806 000 km²);
- fiskerisonen inklusiv territorialfarvann rundt Jan Mayen (200 nautiske mil, oppretta ved lov av 23. mai 1980; ca. 293 000 km²).

Regionalt fremmede arter

Risikovurderinga omfatter i utgangspunktet arter som er fremmede *for Norge*. I tillegg åpnes det for risikovurdering av utvalgte arter som er *regionalt fremmede*.

Regionalt fremmede arter er arter som er stedegne i Norge, men har blitt introdusert til nye områder i Norge etter 1800. Forekomster i artens naturlige utbredelsesområde (tidligere eller nåværende) betegnes som *regionalt stedegne*; forekomster utenfor artens naturlige utbredelsesområde og spredningspotensial betegnes som *regionalt fremmede*.

I fagspråket brukes *autokton* om regionalt stedegne forekomster, og *allokton* om regionalt fremmede forekomster; her omtales stedegne arter spredd internt i Norge som *regionalt fremmede* arter. Utelates ordet «regionalt», menes alltid arter som er *fremmede for Norge*.

Regionalt fremmede arter risikovurderes bare i enkelte tilfeller. Appendiks VIII inneholder en liste over regionalt fremmede arter som ønskes vurdert av relevante myndigheter. I tillegg står ekspertgruppene fritt til å vurdere flere arter som ses på som aktuelle.

Regionalt stedegne bestander skal *ikke* inngå i risikovurderinga. Risikovurderinga av en regionalt fremmed art skal altså kun omfatte de norske arealene som ikke inneholder regionalt stedegne forekomster av arten. De vurderte bestandene kan bestå av (eller ha sitt opphav i):

- individer fra norske bestander som har blitt introdusert til nye områder i Norge; eller
- individer som har blitt introdusert til Norge, men som hører til en art som også har stedegne bestander i Norge.

Arter spredd mellom Fastlands-Norge og de norske øyene i Arktis skal som sagt vurderes som fremmede arter, ikke som regionalt fremmede.

2.6.3. Økologisk avgrensning

Følgende økologiske avgrensning gjelder:

En fremmed art *skal* risikovurderes hvis den er (eller har vært) etablert i Norge. Fremmede arter som ikke er etablert, *skal* risikovurderes som dørstokkarter hvis de har potensial for etablering i Norge innen 50 år, men *kan* ved behov risikovurderes også uten et slikt potensial. Tradisjonelle produksjonsarter skal *ikke* risikovurderes.

Risikovurderinger skal *bare* omfatte artenes negative påvirkning på norsk natur.

Merk at «norsk natur» varierer mellom produksjonsarter, siden produksjonsarealet er artsspesifikt (jf. avsnitt 2.3.). Fremmede produksjonsarter som befinner seg på produksjonsarealet til en *annen* (stedegen eller fremmed) art, er derfor i norsk natur og skal risikovurderes. Dermed gjelder:

- Produksjonsarters produksjonsareal skal *ikke* inngå i estimeringa av invasjonspotensial.
- Økologiske effekter av produksjonsarter på sitt eget produksjonsareal skal *ikke* vektlegges.
- Økologiske effekter som produksjonsarter har utenfor produksjonsarealet sitt, *skal* derimot inngå i risikovurderinga. Dette omfatter
 - *distanseeffekter* (effekter som strekker seg utover produksjonsarealet, selv om produksjonsarten ikke forlater sitt produksjonsareal; f.eks. genetisk forurensning gjennom vindspredning av pollen, bestandsreduksjon av besøkende pollinatorer gjennom giftig nektar);
 - effekter av *rømte individer* utenfor produksjonsarealet (selv uten etablering);
 - forekomster og effekter av *forvillede bestander* utenfor produksjonsarealet.

Fremmede arter som med alle sine forekomster faller utenfor den økologiske avgrensninga, skal likevel risikovurderes som *dørstokkart* (se avsnitt 2.5.) hvis de har potensial for etablering i et 50-års-perspektiv eller hvis de har økologiske effekter (via distanseeffekter eller rømte individer).

2.6.4. Taksonomisk avgrensning

Definisjonen på fremmede «arter» skiller ikke mellom *arter* (i egentlig forstand) og taxa på lavere taksonomisk nivå. Det presiseres derfor:

Et fremmed taxon *skal* risikovurderes hvis det er rangert som art.

Fremmede taxa under artsnivået *kan* risikovurderes ved behov.

Taxa under artsnivået omfatter bl.a. underarter, varieteter, kultivarer og hybrider. Genmodifiserte organismer (GMO) omfattes *ikke* av denne risikovurderinga (disse vurderes av Vitenskapskomiteen for mattrygghet, VKM). Fremmede taxa under artsnivået risikovurderes etter de samme kriteriene som fremmede arter, med unntak av at H-kriteriet er noe modifisert (se avsnitt 5.2.4. nederst).

Det legges ikke noe spesifikt artsbegrep til grunn for risikovurderinga. For å avgjøre om et taxon utgjør en art, bør man helt enkelt følge gjeldende taksonomisk praksis for den respektive artsgruppa. Mens artsnivået (ifølge noen artsbegrep) er et naturgitt og dermed potensielt objektivt nivå i det taksonomiske hierarkiet (Ghiselin 1997, Hull 1997), gjelder ikke det samme for kategorier under artsnivået (jf. Sandvik 2001). Det er derfor et mål for risikovurderinga av fremmede arter at listen over vurderte (flercella) *arter* er uttømmende, dvs. at ingen kjent fremmed (flercella) art er utelatt. Det samme målet eksisterer ikke for fremmede *taxa under artsnivået*, der en uttømmende liste er en prinsipiell umulighet. Fremmede taxa under artsnivået risikovurderes bare når det foreligger en bestilling fra relevante myndigheter (se appendiks VIII), eller når ekspertgruppene mener at omfanget av den tilgjengelige informasjonen og forskjellene fra «moderarten» (dvs. arten som taxonet tilhører) er tilstrekkelig for å gi separate vurderinger. Dette gjelder uavhengig av om «moderarten» selv er stedegen eller ikke. Derfor er det viktig å gi følgende presisering:

- Fremmede taxa under artsnivået som ikke er risikovurdert, og som hører til en art som *ikke* er stedegen i Norge, antas automatisk å ha samme risikokategori som sin «moderart».
- Fremmede taxa under artsnivået som ikke er risikovurdert, og som hører til en art som *er* stedegen i Norge, har status som «ikke vurdert» («utenfor avgrensningene»).

Encella organismer vil ikke bli risikovurdert i sin helhet. Det kan bli aktuelt å vurdere utvalgte encella arter.

2.6.5. Oppsummering og eksempler

Et taxon *skal* risikovurderes hvis det

- er fremmed ifølge IUCNs definisjon (avsnitt 2.1.) *og*
- ikke har vært etablert per 1800 (avsnitt 2.6.1.) *og*
- er etablert i Norge per i dag (avsnitt 2.6.3.) *og*
- er et taxon på artsnivået (avsnitt 2.6.4.) *og*
- har kryssa landegrensene (eller blitt introdusert til/fra norsk Arktis; avsnitt 2.6.2.).

I tillegg *kan* et taxon risikovurderes (basert på behov og/eller en bestilling fra relevante myndigheter, jf. appendiks VIII) hvis det:

- 1) kan etablere seg i Norge innen 50 år (dørstokkart) eller har effekter også uten etablering;
- 2) er et taxon under artsnivået som avviker sterkt fra «moderarten» (avsnitt 2.6.4.); *eller*
- 3) er en stedegen art som har blitt introdusert til nye områder i Norge (regionalt fremmed art).

Definisjonen og avgrensningene illustreres her med noen konkrete eksempler:

- Prestekrage (*Leucanthemum vulgare*) har antagelig blitt introdusert til Norge med jordbruket. Dette har i så fall skjedd lenge før 1800, og arten skal derfor *ikke* risikovurderes. (Den betraktes for risikovurderinga som stedegen.)

2. Definisjoner og avgrensninger

- Tyrkerdue (*Streptopelia decaocto*) har ikke vært etablert i Norge per 1800, men kom til landet på 1900-tallet. Siden den har innvandra på egenhånd, er den imidlertid stedegen og skal *ikke* risikovurderes.
- Moskusfe (*Ovibos moschatus*) er ifølge definisjonen en fremmed art for Norge. Det kan være 30 000–100 000 år siden moskusfe var en del av norsk fauna, før arten ble introdusert av mennesker på 1900-tallet. Arten skal derfor risikovurderes som fremmed.
- Rapphøne (*Perdix perdix*) har dødd ut som hekkefugl i Norge. Likevel skal den fremdeles regnes som stedegen art for Norge, da den opprinnelig etablerte seg uten menneskelig hjelp og døde ut senere enn 1800. Skulle arten bli introdusert på nytt, skal den derfor *ikke* risikovurderes.
- Platanlønn (*Acer pseudoplatanus*) har etter alt å dømme blitt innført til Norge for første gang rundt 1750. De første forvilla forekomstene er imidlertid (ifølge kunnskapsstatus fra 2012) rapportert i på 1890-tallet. Siden arten i så fall ble *introdusert før 1800*, men *etablerte seg som fast reproduserende etter 1800*, skal den risikovurderes som fremmed.
- Villsvin (*Sus scrofa*), som hadde stedegne bestander i Norge for noen tusen år siden, skal risikovurderes som fremmed art for Norge, selv om den har innvandra fra Sverige uten menneskelig hjelp. Grunnen er at den *per 1800 var fraværende i Norge og i Sverige*, og at den svenske bestanden av arten derfor også er fremmed ifølge vår definisjon (uberørt av at den svenske jaktforordning definerer villsvin som stedegent i Sverige).
- Kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) har ikke blitt utsatt i Norge, men har spredd seg selvstendig fra den russiske til den norske delen av Barentshavet. Fordi arten har blitt utsatt på russisk side av Barentshavet, regnes arten som fremmed også i Norge. Riktignok er ikke arten fremmed for Russland, siden den forekommer naturlig ved Kamtsjatka-halvøya; men en tilsikta transport over mer enn 5000 km, fra Stillehavet til Barentshavet, er et klart tilfelle av introduksjon. Dermed skal arten risikovurderes.
- Blåkval (*Balaenoptera musculus*) og svarterne (*Chlidonias niger*) er eksempler på arter som ikke er etablert i Norge, men kan påtreffes som gjester. Siden de kommer til Norge uten menneskelig medvirkning, skal de *ikke* risikovurderes som fremmede arter. Mens blåkval er en regelmessig gjest (migrant) og derfor regnes som stedegen, er svarterne en tilfeldig gjest (vagrant) og dermed verken stedegen eller fremmed.
- Sibirlerk (*Larix sibirica*) ble antagelig introdusert til Norge etter 1850. I så fall skal den risikovurderes som fremmed, men siden sibirlerk er en produksjonsart, skal artens produksjonsareal ikke inngå i risikovurderinga. Forryngelse på sibirlerkens eget produksjonsareal skal regnes som etablering, men ikke som spredning, og skal derfor ikke inngå i estimeringa av artens ekspansjon i Norge. Økologiske effekter som sibirlerk måtte ha på sitt eget produksjonsareal, skal også ses bort fra. Sibirlerkens effekter utenfor artens produksjonsareal inngår derimot i risikovurderinga. Dette inkluderer økologiske effekter på produksjonsarealet til *andre* arter, f.eks. hvis den skulle fortrenge stedegne arter på produksjonsarealet til sau.
- Tradisjonelle produksjonsarter er unntatt fra risikovurdering. Dette gjelder flere dyr (en ikke nødvendigvis utfyllende liste omfatter tamand *Anas platyrhynchos*, tamgås *Anser anser domesticus*, storfe *Bos taurus*, hund *Canis lupus familiaris*, geit *Capra hircus*, hest *Equus caballus*, huskatt *Felis catus*, tamhøns *Gallus gallus domesticus*, sau *Ovis aries*, tamgris *Sus scrofa domesticus*) og en lang rekke karplanter (bl.a. havre *Avena sativa*, kål *Brassica oleracea*, toradsbygg *Hordeum distichon*, bygg *H. vulgare*, rug *Secale cereale*, gulrot *Daucus carota* subsp. *sativus*, hvete *Triticum aestivum*).
- Parklind (*Tilia × europaea*) er en fremmed art som har vært mye brukt som parktre. Den reproducerer ikke under dagens norske forhold. Parklind skal likevel risikovurderes dersom den har distanseeffekter: Hvis det kan bekreftes at treets nektar er giftig for stedegne humler, påvirkes humlenes bestand i et område som er flerfoldige ganger større enn selve arealet som er beplanta med parklind.

2.7. Populasjons- og utbredelsesmål

Tilstedeværelsen av individer av en art kan måles på ulike måter, som bestandsstørrelse, forekomstareal og utbredelsesområde. Disse målene fanger opp ulike aspekter ved tilstedeværelsen, og alle skal angis (eller i det minste forsøkes estimert). For å beskrive en fremmed eller stedegen arts bestandsstatus, tar man i bruk demografiske variabler som generasjonstid, populasjonsvekstrate og bæreevne. Definisjonene er som følger:

2.7.1. Individ

Individbegrepet er intuitivt og uproblematisk hos f.eks. ledd- og virveldyr. For andre artsgrupper kan det være vanskeligere å implementere. Generelt gjelder:

Et *individ* er en anatomisk, fysiologisk, adferdsmessig og/eller reproduktivt selvstendig organisme.

Hos modulære, klonale eller kolonidannende organismer vil ikke disse avgrensningene nødvendigvis være sammenfallende, og definisjonen dermed være flertydig (Wilson 1999). Hva som regnes som et individ må i slike tilfeller vurderes pragmatisk. Det avgjørende punktet er at individene skal kunne *formere seg uavhengig av hverandre*. Et viktig begrep er derfor *forplantningsdyktig individ*:

Et *forplantningsdyktig individ* er et individ som ut fra sin status (alder, størrelse o.l.) er i stand til å reproducere.

Denne definisjonen er uavhengig av om det er snakk om seksuell eller aseksuell reproduksjon, egen- eller fremmedbefruktning. For klonale organismer regnes hver selvstendige enhet (*ramet*) som et forplantningsdyktig individ (*ikke geneten*; jf. IUCN 2016:21–24). For artsgruppene moser, lav og sopp er det utarbeida egne sjablonger for hva som regnes som et individ basert på bevakst areal og/eller antall lokaliteter (Brandrud 2015, Hassel mfl. 2015, Timdal 2015).

2.7.2. Bestandsstørrelse

Bestand og *populasjon* brukes synonymt og defineres i henhold til IUCN (2012:10, 2016:20) slik:

Med artens *bestand* eller *populasjon* i Norge (eller vurderingsområdet) menes helheten av alle artens individer i Norge (eller vurderingsområdet).

Når det er snakk om *bestandsstørrelse*, skal man imidlertid bare telle *forplantningsdyktige* individer (IUCN 2012:10, 2016:21):

***Bestandsstørrelse* eller *populasjonsstørrelse* er definert som det totale antallet forplantningsdyktige individer av arten i Norge (eller vurderingsområdet).**

Denne definisjonen bør brukes *uten unntak*, og andre bestandsmål skal *ikke* brukes.*

Bestandsstørrelsen som sådan utgjør ikke noe risikokriterium, men er viktig bakgrunnskunnskap for å beskrive artens status i Norge. I tillegg er populasjonsstørrelse én av parameterne som inngår i estimeringa av populasjonens levetid (A-kriteriet).

* I rødlistesammenheng følger det en del unntak med definisjonen på bestandsstørrelse (IUCN 2012:10, 2016:21–24), men disse skal altså *ikke* tas hensyn til ved risikovurdering av fremmede arter. Grunnen er at føre var-prinsippet har motsatt fortegn ved rød- og svartelisting: Man er på den sikre sida når man *under*vurderer størrelsen på en *trua* bestand og når man *over*vurderer størrelsen på en *fremmed* bestand.

2.7.3. Forekomst

Betydninga av *forekomst* er vanskelig å standardisere på tvers av artsgrupper. Dette er løst slik:

***Forekomsten* av en art defineres her som en rutecele på 2 km × 2 km som individer av arten lever i og som er vesentlig for disse individenes overlevelse eller reproduksjon.**

Ruteceller som individer kan være inno, men som ikke er vesentlig for overlevelse eller reproduksjon, skal altså ikke regnes som en forekomst. Som vesentlig regnes alle ruteceller som artens individer reproducerer i, finner mat i, finner skjul i, overvintrer i o.l. Fins det flere adskilte delpopulasjoner av en art i én rutecele, regnes disse likevel som én forekomst.

2.7.4. Forekomstareal

Forekomstareal (engelsk *area of occupancy*, **AOO**) er et estimat for *det spesifikke arealet som arten lever på og som er vesentlig for dens individer* (figur 2c). I tråd med IUCNs (2016:46–53) anbefalinger og med den ovenstående definisjonen på forekomst skal forekomstareal forstås som antall forekomster multiplisert med rutecellens areal på 4 km²:

$$\text{Forekomstareal} = \text{antall forekomster} \times 4 \text{ km}^2$$

Denne definisjonen skal brukes for alle arealtyp, selv der dette måtte virke unaturlig (f.eks. ved «lineære» habitattyp som elver, kystlinjer o.l.). Forekomstarealet bør baseres på den standardiserte ruteinndeling med rutelengde på 2 km, som er definert av Statistisk sentralbyrå (SSB2KM; Strand og Bloch 2009).

2.7.5. Utbredelsesområde

Utbredelsesområde (engelsk *extent of occurrence*, **EOO**) er et mål for *hvor vid utbredelse en art har* (IUCN 2012:11–12, 2016:43–44).

***Utbredelsesområdet* er arealet til den minste konvekse polygonen* som kan konstrueres rundt alle artens forekomster (figur 2b).**

Siden utbredelsesområdet kan omfatte arealer der arten ikke forekommer, kan det aldri være mindre enn forekomstareal.

I spesielle tilfeller kan utbredelsesområdet deles opp i flere polygoner. Dette kan være aktuelt ved såkalte disjunkte forekomster (f.eks. bare i østre Finnmark og sørlige deler av Norge); eller ved adskilte forplantnings- og overvintringsområder. Utbredelsesområdet er i så fall summen av disse polygonene. Begrunnelsen for en slik oppdeling må beskrives i kriteriedokumentasjonen.

2.7.6. Generasjonstid

Generasjonstid er en sentral demografisk parameter og defineres slik:

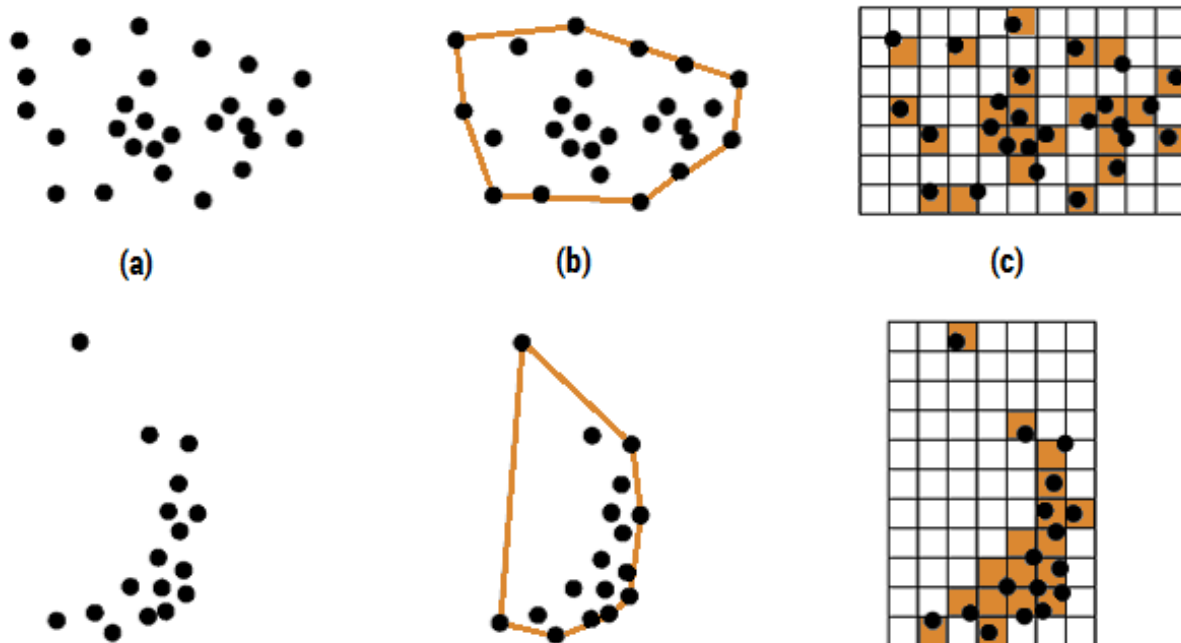
***Generasjonstid* er gjennomsnittsalderen av reproduserende individer (oppgitt i år).**

Her må «reproduserende individer» forstås som individer som faktisk produserer levedyktig avkom (ikke gjennomsnittsalderen av forplantningsdyktige individer). Generasjonstid kan være vanskelig å estimere for enkelte artsgrupper. Her er noen holdepunkter (jf. IUCN 2016:24–26):

* En *konveks polygon* er en mangelkant som ikke har indre vinkler på over 180°.

- For *semelpare* arter (som bare reproduserer én gang før de dør) er generasjonstida lik gjennomsnittlig alder ved reproduksjon.
- For *iteropare* arter (som reproduserer flere ganger i løpet av livet) er generasjonstida T høyere enn alderen a ved første reproduksjon og lavere enn alderen ω ved siste reproduksjon. Merk at a vanligvis er høyere enn alderen ved kjønnsmodning.
 - Foreligger en livstabell for arten, kan generasjonstida estimeres nokså nøyaktig.* Ellers må generasjonstida anslås tilnærmelsesvis.
 - Ved arter med (omtrent) kjent og konstant årlig voksendødelighet m , er $T \approx a + m^{-1}$ en brukbar tilnærmelse til generasjonstid (med $0 < m \leq 1$).
 - For planter med frøbank bør frøenes halveringstid tas med i estimeringa av generasjonstid.
- For moser, lav og sopp er det utarbeida egne sjablonger for generasjonstid basert på levevis (mellom 1 og 33 år; Brandrud 2015, Hassel mfl. 2015, Timdal 2015).
- Det er ofte uproblematisk å bruke generasjonstida fra nært beslektta arter, der denne er kjent.

Generasjonstid som sådan utgjør ikke noe risikokriterium, men er viktig bakgrunnskunnskap for å beskrive artens reproduksjonspotensial i Norge. I tillegg er tidsperspektivet for økologiske effekter definert som fem generasjoner (for arter med en generasjonstid mellom 10 år og 60 år; ellers gjelder 50 år for arter med kortere, og 300 år for arter med lengre generasjonstid).



Figur 2: Forekomststareal og utbredelsesområde. (a) To bestander er vist med en prikk for hver delpopulasjon. (b) Linja avgrensar bestandenes *utbredelsesområde*. (c) Summen av de oransje firkantene (som symboliserer rute-celler à 2 km x 2 km) utgjør bestandenes *forekomststareal*. (Kilde: IUCN 2012)

* Som $T = \sum_{x=a}^{\omega} x p_x f_x / \sum_{x=a}^{\omega} p_x f_x$, der summeringa skjer over kohortene med alder x , p_x er overlevelsesraten fra fødsel og fram til alder x , og f_x er fruktbarheten ved alder x .

2.7.7. Populasjonsvekstrate

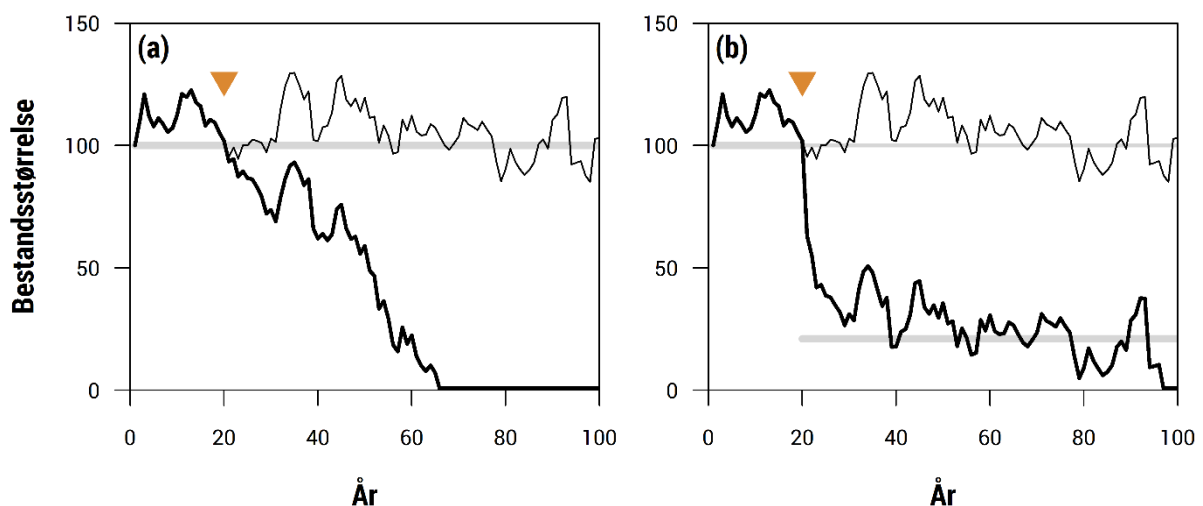
Populasjonens vekstrate er et mål som beskriver den (potensielle) *gjennomsnittlige årlige økninga i bestandsstørrelsen*:

Den *multiplikative vekstraten* forkortes λ (lambda) og defineres som $\lambda = N_t / N_{t-1}$.

Her står « N_t » for bestandsstørrelsen i et bestemt år, « N_{t-1} » for bestandsstørrelsen året før. Når populasjonen er stabil, dvs. når bestandsstørrelsen verken øker eller synker, er $\lambda = 1$. Når bestandsstørrelsen øker, er $\lambda > 1$. Når bestandsstørrelsen synker, er $\lambda < 1$. En årlig bestandsøkning på 10 % tilsvarer f.eks. $\lambda = 100 \% + 10 \% = 1,1$. I retningslinjene brukes bare den *multiplikative* vekstraten λ . I litteraturen brukes ofte den *intrinsiske* populasjonsvekstraten r , som er definert som den naturlige logaritmen av λ ($r = \ln \lambda = \ln N_t - \ln N_{t-1}$).

Populasjonsvekstraten er en viktig demografisk parameter, og den brukes her i to ulike sammenhenger: Den inngår på den ene sida i estimeringa av fremmede arters levetid (A-kriteriet); på den andre er økologisk effekt ifølge D- og E-kriteriet bl.a. definert ved om en fremmed art reduserer populasjonsvekstraten til en stedegen art (pga. predasjon, konkurranse e.l.). En redusert populasjonsvekstrate betyr at bestanden får en nedadgående trend, noe som på sikt vil føre til utdøing (figur 3a). Når det gjelder stedegne arter, brukes populasjonsvekstraten altså som et mål på den *faktiske* (eller *framtidige*) langtidstrenden i bestandsstørrelsen.

Når populasjonsvekstraten til fremmede arter skal anslås i sammenheng med A-kriteriet, er det derimot den *potensielle* årlige økninga i bestandsstørrelsen som er relevant. Med dette mener man vekstraten under optimale forhold (bl.a. under fravær av tetthetsregulering, se neste avsnitt). For å estimere den potensielle populasjonsvekstraten, kreves det lengre tidsserier med bestandstellingene. I fravær av slike tidsserier må disse estimatene hentes fra faglitteraturen, eventuelt fra nært beslekta arter.



Figur 3: Illustrasjon av populasjonsvekstrate og bæreevne. Kurvene viser bestandsendringene i en tenkt populasjon, der den tynne linja indikerer populasjonen uten påvirkning (for eksempel fra fremmed art), mens den tykke linja indikerer bestandsstørrelsen under (a) redusert populasjonsvekstrate og (b) redusert bæreevne. Endringa i vekstrate/bæreevne inntreffer på tidspunktet som er markert ved den oransje pila. De grå vannrette linjene viser bestandens bæreevne. En negativ vekstrate vil på sikt uvegerlig føre til utdøing; en redusert bæreevne bare hvis bestandsstørrelsens fluktuasjoner (miljøvariansen) er tilstrekkelig store.

2.7.8. Bæreevne

Populasjonens bæreevne beskriver *den bestandsstørrelsen der bestanden er stabil*. Det vil si at det er likevekt mellom faktorene som øker bestandsstørrelsen (dvs. populasjonsvekstraten) og faktorene som senker bestandsstørrelsen (såkalt tetthetsregulering). Formelt kan bæreevnen (vanligvis forkorta som *K*) dermed defineres slik:

Bæreevnen *K* er bestandsstørrelsen der tetthetsreguleringa balanserer vekstraten.

Tetthetsregulering innebærer at populasjonsvekstraten vanligvis avtar ved økende *bestandstetthet* (antall individer per arealenhet). Dette kan skyldes synkende fruktbarhet og/eller økende dødelighet, grunna konkurranse mellom individene.

En fremmed arts økologiske effekt er ifølge D- og E-kriteriet bl.a. definert ved om en fremmed art reduserer bæreevnen til en stedegen art, f.eks. gjennom konkurranse eller predasjon. En redusert bæreevne betyr at bestanden svinger rundt et lavere nivå, noe som kan øke sannsynligheten for utdøing (figur 3b).

2.8. Økologisk påvirkning

Risikovurderingene av fremmede arter skal kvantifisere fremmede arters *negative økologiske påvirkning på norsk natur*. Den økologiske påvirkninga som fremmede arter har på stedegen natur, er proporsjonal med arealet som har blitt kolonisert, med tettheten som arten har oppnådd i dette arealet, og med effekten som ett individ av arten har på norsk natur (Parker mfl. 1999):

$$\begin{aligned}\text{Påvirkning} &= \text{areal} \times \text{tetthet} \times \text{effekt per individ} \\ &= \text{areal} \times \text{stedlig effekt}\end{aligned}$$

Bestandstetthet og effekt per individ kan sammenfattes til et mål på stedlig økologisk effekt (dvs. effekt per forekomst), slik at påvirkning er produktet av to størrelser. En art vil altså ha en liten påvirkning så lenge én av faktorene er liten, uansett hvor stor den andre faktoren er. Dette er bakgrunnen for å velge en todimensjonal risikomatrix (se figur 6 på side 32).

Koloniseringa av norsk natur er en dynamisk prosess. Derfor baseres påvirkninga her ikke på selve arealet til en fremmede art, men på *ekspansjonshastigheten*, altså på *arealendringa* (målt som *radiusøkning per år*, se avsnitt 5.1.2.).

Det er fremmede arters negative økologiske påvirkning på norsk natur som skal vurderes, noe som betyr at risikovurderingene *ikke* skal ta hensyn til

- *positive* økologiske effekter,*
- negative eller positive *antroposentriske* effekter, altså effekter som berører mennesker, f.eks. helsemessige, økonomiske eller estetiske sådanne.

Når det gjelder effekter på *økosystemtjenester* (jf. appendiks VII), er den økologiske sida ved disse fanga opp av kriteriesettets F- og G-kriterium. Den monetære sida faller derimot, som andre økonomiske og antroposentriske hensyn, utenfor dette prosjektet. I den grad det foreligger kunnskap om positive økologiske effekter eller om antroposentriske effekter, bør de beskrives under artsinformasjonen, men denne kunnskapen skal ikke inngå i selve risikovurderingene.

* Effekten av en art kan kalles positiv hvis den *isolert sett* øker overlevelsen eller fruktbarheten hos en stedegen art (såkalt fasilitering) eller hvis den stabiliserer en naturtype. På *samfunnsnivå* blir bildet imidlertid mer komplekst, og fasilitering er derfor et noe kontroversielt konsept. Siden positive økologiske effekter *ikke* skal vurderes her (og ikke veies opp mot negative), slipper man å ta stilling til dette spørsmålet.

2.9. Usikkerhet, risiko og mørketall

2.9.1. Usikkerhet

Alle empiriske estimater og målinger er alltid behefta med usikkerhet (Popper 1934). Det er tre ulike kilder til usikkerhet: *naturlig variabilitet*, *måle- eller observasjonsfeil* og *semantisk usikkerhet* (Akçakaya mfl. 2000, EFSA i forb.):

- Parameteren som forsøkes estimert har *faktisk* ulike verdier til ulike tidspunkt eller på ulike steder. I fremmedarts-sammenheng kan f.eks. ekspansjonshastigheten variere over tid, eller effekten på stedegne arter kan variere mellom Nord- og Sør-Norge. Dette kan skyldes f.eks. miljø- eller demografisk stokastisitet (tilfeldighetenes spill), men også miljøgradienter eller lignende faktorer. En enkelt måling, selv om den kunne være helt presis, ville altså ikke nødvendigvis være representativ for andre steder eller tidspunkt.
- I tillegg er alle estimater befenget med måle- eller observasjonsfeil, som kan reduseres, men ikke elimineres gjennom forbedra metoder. For eksempel vil det første tidspunktet for en arts introduksjon vanligvis være ukjent – det kan gå flere tiår før en introdusert art blir rapportert for første gang. Likeså er en måling av forekomstareal eller en telling av populasjonsstørrelse en funksjon av to ting: (1) om arten faktisk befinner seg på lokaliteten (tilstedeværelse) og (2) om arten blir oppdaga *hvis* den befinner seg på lokaliteten (*oppdagbarhet*). Oppdagbarheten er i praksis alltid mindre enn 100 %.
- Usikkerhet som ligger i uklare formuleringer, omtales som *semantisk* (f.eks. utydelige definisjoner, vage spørsmål, uskarpe terskelverdier). Gjennom bruken av et rent kvantitativt kriteriesett blir den semantiske usikkerheten i denne risikovurderinga redusert til et minimum (for en utdyping se appendiks III).

Usikkerhet er altså alltid *til stede*, men vil variere sterkt i *omfang*. Dette kan være vanskelig å formidle til brukere, som kan tolke usikkerhet som uvitenhet. Det er likevel viktig for risikovurderingens vitenskapelige integritet at usikkerheten blir lagt inn i FremmedArtsBasen og synliggjort i sluttproduktet.

Usikkerhet innebærer at estimater ikke foreligger som punktestimater (f.eks. «ekspansjonshastigheten er på 97,42 meter per år»), men som en sannsynlighetsfordeling (figur 4). Empiriske estimater bør derfor alltid presenteres ved hjelp av to angivelser:

1) **Den beste tilgjengelige kunnskapen bør angis som medianverdi (eller 50-persentilen*).**

Føringene som IUCN (2016, spesielt s. 18f.; jf. Artsdatabanken 2014, spesielt s. 17) har staka ut i rødlistesammenheng, er at en risikovurdering bør være «føre var, men realistisk» (*precautionary, but realistic*). Dette innebærer at man ved tvil angir en verdi som er noe høyere enn medianen, men ligger mellom 50- og 60-persentilen. I figur 4 er 60-persentilen vist gjennom en prikk og medianen med en loddrett linje.

2) **Usikkerheten rundt estimatet skal angis som intervallet fra nedre til øvre kvartil (50 %-konfidensintervallet, kvartilbredden).**** Fordi usikkerheten (standardavviket) ofte vil være svært stor ved anslag av økologiske variabler i framtida, blir 95 %-konfidensintervallet for vidt i denne sammenheng. I figur 4 er kvartilbredden vist med grått areal.

I mange tilfeller vil det ikke være mulig å gjennomføre en statistisk estimering av variablene, men det vil foreligge enkelte målinger uten at den underliggende fordelinga er kjent eller estimerbar.

* En *n-persentil* er den minste verdien som er større enn (eller lik) *n* % av en tallmengde eller en sannsynlighetsfordeling. Medianen er således fordelings 50-persentil (eller midterste kvartil).

** *Nedre kvartil* er fordelings 25-persentil, *øvre kvartil* er 75-persentilen. *Kvartilbredden* tilsvarer dermed 50 %-konfidensintervallet, dvs. omslutter med 50 % sikkerhet den sanne verdien.

I så fall må eksperten gi et kvalifisert anslag av både medianen, nedre og øvre kvartil. De ovennevnte føringene gjelder også for slike anslag: Basert på tilgjengelig kunnskap bør man se for seg intervallet som med 50 % sikkerhet rommer den sanne verdien (eller, ved mange nok målinger: intervallet som inneholder 50 % av de enkelte målingene). Innenfor dette intervallet velges medianen eller ved tvil en verdi som er noe forskjøvet mot den øvre (eller «mer pessimistiske») grensa av intervallet, men ikke høyere enn 60-persentilen. Hvis intervallet antas å være veldig asymmetrisk, bør anslaget ta høyde for dette. (Figur 4b har f.eks. en lang hale på høyre side, her vil 60-persentilen være sterkere forskjøvet mot høyre enn i en symmetrisk fordeling.)

Det er også viktig å påpeke at usikkerheten – selv om den alltid bør angis – ikke alltid vil påvirke risikokategorien til arten som er under vurdering. For å illustrere dette med B-kriteriet:

- Hvis en arts ekspansjonshastighet er estimert til 100 ± 40 meter/år, så ligger hele konfidensintervallet (60–140 meter/år) i delkategori 2 (altså mellom terskelverdiene på hhv. 50 og 160 meter/år). Risikovurderinga er i så fall upåvirket av usikkerheten.
- Hvis en arts ekspansjonshastighet er estimert til 40 ± 20 m/år, så strekker konfidensintervallet (20–60 m/år) seg over to delkategorier; dvs. terskelverdien mellom delkategori 1 og 2 (50 m/år) ligger innenfor konfidensintervallet. I dette tilfellet er risikovurderinga påvirket av usikkerheten.

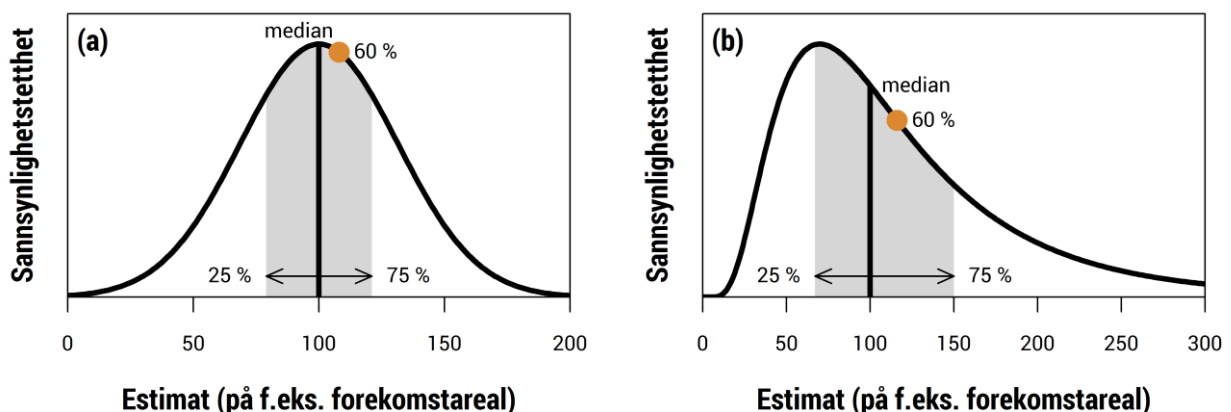
Usikkerhet ved angivelsen av økologiske effekter håndteres etter de samme prinsippene. Siden økologiske effekter ikke blir angitt på en kontinuerlig skala, må metoden imidlertid tilpasses noe. Dette er forklart i avsnitt 5.0. under.

2.9.2. Risiko

Risiko ved en hendelse defineres helt generelt som *produktet av hendelsens omfang (skade, virkning eller kostnad) og hendelsens sannsynlighet*:

$$\text{Risiko} = \text{omfang} \times \text{sannsynlighet}$$

Risikoen ved en hendelse er altså null (eller forsvinnende liten) hvis den har en sannsynlighet på null (eller forsvinnende lite), selv om omfanget er stort. Motsatt er risikoen ved en hendelse



Figur 4: Eksempler på sannsynlighetsfordelinger. Estimater på en empirisk verdi følger en sannsynlighetsfordeling, her illustrert med (a) et symmetrisk (normalfordeling) og (b) et asymmetrisk eksempel (log-normalfordeling). Den loddrette linja angir medianen (dvs. det er like sannsynlig at den sanne verdien er lavere som at den er høyere). Det grå området viser kvartilbredden (eller 50 %-konfidensintervallet), dvs. intervallet som med 50 % sannsynlighet inneholder den sanne verdien. Kvartilbredden omslutes av 25-persentilen (nedre kvartil) og 75-persentilen (øvre kvartil). 60-persentilen er markert med en oransje prikk.

også null (eller forsvinnende liten) hvis den har et omfang på null (eller forsvinnende lite), selv om sannsynligheten er stor. For å oppnå en vesentlig risiko, må altså hendelsens omfang og sannsynlighet være større enn null, samtidig som minst én av faktorene må være stor.

Risikoen som skal vurderes ved fremmede arter, er de økologiske skadevirkningene de kan ha på norsk natur. Risikomatriksen som brukes (figur 6 på side 32), og som skiller mellom økologisk effekt og invasjonspotensial, må ikke forveksles med definisjonen på risiko. Begge aksene i risikomatriksen må forstås som risikoer: *risiko for invasjon* (omfang × sannsynligheten av invasjonen) på x-aksen og *risiko for økologisk effekt* (omfang × sannsynlighet av økologisk effekt) på y-aksen. Sluttrisikoen angir *risikoen for påvirkning på norsk natur*, og er altså strengt tatt et produkt av to risikoer:

$$\begin{aligned} &\text{risiko for påvirkning} \\ &= \text{risiko for invasjon} \times \text{risiko for effekt} \\ &= (\text{sannsynlighet for invasjon} \times \text{omfang av invasjon}) \times (\text{sannsynlighet for effekt} \times \text{omfang av effekt}) \\ &= (\text{sannsynlighet for invasjon} \times \text{sannsynlighet for effekt}) \times (\text{omfang av invasjon} \times \text{omfang av effekt}) \\ &= \text{sannsynlighet for påvirkning} \times \text{omfang av påvirkning} \end{aligned}$$

Siden alle verdiene som inngår i risikoestimeringa er usikre, gjelder det samme som ble sagt over om usikkerhet (jf. avsnitt 2.9.1.). Mange grader av skadeomfang er tenkelige, og de vil følge en (vanligvis ukjent) sannsynlighetsfordeling. Risikovurderinga bør basere seg på de omfangene (dvs. de økologiske effektene eller det invasjonspotensialet) som ligger – eller anslås å ligge – innenfor denne fordelingas 50 %-konfidensintervall (kvartilbredde). Med andre ord bør man se bort fra de øverste og de nederste 25 % av fordelinga. Nokså usannsynlige skadevirkninger bør altså ikke legges til grunn for vurderinga, selv om skadeomfanget hadde vært stort.

2.9.3. Mørketall

Fordi oppdagbarheten til organismer ikke er 100 % (se avsnitt 2.9.1.), er de *kjente* populasjonsmålene alltid lavere enn de *reelle* målene. Dette gjelder for mål som populasjonsstørrelser og forekomstareal. Anslag på den reelle verdien er viktig, siden det er den reelt eksisterende populasjonen som påvirker norsk natur, ikke bare dens kjente andel. Den kjente verdien er imidlertid også viktig, fordi det er denne som er dokumentert, og som danner grunnlaget for anslag av den reelle verdien. Begge verdiene skal derfor rapporteres i FremmedArtsBasen. Forholdet mellom det anslått totale tallet og dets kjente del angis som mørketall:

Mørketall er den faktor som brukes for å justere det kjente tallet/arealet opp til det anslått totale tallet/arealet (totalt = kjent × mørketall).

På grunn av mangelfull kartlegging av svært mange arters forekomster i Norge vil dette være et sentralt begrep for mange av de arter som skal risikovurderes. I tilstrekkelig store datasett vil det være mulig å estimere mørketallet fra dataene (jf. appendiks XI). I det fleste tilfeller må imidlertid mørketallet baseres på ekspertenes beste skjønn. For å gjøre dette, må kunnskap om en arts kjente forekomst i Norge og dens habitatkrav kombineres med kunnskap om forekomster (arealer) av relevante habitat. Også artens «ettersøkningsgrad» må inngå i anslaget av mørketallet (jo mer underrapportert en art er, desto større blir mørketallet).

Siden det totale tallet/arealet er ukjent, er nødvendigvis også selve mørketallet usikkert. Derfor gjelder for mørketall det samme som ble sagt over om usikkerhet (jf. avsnitt 2.9.1.). Mørketallet skal altså angis som et beste anslag (median) samt et anslått 50 %-konfidensintervall (kvartilbredde).

3. Artsinformasjon

Artsinformasjon som skal legges inn i FremmedArtsBasen, er fordelt over fem underfaner (artens status, artsegenskaper, import, spredningsveier, utbredelseshistorikk). Dette er informasjon som ikke som sådan inngår i risikovurderinga, men som likevel er viktig kunnskap, bl.a. fordi den utgjør vesentlig bakgrunnsinformasjon for forvaltningstiltak retta mot arten.

3.1. Artens status

Det fins fem statuser å velge mellom:

- 1) Fremmed art innenfor avgrensningene som er observert og etablert i Norge (dvs. det er dokumentert eller sannsynlig at den er selvstendig reproduserende utendørs, jf. avsnitt 2.4. Fremgangsmåten ved usikkerhet om artens status er beskrevet i avsnittene 2.1. og 2.6.1.).
- 2) Fremmed art som har en dokumentert økologisk effekt i Norge, selv om den ikke er etablert.
- 3) Dørstokkart (med potensial til å etablere seg i Norge i løpet av 50 år; se avsnitt 2.5.).
- 4) Regionalt fremmed art (se avsnitt 2.6.2.).
- 5) Art som faller utenfor (a) definisjonen eller utenfor den (b) historiske, (c/d) økologiske eller (e) taksonomiske avgrensninga (jf. avsnitt 2.1. og 2.6.):
 - (a) arten er ikke fremmed (vagrant, migrant eller etablert uten antropogen introduksjon);
 - (b) arten har vært etablert med en fast reproduserende bestand i Norge per 1800;
 - (c) arten er en tradisjonell produksjonsart (se avsnitt 2.3. for definisjon);
 - (d) arten kommer sannsynligvis ikke til å etablere seg i Norge i løpet av 50 år;
 - (e) taxonet er rangert under artsnivået og deler «moderartens» status.

Arter i gruppe 1 og 2 *skal* risikovurderes. Arter i gruppe 3 og 4 *skal* risikovurderes *hvis* en risikovurdering er ønska av relevante myndigheter (se appendiks VIII) og *kan* ellers vurderes etter behov. Arter i gruppe 5 *skal ikke* risikovurderes, men kan beskrives. Grunnen for å plassere en art i gruppe 5(a), 5(b), 5(c) eller 5(d) må beskrives i fritekstfeltet og referansebelegges.

OBS! Valgene som er gjort angående artens status, vil kunne påvirke tilgjengeligheten (og til en viss grad utseendet) av de følgende fanene.

Videre må følgende informasjon legges inn:

- *Første observasjon i Norge:* Tidspunkt og sted for de første dokumenterbare observasjonene av artens ulike stadier i Norge skal legges inn, adskilt for tre ulike miljøer.
 - Stadier: ikke-forplantningsdyktige individer / forplantningsdyktige individer / levedyktig avkom (produsert uten menneskelig hjelp) / bestand (> 20 individer på samme lokalitet; de kursiverte begrepene er definert i [ordlista](#)).
 - Miljøer: innendørs / på produksjonsareal / i norsk natur (se definisjoner i avsnitt 2.3.).

OBS! Denne informasjonen vil bli brukt som sorteringskriterium. Det er derfor viktig at de relevante feltene inneholder tekst (spesielt feltet lengst til høyre og lengst nede blant de som er oppfylt). Hvis år eller sted for et observert stadium er ukjent, må feltet derfor inneholde teksten «ukjent».

- *Tidligere økologisk risikovurdering:* Har arten tidligere blitt risikovurdert i Norge eller utlandet? Ved risikovurdering i utlandet angis referanse og en kort beskrivelse.

3.2. Artsegenskaper

Den generelle bakgrunnsinformasjon som skal angis for alle relevante arter, omfatter:

- *Bilder*: Øverst på fanen ligger en epost-lenke for å sende inn illustrasjoner på arten. Godtatte formater er jpg, png og gif. Nødvendig informasjon omfatter fotograf, institusjon (fullt og riktig navn på begge) og lisens (enten [CC BY 4.0](#) eller [CC BY-SA 4.0](#)). Ønskelig informasjon er dessuten funnsted, dato, kjønn, eventuelt stadium, naturtype o.l. (hvis relevant).
- *Levevis*: Er arten (for parasitter: dens verter) marin, limnisk og/eller terrestrisk?
- *Naturlig utbredelse*: Den eller de biogeografiske sonen(e) som utgjør artens naturlige utbredelsesområde (inkludert arealer som arten selvstendig har spredd seg til). Mulige valg (ved siden av «ukjent», som må begrunnes i fritekstfeltet) er havområder (for marine arter) resp. kombinasjoner av verdensdeler og klimasoner (for alle andre arter):
 - Havområdene er: Atlanterhavet (nordøstlig, nordvestlig, tropisk, sørlig), Indiahavet (tropisk, sørlig), Kaspiahavet, Middelhavet, Nordishavet, Stillehavet (nordlig, tropisk, sørlig), Svartehavet, Sørishavet, Østersjøen.
 - Verdensdelene er: Europa, Afrika, Nord-/Mellom-Amerika, Sør-Amerika, Asia, Oseania.
 - Klimasonene er: polar, temperert (boreal, nemoral, tørt), subtropisk (middelhavsklima, fuktig, tørt, høydeklimate, kappregionen, uspesifisert), tropisk.

Se appendiks VI for definisjon og avgrensning av klimasonene. En mer detaljert beskrivelse av opprinnelsesområdet kan gis i fritekstfeltet.

- *Nåværende utbredelse*: Den eller de biogeografiske sonen(e) som utgjør artens nåværende utbredelse. Dette forstås som summen av artens naturlige utbredelse og arealene som arten har blitt introdusert til gjennom menneskelig aktivitet. Bare områder som arten er *etablert* i, skal tas med. Mulige valg er de samme som for det foregående spørsmålet.
- *Temperaturkrav*: For limniske arter angis om de kan overleve ved vanntemperaturer under 5°C.
- *Kom til vurderingsområdet fra*: Kom(mer) arten til Norge fra sitt (eller ett av sine) opprinnelsessted(er) eller via et annet sted (f.eks. sekundærspredning fra naboland; introduksjon via fremmede populasjoner fra andre land)? For regionalt fremmede arter kan man også velge «Norge». Hvis kjent, oppgis en mer detaljert besvarelse i fritekstfeltet.
- *Reproduksjon*: Artens reproduksjonsmåte og -potensial. Det skal angis om arten *generelt* kan reprodusere seksuelt og/eller aseksuelt (dvs. ikke bare under norske forhold). Generasjonstida (se avsnitt 2.7.6.) angis i år. Hvis generasjonstida er forskjellig i Norge og i utlandet, bør det *laveste* estimatet på generasjonstid angis.
- *Øvrige effekter*: Effekter utenfor vurderingsgrunnlaget (dvs. andre enn negative økologiske effekter) skal beskrives i hvert sitt fritekstfelt:
 - *Helseeffekter*: Påvirker arten menneskers eller produksjonsarters helse, i så fall hvordan?
 - *Økonomiske effekter*: Har arten negative eller positive økonomiske effekter, i så fall for hvilken næring og i hvilken monetær størrelsesorden?
 - *Effekter på økosystemtjenester*: Påvirker arten noen økosystemtjenester, i så fall hvilke? Appendiks VII gir en definisjon av og oversikt over økosystemtjenester.
 - *Positive økologiske effekter*: Kan arten sies å ha positive* effekter (fasilitering) på stedeegne arter eller naturtyper, i så fall hvilke arter/naturtyper og hva slags effekter?
 - *Effekter på opphavsbestanden*: Har uttaket av individer en negativ effekt på artens bestand på opprinnelsesstedet (f.eks. hvis en importert art er trua i opphavslandet)?

Fravær av (kjente) øvrige effekter bør beskrives som «ingen kjent effekt» (dette kan gjøres med ett tastetrykk). Tomme felt vil tolkes som fravær av kunnskap.

* I tråd med fotnoten på s. 20 er det tilstrekkelig å nevne effekter som isolert sett kan oppfattes som positive.

3.3. Import

På denne fanen beskrives tilsikta import og utilsikta transport av arten fra utlandet og til «Innendørs-Norge» (f.eks. privathus, butikker, lagerbygninger osv.) eller til artens produksjonsareal. En art som på denne måten har blitt importert, befinner seg i Norge, men regnes ikke som *introdusert* (ifølge definisjonen i avsnitt 2.1.) så lenge den ikke har sluppet ut i *norsk natur*. En slik importfase forekommer ikke hos alle fremmede arter, fordi noen arter introduseres direkte til norsk natur uten å ta omveien via et innendørs-miljø eller produksjonsareal. Av artene som er importert, er noen fremdeles dørstokkarter (dvs. de har så langt aldri kommet ut i norsk natur), mens andre også er introdusert til og eventuelt etablert i norsk natur. Slik introduksjon fra innendørs-miljøer kan skje gjennom utsetting (tilsikta) eller rømning (utilsikta). På denne fanen beskrives bare selve importen, ikke utsettinga eller rømninga (som skal fylles ut i neste fane).

Hvis importstadiet er relevant, krysses dette av i boksen. Deretter blir det mulig å velge importveier fra en meny. Importveier er gruppert i tre kategorier – direkte import, «forurensning» og blindpassasjer. De to sistnevnte er forklart i avsnitt 3.4., og underkategoriene er lista opp i appendiks IV. Underkategoriene for direkte import er:

- til jordbruk (planteproduksjon)
- til skogbruk
- til plantehandel (gartnerier, planteskoler, hagesentre, butikker o.l.)
- til grøntanlegg
- til husdyrhold (i landbruket)
- til pelsdyroppdrett
- til akvakultur (inkl. fiskedammer)
- til salg av levende mat, fôr eller agn
- til dyrehandel (salg av kjæle-, hobby-, akvarie-, terrariedyr o.l.)
- direkte til forbruker per post
- privatpersoners egenimport
- til botaniske eller zoologiske hager eller akvarier (ikke privat)
- til forskning
- til øvrige/ukjent formål (utdypes i fritekstfelt)

Etter å ha valgt en importvei (kategori + underkategori), skal de følgende opplysningene fylles inn:

- **Hyppighet:** Hvor ofte skjer (eller skjedde eller vil skje) importen langs denne spredningsveien? De følgende valgene er tilgjengelig:
 - sjeldnere enn hvert tiende år
 - én til flere ganger per tiår (ca. 1–8 ganger per tiår)
 - ca. årlig (ca. 9–19 ganger per tiår)
 - flere ganger per år
 - ukjent
- **Abundans:** Hvor mange individer blir importert per hendelse? Et gjennomsnittlig anslag angis innenfor disse intervallene: 1 / 2–10 / 11–100 / 101–1000 / > 1000 / ukjent.
- **Tidspunkt:** Ved hjelp av de følgende valgene skal det spesifiseres om importen langs den valgte spredningsveien er
 - kun historisk (opphørt og vil ikke bli aktuell i framtida)
 - opphørt, men kan inntreffe igjen
 - pågående
 - kun i framtida
 - ukjent

Hvis alle de tre siste spørsmålene besvares med «ukjent», må utdypende informasjon gis i fritekstfeltet.

3.4. Spredningsveier

Spredningsveier betegner måter, mekanismer eller hendelser som fører til at arten blir, ble eller kan bli **introdusert til** norsk natur *eller* **spredd i** norsk natur. (Vi har tidligere omtalt spredningsveier som *vektorer*, men vi unngår nå dette begrepet, fordi det er flertydig.) Kunnskap om spredningsveier er avgjørende for målretta forvaltningstiltak. I tillegg til å angi spredningsveiene som sådanne, er opplysningene i denne fanen viktig for å kunne kvantifisere *introduksjonspresset* (hyppighet og omfang av introduksjonshendelser).

Fanen består av en liste som må fylles med de tilgjengelige spredningsveiene i menyen. Samtlige relevante spredningsveier bør oppgis, én av gangen. Inndeling av spredningsveiene følger en internasjonal standard, slik at hver spredningsvei må tilordnes en av seks kategorier og en av underkategoriene (se appendiks IV for underkategoriene). Sortert omtrent etter synkende grad av menneskelig involvering, er (hoved)kategoriene:

- 1) *utsetting* (tilsikta);
- 2) *rømning/forvilling* (fra fangenskap, oppdrett, dyrking, avl eller lignende);
- 3) «*forurensning*» (arten følger med under transport av dyr, planter eller organisk materiale);
- 4) *blindpassasjer* (arten følger med under transport av mennesker, varer, last eller fartøy);
- 5) *korridor* (arten sprer seg selvstendig gjennom en menneskeskapt [vann]vei eller landbro);
- 6) *egenspredning* (spredning fra ville bestander, i Norge eller naboland, der opphavet skyldes 1–6).

Etter å ha valgt en spredningsvei, skal de følgende opplysningene fylles inn:

- *Introduksjon/spredning*: Gjelder denne spredningsveien artens introduksjon til norsk natur eller spredning innad i norsk natur? Det er viktig å skille mellom artenes måter å komme inn i norsk natur på (fra utlandet, produksjonsareal eller innendørsmiljøer) og måtene arten spres videre på (fra eksisterende forekomster i norsk natur).
- *Hyppighet*: Se forklaring og mulige valg i avsnitt 3.3.
- *Abundans*: ditto.
- *Tidspunkt*: ditto.

Hvis alle de tre siste spørsmålene besvares med «ukjent», må utdypende informasjon gis i fritekstfeltet.

Tabell 1: Informasjonen som skal legges inn om den nåværende og framtidige sprednings-situasjonen (fane 3.5). I tillegg skal det krysses av for fylkesforekomster. Grå felt beregnes automatisk og skal/kan ikke fylles ut.

		mørketall			antatte totaltall		
	kjente tall	lav	best	høy	lav	best	høy
Nåværende							
bestandsstørr.	120000	5	10	20	600000	1200000	2400000
forekomstareal	48	4	8	16	190	380	770
utbred.-omr.	200						
Potensielt							
forekomstareal					200	500	1000

3.5. Utbredelseshistorikk

Her samles all relevant kunnskap om artens historiske, nåværende og potensielle utbredelse i norsk natur samt situasjonen i utlandet. Se avsnitt 2.3. for definisjonen av norsk natur, avsnitt 2.7. for definisjonene av bestandsstørrelse, forekomstareal og utbredelsesområde og avsnitt 2.9.3. for definisjon av mørketall. Disse definisjonene innebærer bl.a. at bare funn av individer utendørs som er eller kan bli forplantningsdyktige, skal inngå i beregningene; for produksjonsarter må også deres produksjonsareal trekkes fra.

- **Utbredelseshistorikk i Norge:** Informasjonen om tidligere utbredelse legges inn i en egen liste. Hensikten er å dokumentere endringer i utbredelse over tid. Lista fylles med innhold ved å klikke «legg til historikk» og angi verdier for feltene som vises i innleggingsvinduet. Data kan angis for ulike perioder (enkeltår eller større tidsrom) og/eller ulike områder separat. En kan enten legge inn data manuelt eller hente inn stedfesta artsinformasjon direkte fra tjenesten Artskart (ved å klikke på «hent fra Artskart»). Dataene og type registreringer som lastes inn fra Artskart, kan endres ved å klikke på «utvalgsparametere». Dersom det er behov for å unnta deler av utbredelsesområdet, kan dette gjøres med polygonfunksjonen (klikk på femkantsymbolet i kartets venstre marg): Datapunktene som ligger utenfor den tegna polygonen vil i så fall bli ignorert. Når man klikker «overfør», blir verdiene og fylkesforekomstene overført fra Artskart, men kan ved behov justeres manuelt. Mørketall må også angis manuelt. Antatte fylkesforekomster blir fylt ut på basis av de kjente forekomstene, men kan likeledes endres.

- **Datasett:** Datasett som dokumenterer utbredelseshistorikken kan lastes opp nederst i panelet (se avsnitt 1.4. for nærmere forklaringer).

- **Nåværende og potensiell utbredelse:** Denne informasjonen er spesielt viktig, siden den inngår i estimeringa av ekspansjonshastighet (se 5.1.2.) og eventuelt populasjonens levetid (5.1.1.). Informasjonen om nåværende utbredelse skal omfatte *anslag av bestandsstørrelsen, forekomstarealet, utbredelsesområdet og fylkesforekomstene per 2016*. Potensiell utbredelse beskrives som et anslag av *forekomstarealet og fylkesforekomstene om 50 år* (dvs. per 2066). Potensiell utbredelse skal angis både for etablerte og for dørstokkarter, mens nåværende utbredelse ikke vil være aktuell for dørstokkarter. Tall kan overføres til dette fra det forrige panelet («utbredelseshistorikk i Norge») ved å velge det ønska tidsrommet og klikke på knappen «kopier til nåværende/potensiell utbredelse».

Bestandsstørrelse (antall forplantningsdyktige individer) og forekomstareal (km²) skal oppgis gjennom (a) et estimat av de kjente tallene; samt (b) et lavt anslag, (c) det beste anslaget og (d) et høyt anslag på mørketall. En eventuell usikkerhet i de kjente tallene bør inkluderes i intervallet for mørketallene. De antatte totaltallene beregnes automatisk som produktet av det kjente tallet og mørketallene. Det lave, beste og høye anslaget av det potensielle forekomstarealet skal angis i km² inkludert mørketall.

Lave og høye anslag skal baseres på nedre og øvre kvartil (se avsnitt 2.9.1.). Tabell 1 viser informasjonen som skal fylles ut om nåværende og potensielle forekomster med noen vilkårlig valgte talleksempler.

Som et hjelpemiddel for å anslå potensielt forekomstareal, vises arealinformasjon om bioklimatiske soner og seksjoner i tabell 2. Som et hjelpemiddel for å anslå temperaturøkninga fram til 2066, er noen gjennomsnittsprognoser lista opp i tabell 3. Tilsvarende verdier for andre klimaparametere (bl.a. nedbørsmengde, lengden på vekstsesongen) er tilgjengelig fra Klimaservicesenteret (<https://klimaservicesenter.no/faces/desktop/scenarios.xhtml>).

Antatte og potensielle fylkesforekomster blir fylt ut på basis av de kjente forekomstene (der «antatt» omfatter udokumenterte *nåværende* forekomster, og «potensiell» sannsynlige *framtidige* forekomster). Endringer må foretas manuelt.

Grunnlaget for eller antagelsene bak anslagene bør spesifiseres i fritekstfeltet. Dette kan f.eks. omfatte bakgrunnen for prognosen, antatte kritiske parametere, forventede endringer i artens egenskaper eller rammebetingelsene (f.eks. knytta til klima eller spredningsveier) som kan gi utslag i endre arealbruk og utbredelse.

- *Andel i sterkt endra natur:* Her gis et anslag av prosentandelen av artens nåværende forekomst-areal i Norge som ligger i *sterkt endra natur* (for definisjon se tabell V-2 i appendiks V).
- *Utbredelseshistorikk i Norge:* Utbredelseshistorikken skal i tillegg beskrives i et fritekstfelt. Denne teksten inngår i kriteriedokumentasjonen og skal gi brukerne en oppsummering på hvordan arten historisk har spredt seg i Norge.
- *Utbredelseshistorikk i utlandet:* I dette fritekstfeltet beskrives kort utbredelsessituasjonen i Europa og verden for øvrig, med vekt på spredninga av fremmede forekomster av arten.

Tabell 2: Arealet til bioklimatiske soner og seksjoner i Norge. Alle tall er i km². (Kilde: Moen 1998:144)

Bioklimatiske seksjoner	Bioklimatiske soner					sum
	boreonemoral	sørboreal	mellomboreal	nordboreal	alpin	
Sterkt oseanisk	5 400	4 600	4 200	0	4 300	18 500
Klart oseanisk	10 100	14 000	21 700	14 700	16 500	77 000
Svakt oseanisk	7 300	10 000	20 500	25 800	36 300	99 900
Overgang	2 000	10 300	13 400	32 200	38 000	95 900
Svakt kontinentalt	0	600	3 900	17 400	6 800	28 700
Sum	24 800	39 500	63 700	90 100	101 900	320 000

Tabell 3: Temperaturøkning i norske regioner fram til 2066. Alle tall er i °C og angir hvor mye gjennomsnittstemperaturen i 2066 anslås til å være høyere enn den for perioden 1971–2000, basert på to ulike utslippsscenarier (jf. Hanssen-Bauer mfl. 2015). I tråd med føre var-prinsippet bør anslag i all hovedsak basere seg på RCP8.5. (Kilde: klimaservicesenter.no)

Region	RCP4.5			RCP8.5		
	hele året	sommer	vinter	hele året	sommer	vinter
Østlandet	2,0	1,9	2,4	2,9	2,6	3,2
Vestlandet	1,9	1,7	2,0	2,8	2,7	2,9
Midt-Norge	2,1	1,7	2,4	3,1	2,7	3,2
Nordland/Troms	2,6	2,1	2,9	3,7	3,3	4,0
Finnmarksvidda	3,2	2,2	3,9	4,5	3,4	5,2
Varanger	3,3	3,0	3,8	4,6	4,1	5,0

4. Naturtyper

I fanen «Naturtyper» samles all naturtyperelatert informasjon, inkludert risikovurderinga i henhold til kriteriene C, F og G. Kriteriene C, F og G lyder som følger:

[C] Jo større naturtypeareal en fremmed art koloniserer, desto høyere skårer den på invasjonsaksen. Med kolonisert naturtypeareal menes her prosentandelen av de(n) berørte naturtypen(e)s forekomstareal som vil inneholde forekomster av arten i løpet av 50 år. Denne prosentandelen anslås separat for de berørte naturtypene, og delkategorien avgjøres av den største slike prosentandelen. Terskelverdiene er på 5 %, 10 % og 20 % arealandel (tabell 5 på side 34, jf. figur 5).

[F] Jo større areal av *trua* eller *sjeldne* naturtyper som forandres gjennom en fremmed art, desto høyere skårer den på effektaksen. Med forandring menes her en *tydelig* tilstandsendring i minst én miljøvariabel («tydelig» defineres under). Med areal menes her prosentandelen av de(n) berørte naturtypen(e)s forekomstareal. Denne prosentandelen beregnes separat for de berørte naturtypene, og delkategorien avgjøres av den største slike prosentandelen. Terskelverdiene er på 0 %, 2 % og 5 % arealandel (tabell 8 på side 43).

[G] Jo større areal av øvrige naturtyper som forandres gjennom en fremmed art, desto høyere skårer den på effektaksen. Med øvrige naturtyper menes her naturtyper som verken er *trua* eller *sjeldne* eller sterkt endra. De andre definisjonene følger kriterium F. Terskelverdiene er på 5 %, 10 % og 20 % arealandel (tabell 8 på side 43).

På fanen skal det angis hvilke naturtyper arten er observert i, og hvilke naturtyper som er potensielle habitater for arten i Norge. Dette gjøres ved å velge naturtyper fra menyen, for så å legge dem til lista over artens naturtyper. Alle naturtyper med habitater som har betydning for artens overlevelse skal angis, f.eks. hvis arten benytter ulike habitater i ulike livsfaser.

Systemet som benyttes i FremmedArtsBasen for å klassifisere og beskrive naturtyper, er basert på *Natur i Norge* (NiN), som er utførlig beskrevet [på nett](#). Et sammendrag blir gitt i appendix V. I all hovedsak gjelder versjon 2 (NiN 2.0; Halvorsen mfl. 2015), mens rødlisting av naturtyper fremdeles følger versjon 1 (NiN 1.0; Halvorsen mfl. 2009, Lindgaard og Henriksen 2011). Med *trua* naturtyper menes naturtyper som er klassifisert som sårbar (VU), sterkt *trua* (EN) eller kritisk *trua* (CR); *sjeldne* naturtyper er nær *trua* (NT) på grunn av et lavt antall forekomster (dvs. på grunnlag av kriterium 2 eller 3 for rødlisting av naturtyper; Lindgaard og Henriksen 2011).

Siden rødlista for naturtyper følger NiN 1.0, må *trua*/sjeldne og øvrige naturtyper håndteres i separate lister på fanen «naturtyper». Informasjonen som skal legges inn for de valgte naturtypene, er derimot den samme for både *trua*/sjeldne og andre naturtyper.

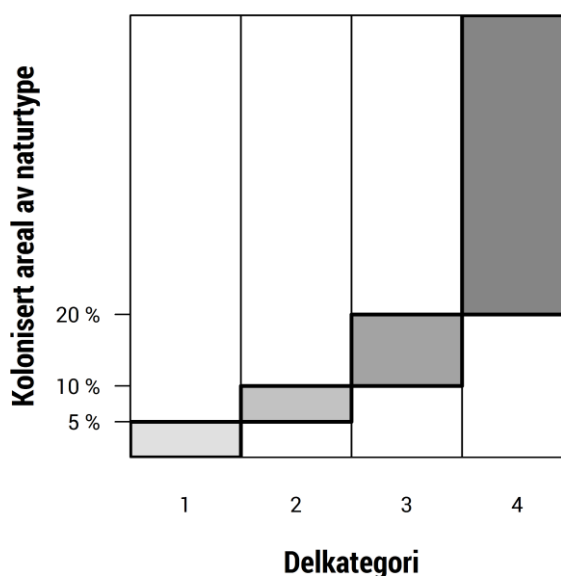
Naturtyper forstås her som hovedtyper (eller ved behov grunntyper/kartleggingsenheter) innenfor natursystemnivået i NiN. Unntaksvis (f.eks. for parasitter) kan livsmedium benyttes i stedet. For skog (skogsmark og flomskogsmark) bør også dominansutformingen angis (dvs. om bartrær, edelløvtrær, boreale løvtrær eller pil og vier er dominerende eller med-dominerende). Tre hierarkiske nivåer med naturtyper vil være tilgjengelig for angivelse (hovedtypegruppe, hovedtype og grunntype/kartleggingsenhet). Det er tilstrekkelig å angi naturtypenivåene så spesifikt som det antas som relevant for artens utbredelse. Dette vil variere med hvor spesifikke krav arten har til livsmiljø og med hvilken kunnskap en har om artens habitatkrav.

Sterkt endra natur (se tabell V-2 i appendiks V) skal håndteres på følgende måte: Naturtyper som arten forekommer i (eller kan forekomme i) *skal angis, selv om* naturtypen regnes som sterkt endra. Forekomster og spredning i sterkt endra natur inngår imidlertid ikke i vurderinga av kriteriene C, F eller G. (FremmedArtsBasen tar hånd om dette.)

Når naturtypen er valgt (på det ønska detaljnivået, og i hver sin liste for øvrige natursystemer og for trua/sjeldne natursystemer), legges den følgende informasjonen inn:

- *Tidshorisont*: Avkrysning for om arten forekommer i naturtypen per 2016 («nåværende») eller regnes med å kolonisere denne naturtypen innen 50 år («framtidig»). Hvis det fremtidige arealet forventes å være mye større enn det nåværende (og dette er > 0), bør begge angis.
- *Kolonisert areal*: Hvor stor andel av naturtypens forekomstareal er kolonisert av arten (eller vil kunne bli det i løpet av 50 år)? *Anslaget må inkludere mørketall*. Svaret avgjør artens skår ifølge C-kriteriet (figur 5). Naturtypene i Norge er ikke kartlagt ennå, slik at forekomstarealene for de fleste naturtypene ikke er kjent i detalj. Spørsmålet må derfor inntil videre besvares basert på skjønn. Anslaget trenger ikke å være mer nøyaktig enn C-kriteriets terskelverdier. Disse er 5 %, 10 % og 20 % av naturtypens forekomstareal (se figur 5 samt tabell 5 på side 34).
- *Tydelig tilstandsending*: Gjennomgår naturtypen (eller er det sannsynlig at naturtypen kommer til å gjennomgå) *tydelige* tilstandsendinger på grunn av arten og, hvis ja, hvilke? En rullemeny viser relevante miljøvariabler. Eventuelle andre endringer eller mer detaljerte forklaringer kan gis i fritekstfeltet. Miljøvariablene er henta fra NiNs beskrivelsessystem. Appendiks V (tabell V-2) gir en oversikt over relevante tilstandsendinger samt miljøvariablenes definisjon og trinninndeling. Ifølge kriteriesettet regnes en tilstandsending som «tydelig» når den er på mer enn en tredjedel av trinnene som er definert for den gjeldende miljøvariabelen. Gjennomgår naturtypen endringer av andre grunner enn den fremmede arten, må tilstandsendinga være på over en tredjedel av variabelens definerte trinn *mer* enn den hadde vært i artens fravær, for at den betegnes som «tydelig». Antall trinn som utgjør en tydelig tilstandsending (stort sett mellom ett og tre), er vist i tabell V-2 (s. 77) for hver av de relevante miljøvariablene. Merk at parasitters effekter på verten ikke skal behandles som tilstandsending av livsmedium, men som artseffekter. Disse beskrives vha. D- og E-kriteriet.
- *Tydelig påvirka areal*: Hvor stor andel av naturtypen vil i løpet av 50 år kunne gjennomgå en *tydelig* tilstandsending? Svaret/svarene på dette spørsmålet avgjør artens risikovurdering i henhold til F- og G-kriteriet (tabell 8 på side 43). Forklaringene til «kolonisert areal» over gjelder også for det påvirka arealet.

Der det er relevant (for parasitter, saprobionter o.l.), legges livsmedium inn i en egen liste. Tilstandsendinger skal ikke angis for disse. Livsmedium inngår ikke i vurderinga av C-, F- og G-kriteriet.

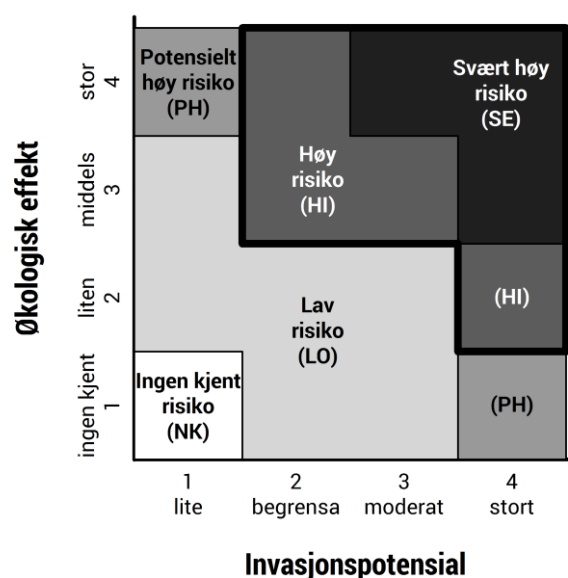


Figur 5: Illustrasjon på C-kriteriet. Andelen av en naturtype som den fremmede arten har kolonisert, danner grunnlaget for kriteriets delkategori.

5. Risikovurdering

Målet med risikovurderinga er å kvantifisere fremmede arters *negative økologiske påvirkning på norsk natur* (se avsnitt 2.8. for definisjonen av påvirkning og avsnitt 2.9.2. for definisjonen av risiko). Dette gjøres ved hjelp av totalt ni kriterier (tabell 4), som er tilordna risikomatrisesens to akser – invasjonsaksen og effektaksen (figur 6). Tilsvarende er risikovurderinga i FremmedArts-Basen fordelt over to underfaner, én for invasjonspotensial og én for økologisk effekt. De resterende underfanene beskriver geografisk variasjon, klimaeffekter og kriteriedokumentasjonen.

Figur 6: Risikomatrisen. Risikokategorier for fremmede arter, avhengig av deres invasjonspotensial og økologiske effekt. Systemet opererer med fem *risikokategorier* (NK, LO, PH, HI, SE), avhengig av samspillet mellom invasjonspotensial (tabell 5) og økologisk effekt (tabell 8, tabell 9). Invasjonsaksen og effektaksen har fire *delkategorier* (1–4) hver.



Tabell 4: Oversikt over kriteriene brukt i risikovurderinga av fremmede arters negative økologiske påvirkning på norsk natur.

Kriterium	Kriteriets tittel	Akse
A	median levetid	invasjonsaksen
B	ekspansjonshastighet	
C	kolonisering av naturtype	
D	effekter på trua eller nøkkelarter	effektaksen
E	effekter på øvrige stedeegne arter	
F	effekter på trua eller sjeldne naturtyper	
G	effekter på øvrige naturtyper	
H	overføring av genetisk materiale	
I	overføring av parasitter eller patogener	

5.0. Angivelse av usikkerhet

Det beste anslaget blir for alle ni kriterier basert på informasjonen som er lagt inn om arten på FABs faner «invasjonspotensial» og «økologisk effekt», og vises som en hake (✓). Avhakinga kan altså bare forandres ved å endre informasjonen om arten. Usikkerheten (i form av kvartilbredden eller 50 %-konfidensintervallet) må derimot stort sett angis manuelt ved hjelp av avkrysningsbokser:

Eksempel 1	Eksempel 2	Eksempel 3	Eksempel 4
☐ delkategori 1 ☐ delkategori 2 ☒ delkategori 3 ☐ delkategori 4	☒ delkategori 1 ☒ delkategori 2 ☐ delkategori 3 ☐ delkategori 4	☐ delkategori 1 ☒ delkategori 2 ☒ delkategori 3 ☐ delkategori 4	☐ delkategori 1 ☒ delkategori 2 ☒ delkategori 3 ☒ delkategori 4
Delkategori 3 er det beste anslaget; usikkerheten ligger innenfor delkategoriens terskelverdier.	Delkategori 2 er det beste anslaget; usikkerheten strekker seg til en lavere delkategori.	Delkategori 2 er det beste anslaget; usikkerheten strekker seg til en høyere delkategori.	Delkategori 3 er det beste anslaget; usikkerheten strekker seg begge veier.

I tråd med avsnitt 2.9.1. gjelder at usikkerhetsgrensene *ikke bør inkludere alle tenkelige* anslag, men de 50 % *mest sannsynlige* anslagene – dvs. man skal se bort fra de 25 % laveste anslagene og de 25 % høyeste anslagene og angi 50 %-konfidensintervallet (kvartilbredden). Hovedvurderinga (det beste anslaget) bør basere seg på medianen, eller ligge mellom medianen og 60-persentilen.

OBS! Merk at usikkerhet ikke trenger å gi seg utslag i flere enn ett kryss. Ingen vurdering vil være helt sikker, men for mange vurderinger vil usikkerheten ligge innenfor delkategoriens terskelverdier. I så fall skal bare boksen ved siden av det beste anslaget være kryssa av. Hvis mer enn to bokser krysses av, må det gis en særskilt begrunnelse. Usikkerheten kan ikke strekke seg over mer enn tre avkrysningsbokser (og ikke mer enn én boks opp- og nedover).

På invasjonssaksen er terskelverdiene angitt på en kontinuerlig skala. Effektsaksen baserer seg derimot mer på enten/eller-spørsmål (skjer fortrenkning/hybridisering/smitte eller ikke). Derfor kan ikke usikkerheten på effektsaksen angis som tallintervaller. *Her bør usikkerheten angis ved å sette kryss ved samtlige delkategorier som har en anslått sannsynlighet på over 25 %, der terskelverdiene fra tabell 5, tabell 8 og tabell 9 legges til grunn.*

5.1. Invasjonspotensial

Invasjonspotensial kvantifiseres gjennom tre kriterier (tabell 5), hvorav A-kriteriet måler artens *levedyktighet*, B-kriteriet *ekspansjon*, mens C-kriteriet tydeliggjør invasjon adskilt for de(n) mest berørte *naturlypen(e)*. Levedyktighet og ekspansjon kan ikke betraktes isolert, siden en nevneverdig påvirkning på norsk natur forutsetter at arten *både* klarer å etablere seg *og* å ekspandere i Norge. Artens invasjonspotensial beskrives derfor ikke som summen eller som maksimumsverdien av levedyktighet og ekspansjon, men best som deres produkt. Av denne grunn er A- og B-kriteriet kobla mot hverandre, slik at invasjonspotensialet f.eks. ikke kan klassifiseres som stort når ett av kriteriene oppnår en minimal delkategori. C-kriteriet er derimot helt uavhengig av A- og B-kriteriet: Får C-kriteriet en høyere delkategori enn A og B, er det C-kriteriets delkategori som blir utslagsgivende på invasjonssaksen.

5.1.1. A-kriteriet: median levetid

[A] Jo høyere median levetid bestanden av en fremmed art har i Norge, desto høyere skårer den på invasjonaksen. Med populasjonens mediane levetid menes den tida det tar til populasjonen i Norge har dødd ut med 50 % sannsynlighet (levetidas 50-persentil). Terskelverdiene er på 10 års, 60 års og 650 års median levetid (tabell 5).

A-kriteriets formål er å gi et anslag av sannsynligheten for at arten kan opprettholde en levedyktig bestand i Norge over tid, som vil si at den ikke dør ut. Jo lavere artens *utdøingssannsynlighet* er, desto høyere er altså artens sannsynlige *levetid* i Norge. Ved en høy anslått levetid er det mao. lite sannsynlig at arten forsvinner igjen av seg selv.

Utdøingssannsynlighet og *levetid* beskriver altså det samme fenomenet og kan direkte regnes om til hverandre. Det er derfor vilkårlig om terskelene for A-kriteriet angis i den ene eller den andre størrelsen. I kriteriesettet og tabell 5 er terskelverdiene angitt i levetid (se figur 7). Tabell 6 viser omregninga mellom de ulike målene. Utdøingssannsynlighet er kjent fra rødlistas E-kriterium og er alltid angitt relativt til et spesifikt tidsintervall (f.eks. «innen 10 år» ved kritisk trua arter).

Levetida er på sin side en statistisk størrelse. Det er selvfølgelig en umulighet å predikere bestandsutviklinga mange år framover i tid. Man kan derfor ikke forutsi at arten vil ha en bestemt levetid, bare hva som er *sannsynligheten* for en gitt levetid. Den *mediane levetida* er levetida med 50 % kumulativ sannsynlighet – det er altså 50 % sannsynlig at populasjonen har dødd ut innen den mediane levetida. Levetidas sannsynlighetsfordeling har en lang høyre hale. Derfor er den *forventa levetida* (fordelingas aritmetiske gjennomsnitt) høyere enn den mediane levetida (tabell 6).

Levetida til en fremmed art påvirkes av flere faktorer, framfor alt bestandens størrelse og vekstrate, men også variasjonen i disse (Lande mfl. 2003). Fremmede arters bestandsstørrelse er til å begynne med bestemt av *introduksjonspresset*, dvs. frekvensen av innførsler og antall individer per innførsel (Lockwood mfl. 2005, Colautti mfl. 2006, Blackburn mfl. 2009). Vekstraten bestemmes av artens demografiske egenskaper slik som fruktbarhet, alder ved kjønnsmodning og overlevelse. Variasjonen skyldes hovedsakelig demografiske tilfeldigheter eller miljøpåvirkning.

Tabell 5: Delkategorier, kriterier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters invasjonspotensial. [A- og B-kriteriet er knytta til hverandre gjennom tilleggsbetingelser.]

Kriterium	A	B	C
Delkategori for invasjonspotensial (potensial for etablering eller spredning)	Populasjonens mediane levetid	Ekspansjons-hastighet	Kolonisert areal av naturtype
1: Lite invasjonspotensial	< 10 år	< 50 m/år	< 5 %
2: Begrensa invasjonspotensial	≥ 10 år [OG B ≥ 2]*	≥ 50 m/år	≥ 5 %
3: Moderat invasjonspotensial	≥ 60 år [OG B ≥ 2]*	≥ 160 m/år [OG A ≥ 2]*	≥ 10 %
4: Stort invasjonspotensial	≥ 650 år [OG B ≥ 3]**	≥ 500 m/år [OG A ≥ 3]*	≥ 20 %

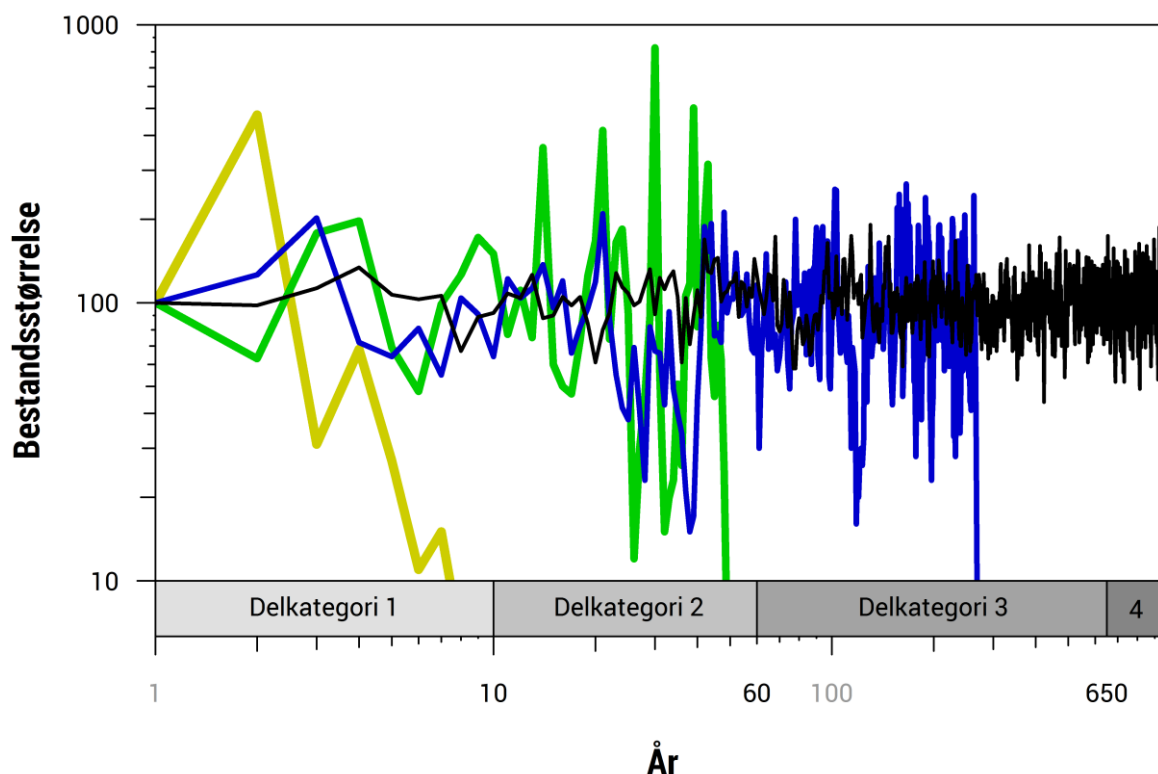
* Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien settes til *ett trinn høyere enn B-kriteriets delkategori*.

OBS! Tilleggsbetingelsene skal ses bort fra hvis arten har en økologisk effekt uten å være etablert.

Av populasjonens egenskaper spiller dens vekstrate λ og bæreevne K (se avsnitt 2.7.7. og 2.7.8.) åpenbare roller: Jo høyere vekstrate, og jo høyere bæreevne, desto høyere er levetida. Spesielt *populasjonsvekstraten* er av stor betydning for om arten vil være levedyktig eller dø ut: Har bestanden en negativ vekstrate, vil den bli mindre og etter hvert forsvinne (jf. figur 3 på side 19). Er vekstraten derimot positiv, bestemmes levetida av andre faktorer. Nyintroduserte bestander vil ofte ha bestandsstørrelser som ligger langt under bæreevnen (med mindre norske forhold bare gir marginale vilkår for arten), slik at *bæreevnen* vanligvis er av mindre betydning – i tillegg til at det er vanskelig å gi gode anslag av den.

Derimot kan stokastiske (tilfeldige) fluktuasjoner i bestandsstørrelsen ha en avgjørende betydning. For en art med ekstreme fluktuasjoner er det mer sannsynlig at den dør ut ved ren slump. Omfanget av slike stokastiske effekter kvantifiseres som bestandstallenes *varians**. Man skiller mellom miljø- og demografisk varians. *Miljøvarians* skyldes svingninger i miljøet som påvirker overlevelse og reproduksjonen til alle individene i populasjonen samtidig (miljøstokastisitet). Miljøvarians spiller en nøkkelrolle for bestandens levetid. Som man ser fra figur 7, er miljøvariansen et mål på amplituden på bestandsfluktuasjonene, som igjen avgjør sannsynligheten for at bestanden «faller utenfor utdøingsterskelen».



Figur 7: Illustrasjon på A-kriteriet. Figuren viser eksempler på bestandsendringer over tid og illustrerer intervallene for bestandenes levetid. Den gule/grønne/blå arten har en levetid på under 10/60/650 år; den svarte arten på over 650 år. Figuren illustrerer også betydninga av fluktuasjoner: Jo større amplitude på fluktuasjonene (jo større miljøvarians), desto kortere levetid har arten. Artene har *identisk* populasjonsvekstrate ($\lambda = 1,6$), bæreevne ($K = 100$) og demografisk varians ($\sigma_d^2 = 0,1$), men *ulik* miljøvarians ($\sigma_e^2 = 1,2; 0,8; 0,5; 0,2$). Merk at begge aksene er logaritmiske.

* *Varians*, vanligvis forkortet σ^2 («sigma i andre»), er et mål på omfanget av variasjonen i et datasett.

Enkelte miljøendringer kan ha et svært stort omfang, slik at alle individer dør under den samme hendelsen. Eksempler på slike «katastrofer» er skogbranner, kulde-, tørkeperioder eller menneskelige inngrep (som fjerning av komposthaugen som utgjør hele populasjonens leveområde). Miljøvariansen er derfor påvirket av artens levevis og økologisk krav, men også av hvor mange delpopulasjoner arten har klart å etablere. Hvis arten forekommer med mange delpopulasjoner som er fordelt over et stort areal og muligens flere ulike habitater, vil totalbestandens miljøvarians reduseres – og dens levetid økes. Et anslag av miljøvariansen er derfor av stor betydning for å kvantifisere levetida.

Demografisk varians skyldes tilfeldig variasjon i individers overlevelse og reproduksjonsevne (demografisk stokastisitet). Effekten av demografisk varians vil bli mindre jo større bestanden er, siden de demografiske tilfeldighetene vil jevne seg ut. Av den grunn kan demografisk varians ofte ses bort fra, med mindre det er snakk om veldig små bestander.

De fleste arter er avhengig av en viss minste bestandsstørrelse for å overleve. Ved arter med kjønna forplantning trengs f.eks. minst ett individ av hvert kjønn, og vanligvis en god del mer enn dette (f.eks. når det er vanskelig å finne maker). Kommer bestanden under en viss størrelse, vil den altså i slike tilfeller dø ut av seg selv (såkalt negativ tetthetsavhengighet eller Allee-effekt). Denne kritiske bestandsstørrelsen kalles *terskel for kvasiutdøing*.

Estimeringsmåter

I realiteten er en arts mediane levetid (eller dens utdøingssannsynlighet) selvfølgelig en ukjent størrelse. Det fins imidlertid flere måter å estimere eller anslå den på. Det er lagt til rette for å bruke tre ulike måter, som er her lista opp i prioritert rekkefølge:

- Levedyktighetsanalyse* er den beste (mest robuste) metoden. Den forutsetter imidlertid at en tidsserie med årlige bestandsestimater for Norge er tilgjengelig. Finnes ikke slike data, er det neste alternativet:
- Numerisk estimering* av levetid basert på populasjonens demografiske nøkkeltall (hovedsakelig bestandsstørrelse, populasjonsvekstrate, miljøvarians) gir også gode estimater. Der det er umulig å framskaffe disse nøkkeltallene, eksisterer et tredje alternativ:
- Bruk av (noe modifiserte) *rødlistekriterier* er en mulig siste løsning.

Metodene forklares mer detaljert på de følgende sidene. I FAB må det hakes av for hvilken estimeringsmåte som skal legges til grunn for vurdering av A-kriteriet.

Tabell 6: Omregning av populasjonens levetid til utdøingssannsynlighet. Terskelverdiene for spredningsaksens A-kriterium er uttrykt i *median levetid* (levetidas 50-persentil; tida der det er 50 % sannsynlig at populasjonen har dødd ut). Ekvivalente mål er populasjonens *forventa levetid* (aritmetisk gjennomsnitt over levetidas sannsynlighetsfordeling) eller *sannsynlighet for utdøing* innen et gitt tidsrom (det sistnevnte er brukt i rødlistas E-kriterium). Verdiene kan enkelt regnes om til hverandre ved hjelp av denne tabellen. Halvfeite tall angir terskelverdiene for A-kriteriet (median levetid) og for rødlistas E-kriterium (utdøingssannsynlighet).

Terskel		Levetid		Sannsynlighet for utdøing innen			
A-kriteriet	Rødlista	forventa	median	10 år	20 år	50 år	100 år
1/2	CR/EN	14 år	10 år	50 %	75 %	97 %	100 %
2/3	EN/VU	90 år	60 år	11 %	20 %	43 %	67 %
3/4	VU/NT	950 år	650 år	1 %	2 %	5 %	10 %

(a) Levedyktighetsanalyse

Levedyktighetsanalyse (*population viability analysis*, PVA) estimerer utdøingssannsynligheten basert på en modellering av bestandsutviklinga. Modelleringa bygger i sin tur på den observerte bestandsutviklinga, dvs. på empiriske data (tellingar) fra et lengre tidsrom. De observerte populasjonsendringene over tid gjør det mulig å estimere viktige populasjonsparametere, og dermed også å ekstrapolere bestandsutviklinga for framtida.

Levedyktighetsanalyse er en samlebetegnelse på ulike metoder. Det legges ingen føringer her for hvilke modeller eller hvilken programvare en benytter, men det er et krav at beregningene er etterprøvbare. Det fins gode innføringer i temaet (Beissinger og McCollough 2002, Morris og Doak 2002), flere programpakker som utfører de nødvendige beregningene (f.eks. Akçakaya og Root 2013, Lacy og Pollak 2014, Stubben mfl. 2016), og videreførende litteratur (Brook mfl. 2000, Bakker mfl. 2009, Pe'er mfl. 2013). Eksempler på levedyktighetsanalyser: fugler (Sandvik mfl. 2014), insekter (Schultz og Hammond 2003), karplanter (Menges 2000, Skarpaas og Stabbe 2011), pattedyr (Bakker mfl. 2009).

Om mulig, bør det brukes stokastiske levedyktighetsanalyser, dvs. simuleringer som tar høyde for miljøstokastisiteten (Lande mfl. 2003). Miljøstokastisitetens omfang (miljøvariansen) er en av parameterne som kan estimeres fra den observerte bestandsutviklinga (i hvert fall hvis det foreligger tilstrekkelig mange år med tellingar). Inklusjon av miljøstokastisitet gjør det mulig å angi prediksjonsintervaller for framtidige bestandsstørrelser (figur 8). Disse prediksjonsintervallene brukes til å kvantifisere usikkerheten i levetidsestimatet (jf. Sandvik mfl. 2014).

Benyttes levedyktighetsanalysen til vurdering av A-kriteriet i FremmedArtsBasen,

- angis resultatet som median levetid (i år), om mulig med nedre og øvre kvartil;
- beskrives den benytta metodologien i fritekstfeltet;
- lastes den benytta tidsserien opp (jf. forklaringer i avsnitt 1.4.).

(b) Numerisk estimering

Selv om det ikke foreligger noen tidsserie som kan brukes i en levedyktighetsanalyse, vil det i mange tilfeller finnes tilgjengelige data om artens demografiske nøkkeltall. I så fall kan levetida estimeres numerisk (Leigh 1981, Lande mfl. 2003:38–40). Et program som utfører de nødvendige beregningene i statistikkpakka **R**, er tilgjengelig på <http://www.evol.no/hanno/11/levetid.htm>. **R**-scriptet krever ingen forkunnskaper om **R**, men forutsetter at **R** er installert på maskinen. **R** er et gratis og åpent programmeringsspråk (**R** Core Team 2015). Den nevnte nettsida gir en kort installasjons- og brukerveiledning, som også er gjengitt i appendiks X.

For å benytte seg av denne metoden, må de følgende parameterverdiene være tilgjengelig:

- nåværende bestandsstørrelse (N),
- bestandens vekstrate (λ , se avsnitt 2.7.7.),
- miljøvarians σ_e^2 (forklart over),
- flere parametere, om tilgjengelig (f.eks. demografisk varians, bæreevne, kvasiutdøingsterskel).

Se ovennevnte nettside (eller appendiks X) for nærmere forklaring av hva disse parameterne innebærer, og hvordan de påvirker resultatet av analysen.

Det kan være vanskelig å framskaffe verdier for de nødvendige parameterne. Ofte eksisterer det lite data og kunnskap for arter som er fremmede for Norge. For de fleste variabler (bortsett fra den nåværende bestandsstørrelsen) er det tilstrekkelig å benytte parameterestimerer som er beregna fra andre bestander (fra utland) eller arter med tilsvarende demografi, økologi og livshistorie.

Benyttes numerisk estimering av levetid til vurdering av A-kriteriet i FremmedArtsBasen,

- angis resultatet som median levetid (i år);
- oppgis de benytta parameterne (N , λ , σ_e^2 , og flere hvis aktuelt).

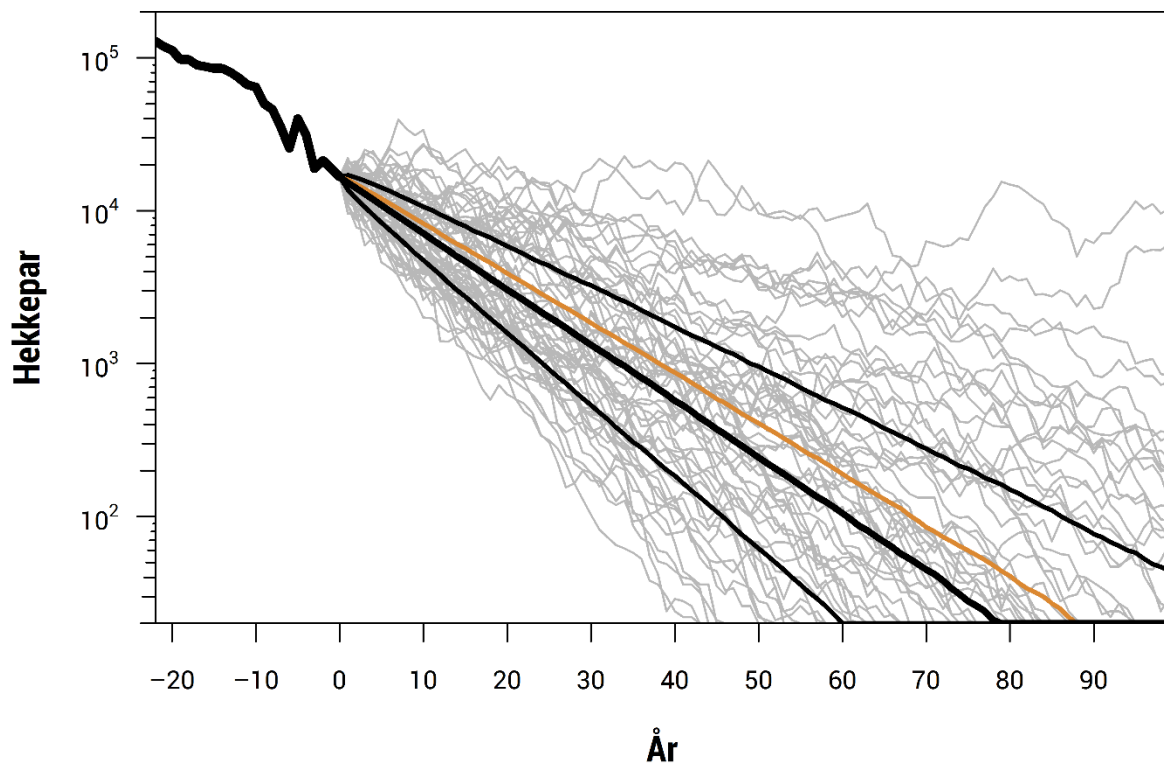
(c) Røddlistekriterier

Dersom det kan sannsynliggjøres at data for å gjennomføre de ovenstående metodene ikke finnes (ei heller fra utlandet eller fra relevante «nærstående» arter), kan en vurdere den mediane levetida for arten i Norge med grunnlag i den dokumentasjonen det er mulig å oppdrive og ved bruk av rødlistekriteriene A til D. Arten behandles mao. som om den vurderes for rødlista, og den resulterende rødlistekategorien oversettes til delkategorien på A-kriteriet (kritisk trua → 1, sterkt trua → 2, sårbar → 3, nær trua eller livskraftig → 4; jf. tabell 6).

Røddlistekriteriene gjelder slik de er beskrevet i veilederen til rødlistevurdering (Artsdatabanken 2014) *med det unntaket at antall år ikke skal erstattes med antall generasjoner*. (Der rødlistekriteriene A og C åpner for å bruke generasjoner framfor år, skal det altså *utelukkende brukes år* til dette formål.) En oversikt over rødlistekriteriene er gjengitt i appendiks IX.

Benyttes rødlistekriteriene til vurdering av A-kriteriet i FremmedArtsBasen,

- angis resultatet som rødlistekategori;
- oppgis det utslagsgivende rødlistekriteriet;
- beskrives de benyttta dataene i fritekstfeltet.



Figur 8: Eksempel på en levedyktighetsanalyse. Grafen viser observerte tall fram til 2010 (negative år) og simulerte tall deretter (positive år). Tynne grå linjer viser noen eksempler på simulerte framtidige bestandsendringer. De tre svarte linjene viser kvartilene (nedre, median, øvre) fra alle simulerte bestandsendringer, den oransje linja viser 60-persentilen. Levetida er antall år fram til utdøing. Utdøing betyr at bestanden krysser utdøingsterskelen (som her er satt til 20 hekkepar). Bestanden er estimert til å dø ut om mellom 60 og 112 år (nedre/øvre kvartil), med median 79 år og 60-persentil 88 år. Merk at y-aksen er logaritmisk. (Eksempelet gjelder bestanden til krykkje *Rissa tridactyla* på Runde; modifisert fra Sandvik mfl. 2014)

5.1.2. B-kriteriet: ekspansjonshastighet

[B] Jo større ekspansjonshastighet en fremmed art har, desto høyere skårer den på invasjonaksen. Med ekspansjonshastighet menes den årlige økningen i forekomst-arealets radius (beregna som om forekomstarealet var samla i ett sirkelforma areal). Terskelverdiene er 50, 160 og 500 meter per år (tabell 5).

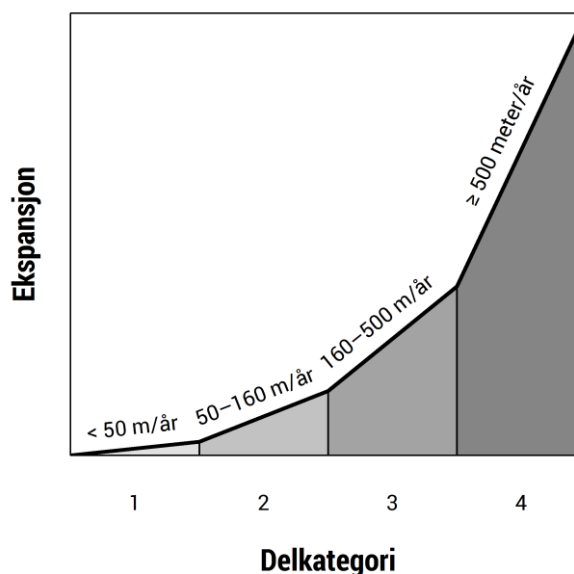
Ekspansjonen til en art skal forstås som *antall nye forekomster per tidsenhet*, der «forekomster» er koloniserte 2 km × 2 km-ruter (se avsnitt 2.7.3.). Ekspansjon, slik den er definert her, er et mål på *hvor fort en arts forekomster øker i norsk natur* («hvor rask naturen fylles opp»). Ekspansjon omfatter dermed *enhver form for spredning eller forflytning av arten*, inkludert

- aktiv naturlig spredning (dvs. egenbevegelse),
- passiv naturlig spredning (vha. vind, vann, dyr osv.),
- transport ved menneskelig aktivitet (tilsikta eller ei),
- separate introduksjoner (tilsikta eller ei).

Det innebærer også at ekspansjonshastighet ikke nødvendigvis er identisk med spredningshastighet i snever betydning. I den grad antropogen transport (inkl. nyintroduksjoner) er en vesentlig faktor, vil f.eks. ekspansjonshastigheten kunne være betydelig større enn «egen-spredninga», dvs. spredning via naturlige spredningsmåter (frøspredning, migrasjon osv.). På den andre sida kan ekspansjonshastigheten være betraktelig lavere enn estimerer på den maksimale spredningsdistansen per år, hvis den sistnevnte ikke tar høyde etableringssuksess.

Ekspansjonshastighet måles som *radiusendring*, dvs. i *meter per år*. Endringa i forekomst-arealet per år blir altså regna om til en radiusendring. Dette kan anskueliggjøres ved å forestille seg hele artens forekomstareal samla i ett sirkulært areal, slik at ekspansjonshastigheten tilsvarer den årlige radiusøkninga for denne sirkelen. (Grunnen til å velge radiusøkning heller enn arealøkning, er at den sistnevnte er en funksjon av det aktuelle arealet; se appendiks II for en nærmere forklaring.)

Terskelverdiene for B-kriteriet er gitt i tabell 5 (jf. figur 9).



Figur 9: Illustrasjon på B-kriteriet. Hastigheten som forekomstarealet areal øker med, danner grunnlaget for kriteriets delkategori.

Estimeringsmåter

Ekspansjonshastigheten kan estimeres eller anslås på flere ulike måter, basert enten på observasjoner fra Norge eller utlandet (eller, om nødvendig og mulig, på observasjoner av en nært beslektet art). Det er lagt til rette for å bruke tre ulike måter. Hvilken av disse man bruker, er avhengig av om det foreligger:

- (a) et datasett med pålitelige sted- og tidfesta observasjoner av arten over minst ti år;
- (b) litteraturdata for artens spredningshastighet (fra Norge eller utlandet) pluss et estimat på antallet av lokaliteter som danner utgangspunkt for spredning i Norge; eller
- (c) et aktuelt anslag for den årlige økningen i antall forekomster.

Metodene forklares mer detaljert nedenfor. I FAB må det hakes av for hvilken estimeringsmåte som skal legges til grunn for vurdering av B-kriteriet.

Ved metode (b) og (c) må man bruke den *høyeste realistiske* verdien som er målt, estimert eller rapportert. Det kan f.eks. være bedre å bruke et øvre konfidensintervall (f.eks. 95-persentilen) enn maksimumsverdien (se appendiks II).

(a) Datasett med tid- og stedfesta observasjoner

Foreligger et datasett med pålitelige sted- og tidfesta observasjoner over ti eller helst flere år, kan disse dataene brukes til å estimere ekspansjonshastigheten samt dens usikkerhet (kvartilbredde). En mulig kilde til slike datasett er Artskart. Etter å ha foretatt nødvendige avgrensninger (tidsavgrensning, geografisk utvalg, type data e.l.), kan dataene lastes ned direkte fra Artskart (fane «objektinfo» i Artskart → «eksporter data til Excel» → «eksporter data som CSV-fil»).

Et program som utfører de nødvendige beregningene i statistikkpakka **R**, er tilgjengelig via URL'en <http://www.evol.no/hanno/16/ekspan.htm>. Denne nettsida gir en brukerveiledning, som også er gjengitt i appendiks XI.

OBS! *Estimatet på ekspansjonshastigheten påvirkes av forekomstarelets mørketall.* Estimatet kan derfor forbedres betraktelig om man angir et kvalifisert anslag på dette mørketallet. Men merk at *mørketallet på forekomstarealet vanligvis er mindre enn mørketallet på antall lokaliteter.*

Brukes denne måten å estimere ekspansjonshastighet på i FremmedArtsBasen,

- angis resultatet som ekspansjonshastighetens median samt nedre og øvre kvartil;
- lastes den benyttet tidsserien opp (jf. forklaringer i avsnitt 1.4.).

(b) Litteraturdata på spredningshastighet

Har spredningshastigheten til arten (eller til en sammenlignbar art) blitt estimert tidligere, kan dette estimatet eventuelt brukes. Her er det imidlertid viktig å huske på at *ekspansjonshastighet ikke er det samme som spredningshastighet*. Litteraturestimatet kan således bare brukes hvis det beskriver *hastigheten til en spredningsfront* (som innebærer at hele arealet bak fronten faktisk anses som kolonisert), ikke f.eks. maksimal spredningsdistanse av enkeltindivider per år.

Dessuten omfatter litteraturverdier på spredningshastighet vanligvis bare naturlig spredning (egenspredning, vindspredning osv.). Hvis forekomsten i Norge i tillegg øker gjennom antropogene prosesser, f.eks. på grunn av gjentatte innførsler av arten, må dette tas høyde for. Angivelsen av spredningshastigheten må derfor suppleres med et estimat av det omtrentlige antallet av «kildepopulasjoner» i Norge per 2016, altså antallet på forekomster som fungerer (eller har fungert) som utgangspunkt for videre spredning.

Brukes denne måten å anslå ekspansjonshastighet på i FremmedArtsBasen,

- angis litteraturverdien på spredningshastighet, om mulig med usikkerhet;
- angis et anslag på antallet av lokaliteter som danner utgangspunkt for spredning;
- angis kilden og beskrives antagelsene som litteraturestimatet er basert på.

(c) Anslått årlig økning i forekomstareal

I fravær av de ovenstående kilder til data må økninga i forekomstarealet anslås som en aktuell gjennomsnittsverdi for den årlige økninga i forekomstarealet (eller antall forekomster). Med «aktuell gjennomsnittsverdi» menes en verdi som er representativ for økninga over de seneste år.

Brukes denne måten å anslå ekspansjonshastighet på i FremmedArtsBasen,

- angis den aktuelle årlige økninga i forekomstarealet som et areal *inkl. mørketall* i km²;
- beskrives de underliggende antagelsene og benytta dataene i fritekstfeltet.

5.1.3. C-kriteriet: kolonisering av naturtype

Informasjonen om koloniserte naturtyper vil være forhåndsutfyllt basert på informasjonen som er lagt inn under fanen «naturtyper» (jf. kapittel 4). Her vises bare et sammendrag. Hvis det er behov for endringer, må disse foretas i fanen «naturtyper».

Tabell 7: Definisjon av nøkkelbegrep som brukes for å beskrive økologiske effekter på arter. Effektene skal enten være dokumentert i Norge; eller være dokumentert i utlandet (eller for en nært beslekta art) og være sannsynlig å opptre i Norge i løpet av 50 år.

Begrep	Definisjon
Arter	
<i>Trua</i>	art som er klassifisert som sårbar, sterkt trua eller kritisk trua ifølge <i>Norsk rødliste for arter 2015</i> (Henriksen og Hilmo 2015)
<i>Nøkkelart</i>	art som tross liten mengde* (målt i biomasse) kan ha en stor effekt på andre arters mengdeforhold, utbredelse og diversitet (basert på Power mfl. 1996; for praksis-anvendelser av definisjonen se Libralato mfl. 2006, Valls mfl. 2015)
Interaksjonens styrke	
<i>Svak</i>	interaksjon som <i>ikke</i> (vil) ha(r) moderate negative konsekvenser på bestandsnivået til stedegne arter
<i>Moderat</i>	interaksjon som (vil) føre(r) til en reduksjon på <i>minst</i> 15 % i bestandsstørrelsen til minst én stedegen delpopulasjon over en tiårsperiode, men <i>uten</i> å fortrenge noen stedegne arter (en bestandsreduksjon på 15 % per tiår tilsvarer en reduksjon i bæreevnen K på 15 % per tiår eller en reduksjon i den årlige multiplikative populasjonsvekstraten λ på 2 %)
<i>Fortrengning</i>	reduksjon av stedegne arters forekomstareal <i>eller</i> utbredelsesområde med <i>minst</i> 1 %
Interaksjonens geografiske omfang	
<i>Lokal</i>	effekt som berører (og som med overveiende sannsynlighet vil forbli begrensa til) <i>mindre enn</i> 5 % av den stedegne artens bestandsstørrelse, forekomstareal og utbredelsesområde
<i>Storskala</i>	effekt som (vil) føre(r) til en reduksjon på <i>minst</i> 5 % av den stedegne artens bestandsstørrelse, forekomstareal <i>eller</i> utbredelsesområde

* Merk at vanlige arter ifølge definisjonen som brukes her, *ikke* skal betraktes som nøkkelarter. Grunnen er at vanlige arter ikke kan dø ut like brått som trua eller sjeldne arter.

5.2. Økologisk effekt

Fremmede arters økologiske effekt omfatter effekter på stedegne arter og på naturtyper. Arter som har vært etablert med en fast reproduserende bestand før 1800, betraktes i denne sammenheng som stedegne (se avsnitt 2.2.). Bare negative effekter inngår i vurderinga; nøytrale og positive effekter blir ikke vurdert (se avsnitt 2.8.). Kriteriene på effektaksen (D–I) gjør bruk av en del nøkkelbegrep som er forklart i tabell 7 (og kursivert i kriteriebeskrivelsene).

5.2.1. Tidshorisont for økologiske effekter

Når det gjelder økologiske effekter, skal ikke bare tidligere og nåværende effekter inngå i vurderinga, men også effekter som ut fra dokumentert kunnskap kan forventes å opptre i den overskuelige framtid. Tidshorisonten for å vurdere økologiske effekter er derfor satt til *50 år eller fem generasjoner fram i tid* (det av tallene som er *størst*), men ikke ut over 300 år fram i tid.

Anslag av framtidige effekter er nødvendigvis mer usikre enn beskrivelsen av nåværende effekter. Det skal bare beskrives effekter som det er dokumentert eller kan sannsynliggjøres at kan oppstå (f.eks. fra andre land eller nært beslektede arter). Til slike forutsigbare effekter hører:

- utvidelsen av artens forekomstareal og/eller utbredelsesområde (og dermed potensielt en kolonisering av hittil ukoloniserte naturtyper);
- alders-, tetthets- eller frekvensavhengige effekter (effekter som ikke er observert i Norge ennå, fordi arten ikke har vært her lenge nok, men som er dokumentert utenlands og overførbare til norske bioklimatiske forhold);
- effekter som blir mer sannsynlige under et endra klima (effekter som ikke er observert i Norge ennå, fordi de klimatiske forholda ikke ligger til rette for dette, men som er dokumentert i land med et klima som tilsvarer det klimaet Norge kan få i framtida).

For klimaprognoser for Norge se tabell 3 og klimaframskrivningene på klimaservicesenteret.no.

5.2.2. D- og E-kriteriet: effekter på stedegne arter

Med effekter på stedegne arter menes *negative interaksjoner med stedegne arter*. Dette er framfor alt konkurranse med, fytofagi eller predasjon på og parasittering av stedegne arter, men kan også omfatte allelopati eller indirekte effekter (f.eks. såkalt tilsynelatende konkurranse eller trofiske kaskader; White mfl. 2006). *Styrken* på interaksjonene med stedegne arter angis som svak, moderat eller som fortrenghing; det geografiske omfanget av interaksjonene angis som lokal eller storskala. En interaksjon er *usannsynlig* om arten ikke inngår i negative interaksjoner med stedegne arter. De øvrige nøkkelbegrepene er definert i tabell 7. Kriteriene er definert slik:

[D] Jo sterkere negative interaksjoner en fremmed art har med *trua* eller *nøkkelarter*, desto høyere skårer den på effektaksen. En *svak* interaksjon blir klassifisert i delkategori 3; en interaksjon som er minst *moderat* blir klassifisert i delkategori 4; er *svake* eller *moderate* interaksjoner bare *lokale*, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell 8).

[E] Jo sterkere negative interaksjoner en fremmed art har med øvrige stedegne arter (verken er *trua* eller *nøkkelarter*), desto høyere skårer den på effektaksen. En *moderat* interaksjon blir klassifisert i delkategori 2; *fortrenghing* blir klassifisert i delkategori 4; er den *moderate* interaksjonen eller *fortrenghinga* bare *lokal*, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell 8).

Effekter på stedegne arter klassifiseres og dokumenteres på følgende måte:

- Interaksjoner med konkrete enkeltarter angis ved å legge til de berørte artene (skriv begynnelsen på navnet i søkefeltet, og velg den rette arten). Hvis den fremmede arten interagerer med mange stedegne arter, er det tilstrekkelig å legge til artene som blir påvirket mest. Hvis det er trua (VU, EN, CR) eller nøkkelarter blant de påvirkte artene, bør disse legges til. Utdypende informasjon kan gis i fritekstfeltet.
- Effekter på grupper av arter (samfunn) angis ved å velge den berørte naturtypen. (Naturtyper må være registrert i fanen «naturtyper» før de kan velges her.)
- Hver interaksjon skal spesifiseres ved å angi den følgende informasjonen:
 - for enkeltarter: avkrysning for om den berørte stedegne arten anses som en nøkkelart,
 - for naturtyper: avkrysning for om nøkkel- eller trua arter er påvirket i naturtypen,
 - interaksjonens styrke (svak/moderat/fortrengning iht. definisjonene i tabell 7),
 - avkrysning for om interaksjonen er lokal (iht. definisjonen i tabell 7),
 - typen interaksjon (fytofagi [herbivori], predasjon, parasittering, konkurranse om plass, konkurranse om mat, allelopati, andre [f.eks. indirekte] økologiske interaksjoner),
 - avkrysning for om effekten er en distanseeffekt (eller skyldes rømte enkeltindivider),
 - avkrysning for om effekten er dokumentert (ikke bare antatt),
 - avkrysning for om dokumentasjonen gjelder norske forhold.
- Usikkerheten angis til slutt, separat for D- og E-kriteriet, ved å krysse av (☒) samtlige delkategorier som har en anslått sannsynlighet på over 25 % i henhold til tabell 8.

5.2.3. F- og G-kriteriet: effekter på naturtyper

Informasjonen om effekter på naturtyper vil være forhåndsutfylt basert på informasjonen som er lagt inn under fanen «Naturtyper» (jf. kapittel 4). Her vises bare et sammendrag. Hvis det er behov for endringer, må disse foretas i fanen «Naturtyper».

Tabell 8: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium D–G. Se tabell 7 for definisjonene av nøkkelbegrepene og tabell 9 for kriteriene H/I. Alle kriterier skal vurderes, og den høyeste delkategorien som har minst ett av kriteriene D–I oppfylt, avgjør plasseringa på effektaksen.

Kriterium	D	E	F	G
	Dokumentert eller sannsynlig effekt på			
	stedegne		naturtyper	
Delkategori for økologisk effekt	trua eller nøkkelarter	øvrige arter	trua/sjeldne	øvrige
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	svak	usannsynlig	< 5 %
2: Liten effekt	svak <i>OG</i> lokal	moderat*	> 0 %	≥ 5 %
3: Middels effekt	svak <i>OG</i> storskala	lokal fortrenkning	≥ 2 %	≥ 10 %
4: Stor effekt	moderat* <i>ELLER</i> fortrenkning	storskala fortrenkning	≥ 5 %	≥ 20 %

* Hvis effekten er moderat *og lokal*, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

5.2.4. H-kriteriet: overføring av genetisk materiale

[H] Jo større sannsynlighet eller konsekvens det er for/av at en fremmed art fører til genetisk forurensning av stedegne arter, desto høyere skårer den på effektaksen. Med genetisk forurensning menes introgresjon, dvs. en overføring av genetisk materiale fra den fremmede arten til minst én stedegen arts genbasseng. Dokumentert eller sannsynlig introgresjon blir klassifisert i delkategori 3; er den berørte stedegne arten en *trua* eller *nøkkelart*, økes delkategorien til 4; har introgresjonen bare *lokal* betydning, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell 9).

Merk at overføring av genetisk materiale forutsetter *introgresjon*. Hybridisering alene er ikke tilstrekkelig. Gener betraktes bare som overført til en stedegen art hvis det skjer tilbakekrysning mellom hybrider og den stedegne populasjonen.

Overføring av genetisk materiale klassifiseres og dokumenteres på følgende måte:

- De berørte artene skal spesifiseres ved å angi detaljer om introgresjonen og legge dem til lista. Hvis mange stedegne arter er berørt, er det tilstrekkelig å legge til artene som blir påvirket mest. Hvis det er trua (VU, EN, CR) eller nøkkelarter blant de påvirkte artene, bør disse legges til. For hver stedegne art som er valgt, skal den følgende informasjonen angis:
 - avkrysning for om den berørte stedegne arten anses som en nøkkelart,
 - avkrysning for om introgresjonen bare er lokal (iht. definisjonen i tabell 7),
 - avkrysning for om introgresjonen er en distanseeffekt (eller skyldes rømte enkeltindivider),
 - avkrysning for om introgresjonen er dokumentert (ikke bare antatt),
 - avkrysning for om dokumentasjonen gjelder norske forhold.
- Usikkerheten angis til slutt ved å krysse av (☒) samtlige delkategorier som har en anslått sannsynlighet på over 25 % i henhold til tabell 9.

OBS! Hvis det vurderte taxonet er under artsnivået og introgresjon bare skjer til stedegne taxa innenfor samme art (intraspesifikk hybridisering), er det ikke gitt at introgresjonen har (eller vil ha) en negativ effekt på de stedegne taxaene. Hvis det kan dokumenteres eller sannsynliggjøres at effekten av

Tabell 9: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium H/I. Se tabell 7 for definisjonene av nøkkelbegrepene og tabell 8 for kriteriene D–G. Alle kriterier skal vurderes, og den høyeste delkategorien som har minst ett av kriteriene D–I oppfylt, avgjør plasseringa på effektaksen.

Kriterium	H	I
	Dokumentert eller sannsynlig overføring av	
Delkategori for økologisk effekt	genetisk materiale	parasitter eller patogener**
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	usannsynlig
2: Liten effekt	lokalt til stedegen art	eksisterende parasitter til eksisterende verter slik at prevalensen øker*
3: Middels effekt	storskala til stedegen art	eksisterende parasitter til nye verter*
4: Stor effekt	til trua eller nøkkelart*	eksisterende parasitter til nye trua verter* ELLER av fremmede parasitter

* Hvis effekten bare er *lokal*, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Vertens delkategori skal ikke være større enn parasittens delkategori for økologiske effekt.

slik intraspesifikk hybridisering *ikke* er negativ (den kan f.eks. motvirke innavl og derfor være positiv), bør dette forklares i fritekstfeltet, og *delkategorien settes til 1* (ved å tømme lista over påvirkte arter). Dette unntaket gjelder *ikke* for interspesifikk introgresjon (på tvers av artsgrenser).

5.2.5. I-kriteriet: overføring av parasitter eller patogener

[I] Kriteriet brukes hvis det er dokumentert eller sannsynlig at en fremmed art kan opptre som vektor for, dvs. overføre, parasitter (inkludert patogener som bakterier og virus) til stedegne verter. Medfører denne overføringa en økt prevalens (forekomst) av eksisterende parasitter i en stedegen art som allerede er vert for den samme parasitten, klassifiseres effekten som delkategori 2. Skjer overføringa til en stedegen art som ikke er vert for denne parasitten fra før, blir den fremmede vektoren klassifisert i delkategori 3. Effekten blir oppgradert til delkategori 4 under to betingelser: hvis den fremmede arten er vektor for en parasitt som selv er fremmed for Norge, eller hvis minst én av de berørte stedegne artene er en trua eller nøkkelart. Forblir smitte med eksisterende parasitter *lokalt* begrensa, reduseres delkategorien med ett trinn. Effekten begrenses uansett oppad til delkategorien som parasitten oppnår eller ville ha oppnådd på effektaksen (tabell 9).

I-kriteriets terskelverdier er angitt i tabell 9. I-kriteriet er beregna for vurderinga av parasittenes verter og *ikke* for vurderinga av parasitter. Den økologiske effekten av parasitter skal vurderes etter kriteriene D–H. Merk at vertens skår ifølge I-kriteriet ikke kan bli høyere enn parasittens delkategori ifølge kriteriene D–H. Hvis f.eks. parasittens eneste effekt er en moderat interaksjon med en livskraftig stedegen art (delkategori 2 ifølge F-kriteriet), kan ikke verten skåre høyere enn 2 på I-kriteriet (selv om parasitten er en fremmed art for Norge).

Overføring av parasitter og patogener klassifiseres og dokumenteres på følgende måte:

- De berørte artene skal spesifiseres ved å angi detaljer om overføringa av parasitter og legge dem til lista. Hvis mange stedegne arter er berørt, er det tilstrekkelig å legge til artene som blir påvirket mest. Hvis det er trua (VU, EN, CR) eller nøkkelarter blant de påvirkte artene, bør disse legges til. For hver stedegne art som er valgt, skal den følgende informasjonen angis:
 - avkrysning om vertsarten anses som en nøkkelart,
 - parasittartens vitenskapelige navn,
 - parasittens økologiske effekt (den største av parasittens delkategorier på D- til H-kriteriet),
 - avkrysning for om smitten bare er lokal (iht. definisjonen i tabell 7),
 - avkrysning for om parasitten er en fremmed art i Norge (ifølge definisjonen fra avsnitt 2.1. og avgrensningene fra avsnitt 2.6.),
 - avkrysning for om parasitten er ny for denne vertsarten,
 - avkrysning for om overføring er dokumentert (ikke bare antatt),
 - avkrysning for om dokumentasjonen gjelder norske forhold.
- Usikkerheten angis til slutt ved å krysse av (☒) samtlige delkategorier som har en anslått sannsynlighet på over 25 % i henhold til tabell 9.

5.3. Geografisk variasjon

Norge er et langstrakt land med stor variasjon i bioklimatiske og andre miljøvariabler (se f.eks. tabell 2). Enhver art med en viss utstrekning på forekomstarealet sitt vil dermed oppleve ulike miljøbetingelser og – i respons til disse – selv vise variasjon i sine egenskaper. Tilfeller der denne variasjonen ville ha medført ulike risikokategorier, skal denne gangen bli synliggjort.

Upåvirka av geografisk variasjon skal risikovurderinga basere seg på artens største påvirkning på norsk natur, og det er denne som ligger til grunn for en eventuell svartelisting. Den geografiske variasjonen vil bli synliggjort for brukere og publikum i FremmedArtsBasen som *tilleggsinformasjon*.

Det er opp til ekspertene å vurdere om variasjonen i artens egenskaper er stor og relevant nok for å gi en beskrivelse. Dersom en art ville ha fått ulike risikokategorier (NK/LO/PH/HI/SE) i ulike deler av sitt (potensielle) utbredelsesområde, er dette et tegn på at den geografiske variasjonen bør beskrives. Hvis ett eller flere av de følgende spørsmålene besvares positivt (vha. avkrysningsbokser), bør det gis utfyllende informasjon i fritekstfeltet:

- Er artens evne til reproduksjon/spredning begrensa til visse klimasoner eller -seksjoner?
- Er artens økologiske effekter begrensa til visse klimasoner eller -seksjoner?
- Er artens økologiske effekter begrensa til noen bestemt(e) naturtype(r)?
- Består artens økologiske effekt utelukkende i interaksjoner med stedegne arter som har en svært begrensa utbredelse?

5.4. Klimaeffekter

Denne fanen skal brukes for å sammenfatte rollen som forventa klimaendringer spiller for artens risikovurdering. Slik det framgår av beskrivelsene over, skal forventa klimaendringer inngå i selve risikovurderinga:

- Beskrivelsen av artens potensielle spredning skal være basert på den mest sannsynlige tilstanden om 50 år, og dette innebærer et endra klima (jf. avsnitt 3.5.).
- Vurderinga av artens økologiske effekter skal skje med en tidshorisont på 50 år (eller fem generasjoner) fram i tid, og inkludere effekter som ennå ikke er observert, men sannsynligvis vil oppstå under et endra klima (jf. avsnitt 5.2.1.).

Fanen trenger altså ikke inneholde ny informasjon og består av to avkrysningsbokser og et fritekstfelt. Avkryssningene gjelder risikomatrixens to akser og skal angi om delkategorien på aksene hadde vært en annen i fravær av klimaendringer:

- Er artens delkategori for invasjonspotensial påvirka av klimaendringene?
- Er artens delkategori for økologiske effekt påvirka av klimaendringene?

Fritekstfeltet «Betydning av klimaendringer» skal, hvis relevant, gi en kort beskrivelse av klimaendringenes betydning. Hvis det er knytta spesielt stor usikkerhet til effekten av klima, eller hvis ulike klimascenarier (f.eks. RCP4.5 kontra RCP8.5, se tabell 3 på side 29 og Hanssen-Bauer mfl. 2015) gir vidt forskjellige prediksjoner av framtidig spredning og/eller effekt, bør dette også beskrives her. Dette kan være tilfellet f.eks. om arten ikke har evne til naturlig spredning under dagens klima, men vil få et stort spredningspotensial under varmere betingelser (spesielt når det i tillegg er usikkert om denne temperaturterskelen vil bli krysset innen 2066).

5.5. Kriteriedokumentasjon

Bakgrunnen for hver enkelt vurdering sammenfattes i fanen «kriteriedokumentasjon» i Fremmed-ArtsBasen. Denne teksten blir allment tilgjengelig via innsynsløsninga når vurderingene offentliggjøres. For mange sluttbrukere er dette den viktigste informasjonen overhodet. Teksten bør være konsis, men også være forståelig for legfolk. Den skal derfor bruke fullstendige setninger og ha god flyt. Etter å ha lest teksten, skal leseren forstå hvorfor arten har fått den risikokategorien den har fått. Relevant litteratur bør siteres i teksten (og de tilhørende referansene legges til i referansefanen).

For å standardisere utformingen av kriteriedokumentasjonen, er fanen delt tematisk i seks fritekstfelt:

- *Beskrivelse av arten*: taksonomi, status iht. avgrensningene (f.eks. dørstokkart, regionalt fremmed art), opphav, levevis.
- *Utbredelse i Norge*: når og hvordan arten kom til Norge, øvrig utbredeshistorikk, nåværende forekomstareal og utbredelsesområde. Denne teksten hentes fra fritekstboksen «utbredeshistorikk i Norge» (jf. avsnitt 3.5.), men kan redigeres (og bør sjekkes) her òg.
- *Spredningsmåter*: beskrivelse av spredningsveier og av artens egenskaper som bidrar til spredning (f.eks. morfologi, adferd, økologi).
- *Invasjonspotensial*: beskrivelse av de utslagsgivende kriteriene på invasjonaksen med kunnskapsgrunnlag og usikkerhet.
- *Økologisk effekt*: beskrivelse av de utslagsgivende kriteriene på effektaksen med kunnskapsgrunnlag og usikkerhet.
- *Konklusjon*: kort oppsummering med risikokategori (1–3 setninger).

Eventuelle tekster fra FAB 2012 vil være overført til det siste av disse seks feltene. I så fall må denne teksten fordeles over de fem andre fritekstfeltene og eventuelt endres og oppdateres.

Kriteriedokumentasjonen kan også fylles ut for relevante arter som faller utenfor avgrensningene.

6. Oversikt over endringer

Endringer mellom versjon 2 (2012) og versjon 3 (2016)

For å lette sammenligninga med 2012-vurderinga, gis her en oversikt over endringene i metode og kriteriesett. **OBS!** *Lista gjør ikke krav på å være uttømmende.*

Definisjoner og avgrensninger

Det åpnes for risikovurdering av *regionalt fremmede* arter og av *taxa under artsnivået*. *Stedegne arter* har fått en eksplisitt definisjon (og denne er *ikke* «alle arter som ikke er fremmede», se avsnitt 2.2.). *Etablering, norsk natur, produksjonsart* og *produksjonsareal* har fått (nye) definisjoner.

Kriteriesett

Kriteriesettets grunnstruktur er uforandra. Flere av kriteriene er oppdatert. En detaljert gjennomgang av og begrunnelse for endringene er tilgjengelig i appendiks II.

- A-kriteriet: Terskelverdiene har blitt endra til å sammenfalle med rødlistas E-kriterium.
- B-kriteriet: Ekspansjonshastighet har fått en helt ny definisjon, som erstatter B₁–B₃.
- A/B-samspill: Ved lave ekspansjonshastigheter er betydninga av A-kriteriet vekta ned.
- D-kriteriet: Effekter som bare er lokale, er vekta ned; alle terskelverdier er nå kvantitative.
- E-kriteriet: Effekter som bare er lokale, er vekta ned; alle terskelverdier er nå kvantitative.
- F-kriteriet: Effekter som berører < 2 % av naturtypens areal, er definert som små.
- H-kriteriet: Effekter som bare er lokale, er vekta ned.
- I-kriteriet: Delkategorien begrenses oppover til parasittens økologiske effekt.

Naturtyper

Avgrensninga av naturtyper (natursystemer) og kvantifiseringa av effekter på disse følger nå NiN 2. Rødlisting av naturtyper følger fremdeles NiN 1. Begrepet «kunstmark» er ikke lenger i bruk og erstattes av «sterkt endra natur». Sterkt endra natur skal inngå i vurderinga av kriteriene A/B, D/E og H/I, men ses bort fra under vurdering av kriteriene C, F og G. Se appendiks V for nærmere forklaringer.

Usikkerhet

Usikkerhet blir ikke lenger angitt som svar på et enten/eller-spørsmål, men bør i størst mulig grad kvantifiseres i form av nedre og øvre kvartiler for alle estimer/anslag. Også mørketall skal angis med usikkerhetsmarginer. Definisjoner, eksempler og praktisk anvendelse er forklart i avsnittene 2.9.1. og 5.0.

Geografisk variasjon

Tilfeller med stor geografisk variasjon i fremmede arters egenskaper i Norge skal bli synliggjort. Dette gjelder arter som ville ha fått en lavere risikokategori i enkelte områder (se avsnitt 5.3.).

FremmedArtsBasen

FremmedArtsBasen (FAB) har fått en sterkt forbedra og mer brukervennlig struktur. Delkriteriene beregnes nå automatisk, basert på informasjonen som legges inn om de vurderte artene. Dette

sikrer samsvar mellom risikokategori og dokumentasjonen. Usikkerheten må fremdeles krysses av manuelt.

Kategoriseringa av *spredningsveier* (som i 2012 ble kalt *vektorer*) har blitt oppdatert i tråd med internasjonalt gjeldende regelverk (jf. appendiks IV). Det skilles nå tydeligere mellom import, introduksjon og spredning.

Alle opplysninger om *natrurtyper* (både artsinformasjon og innlegging av kriteriene C, F og G) er samla i en egen fane. Klimaeffekter oppsummeres i en egen fane.

Endringer i versjon 3.1 (januar 2017)

Retningslinjene har blitt revidert en rekke ganger i løpet av 2016. Versjon 3.0.9 ble sendt ut til høring, og versjon 3.0.96 ble delt ut på oppstartmøtet. Her nevnes de viktigste endringene som har skjedd siden versjon 3.0.9:

- Flere av definisjonene og avgrensningene har blitt endra etter at versjon 3.0.9 ble sirkulert.
- Terskelverdiene til B-kriteriet har blitt justert. De nye terskelverdiene er 50, 160 og 500 meter/år.

Endringer i versjon 3.2 (juni 2017)

- Noen skrivefeil ble korrigert.
- Den geografiske avgrensninga fikk en mer presis ordlyd (avsnitt 2.6.2.).
- Kapittel 3–5 ble oppdatert for å sikre samsvar med FremmedArtsBasen.
- Beskrivelsen av spredningsveier (spesielt av «forurensning») ble forbedra (avsnitt 3.4.).
- Fytofagi (herbivori) ble skilt ut som en egen økologisk interaksjon (avsnitt 5.2.2.).
- Ordlyden for I-kriteriets delkategori 2 ble forenkla (avsnitt 5.2.5.).
- Tilstandsendringer i artssammensetning fikk en mer utfyllende forklaring (appendiks V, s. 76).
- Appendiks XI ble oppdatert (til scriptets versjon 2.4), og lenken til scriptet ble korrigert.

Endringer i versjon 3.3 (august 2017)

- Noen skrivefeil ble korrigert.
- Definisjonen på dørstokkart ble presisert (avsnitt 2.5.).
- Definisjonen på forekomst ble presisert (avsnitt 2.7.3.).
- Definisjonen på naturlig utbredelse ble forbedra (avsnitt 3.2.).
- Det ble presisert at mørketall skal inngå ved angivelse av C-kriteriet (kapittel 4.).
- Det ble presisert at avkrysning i FAB bare gjelder for trua arter som er påvirkta (avsnitt 5.2.2.).

Endringer i versjon 3.4 (oktober 2017)

- Noen setninger som potensielt kunne misforstås, ble omformulert (s. 25, 40, 41, 49, 78, 81).

Endringer i versjon 3.5 (november 2017)

- Definisjonen på forekomst ble presisert (avsnitt 2.7.3. samt 3.5.).

7. Appendiks

I. Kriteriesett for økologisk risikovurdering av fremmede arter

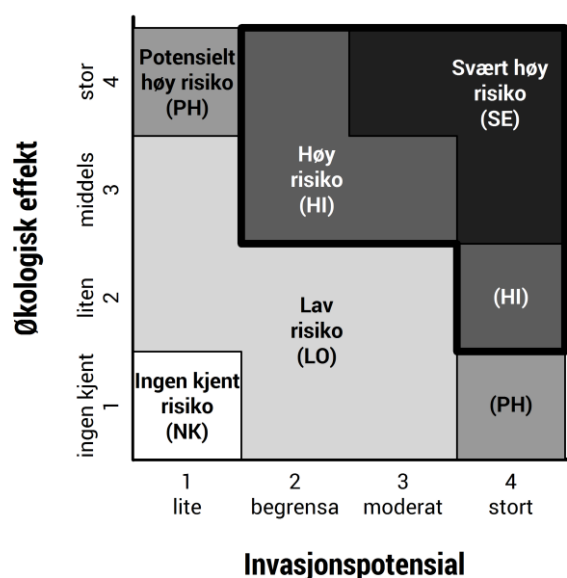
Versjon 3

Hanno Sandvik, Senter for biodiversitetsdynamikk, NTNU

Kriteriesettet for økologisk risikovurdering av fremmede arter har fått navnet *Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species* (GEIAA). Det er basert på og modifisert fra (men altså ikke identisk med) metodebeskrivelsen som ble gitt av Sandvik mfl. (2013) og Sandvik (2012).

Under (videre)utviklinga av kriteriesettet ble det lagt vekt på at metodene skulle være *kvantitative* og *generelle*, og at risikokategoriene skulle uttrykke artenes *økologiske påvirkning* på norsk natur. Kriteriesettet benytter presist definerte terskelverdier, slik de også er i bruk i rødliste-sammenheng (IUCN 2012, Henriksen og Hilmo 2015). Det er en rekke fordeler forbundet med kvantitative framfor kvalitative risikovurderinger (se appendiks III). Den mest åpenbare er at metoden reduserer subjektiviteten som alltid inngår i eksperters skønnsvurderinger. Resultatet er dermed både transparent, repeterbart og etterprøvbart. Beslutningstagere, interessegrupper eller andre eksperter kan derfor enkelt etterprøve hvilke vurderinger som er grunnlaget for risikokategorien til en gitt art. Kvantitative vurderinger forenkler også inkludering av ny kunnskap eller eventuelle rettelser, fordi risikokategorien ikke baserer seg på en subjektiv helhetsvurdering av arten, men på uavhengige kriterier, som kan oppdateres eller rettes hver for seg.

Figur I-1: Risikokategorier for fremmede arter avhengig av deres invasjonspotensial og økologiske effekt. Systemet opererer med fem risikokategorier, avhengig av samspillet mellom invasjonspotensial (tabell I-1) og økologisk effekt (tabellene I-3 og I-4). Arter med svært høy eller høy risiko utgjør svarte-lista.



Hovedforskjellen fra mange andre kriteriesett for risikovurdering av fremmede arter er at de norske kriteriene er generelle, dvs. kan brukes på samtlige organismegrupper (*taxa*). Risikokategoriene er dermed sammenlignbare på tvers av sopper, insekter, sjøstjerner osv.

Den økologiske påvirkninga som fremmede arter har på stedegen natur, er proporsjonal med arealet som har blitt kolonisert, til tettheten som arten har oppnådd i dette arealet, og til effekten som ett individ av arten har på norsk natur (Parker mfl. 1999). Siden det nøyaktige koloniserte arealet ofte er ukjent, spesielt når koloniseringa ikke er avslutta, kan arealet erstattes med artenes invasjonspotensial. Bestandstetthet og effekt per individ kan på sin side sammenfattes til et mål på stedlig økologisk effekt. Den forventede økologiske *påvirkninga* kan da defineres som produktet av *invasjonspotensial* og økologisk *effekt*. Siden enkeltfaktorene må multipliseres, ikke adderes, for å kvantifisere den økologiske påvirkninga, vil en art ha en liten påvirkning så lenge én av faktorene er liten, uansett hvor stor den andre faktoren er. Av denne grunn kan fremmede arters påvirkning på norsk natur best gjengis i et todimensjonalt skjema, der påvirkninga blir synliggjort gjennom artens plassering langs to akser, invasjonsaksen og effektaksen (figur I-1).

Kriteriesettet for klassifisering av fremmede arter i risikokategorier består av ni kriterier, hvorav tre avgjør artenes invasjonspotensial og seks deres økologiske effekt. Artene vurderes mot alle kriterier og blir på dette grunnlaget plassert i fire delkategorier på hver av aksene (figur I-1). En arts posisjon langs hver akse avgjøres av det kriteriet som resulterer i den høyeste delkategorien. Ut fra posisjonen i skjemaet plasseres arten så i en av de fem risikokategoriene:

- svært høy risiko (*severe impact*, **SE**),
- høy risiko (*high impact*, **HI**),
- potensielt høy risiko (*potentially high impact*, **PH**),
- lav risiko (*low impact*, **LO**) eller
- ingen kjent risiko (*no known impact*, **NK**).

De følgende avsnittene forklarer kriteriene i detalj. Terskelverdiene er gitt i tabellene I-1, I-3 og I-4.

Invasjonsaksen

Fremmede arter klassifiseres langs invasjonsaksen avhengig av deres invasjonspotensial. Invasjonsprosesser kan deles inn i to faser, som begge danner grunnlag for hvert sitt kriterium: etablering og ekspansjon (tabell I-1). Et tredje invasjonskriterium tar utgangspunkt i andelen av naturtyper som kan bli kolonisert.

Kriterium A: populasjonens mediane levetid

[A] Jo høyere median levetid bestanden av en fremmed art har i Norge, desto høyere skårer den på invasjonsaksen. Med populasjonens mediane levetid menes den tida det tar til populasjonen i Norge har dødd ut med 50 % sannsynlighet (levetidas 50-persentil). Terskelverdiene er på 10 års, 60 års og 650 års median levetid (tabell I-1).

Populasjonens mediane levetid er et mål på artens levedyktighet og kan direkte regnes om til utdøingssannsynlighet. A-kriteriet er derfor en speilvendt versjon av rødlistas E-kriterium (IUCN 2012, Henriksen og Hilmo 2015): Jo større sannsynlighet en fremmed art har for å dø ut (eller jo kortere levetid arten har i Norge), desto mindre levedyktig er den. Kriteriets terskelverdier samsvarer med dem som brukes i rødlista for å skille mellom kritisk trua, sterkt trua, sårbare og nær trua arter.

Fordelen med å bruke populasjonens mediane levetid som kriterium, er at den er sammenlignbar på tvers av arter med svært forskjellig levevis og demografi/livshistorie: Levetida vil kunne være stor av veldig ulike grunner, f.eks. fordi arten har en stor bestandsstørrelse, en høy populasjonsvekstrate, og/eller en lav demografisk eller miljørelatert variasjon.

Kriterium B: ekspansjonshastighet

[B] Jo større ekspansjonshastighet en fremmed art har, desto høyere skårer den på invasjonaksen. Med ekspansjonshastighet menes den årlige økningen i forekomst-areals radius (beregna som om forekomstarealet var samla i ett sirkelforma areal). Terskelverdiene er 50, 160 og 500 meter per år (tabell I-1).

Ekspansjon omfatter *enhver* form for forflytning eller spredning av arten, uansett hvilke mekanismer eller spredningsveier som er involvert. Ekspansjon omfatter dermed ikke bare «naturlig» forflytning gjennom aktiv egenbevegelse eller passiv spredning (f.eks. ved hjelp av vind, vann eller dyr), men også tilsikta eller utilsikta antropogen forflytning gjennom transport innad i landet eller separate innførsler til landet. Ekspansjon blir dermed identisk med økningen i artens forekomstareal.

Grunnen til å angi ekspansjonshastighet i meter per år, er at denne måleenheten er uavhengig av ekspansjonshistorikken, dvs. den er et ideelt mål på en arts ekspansjonspotensial. Beregninga av ekspansjonshastigheten som en radiusøkning har ikke som noen forutsetning at forekomstarealet faktisk er samla i et sammenhengende sirkelforma areal. Det er bare en måte å standardisere hastigheten på.

Kriterium C: kolonisert areal av naturtype

[C] Jo større naturtypeareal en fremmed art koloniserer, desto høyere skårer den på invasjonaksen. Med kolonisert naturtypeareal menes her prosentandelen av de(n) berørte naturtypen(e)s forekomstareal som vil inneholde forekomster av arten i løpet av 50 år. Denne prosentandelen anslås separat for de berørte naturtypene, og delkategorien avgjøres av den største slike prosentandelen. Terskelverdiene er på 5 %, 10 % og 20 % arealandel (tabell I-1).

Tabell I-1: Delkategorier, kriterier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters invasjonspotensial. [A- og B-kriteriet er knytta til hverandre gjennom tilleggsbetingelser.]

Kriterium	A	B	C
Delkategori for invasjonspotensial (potensial for etablering eller spredning)	Populasjonens mediane levetid	Ekspansjons-hastighet	Kolonisert areal av naturtype
1: Lite invasjonspotensial	< 10 år	< 50 m/år	< 5 %
2: Begrensa invasjonspotensial	≥ 10 år [OG B ≥ 2]*	≥ 50 m/år	≥ 5 %
3: Moderat invasjonspotensial	≥ 60 år [OG B ≥ 2]*	≥ 160 m/år [OG A ≥ 2]*	≥ 10 %
4: Stort invasjonspotensial	≥ 650 år [OG B ≥ 3]**	≥ 500 m/år [OG A ≥ 3]*	≥ 20 %

* Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien settes til *ett trinn høyere enn B-kriteriets delkategori*.

OBS! Tilleggssbetingelsene skal ses bort fra hvis arten har en økologisk effekt uten å være etablert.

Dette kriteriet måler invasjonspotensialet separat for de berørte naturtypene. Det er tatt med for å ta høyde for at enkelte naturtyper kan tenkes å bli kolonisert av en fremmed art som ikke fanges opp av A- eller B-kriteriet. Dette kan f.eks. være tilfellet når en fremmed art er spesialisert på en mindre vanlig naturtype. En slik art kan utgjøre en trussel for denne naturtypen, selv om dens bestandslevetid og spredningshastighet ikke er kjent å være spesielt høye.

Naturtypenes definisjon og avgrensning følger *Natur i Norge* (Halvorsen mfl. 2015). Sterkt endra natur skal ikke inngå ved vurdering av C-kriteriet.

Kombinasjon av A- og B-kriteriet

Plasseringa av en fremmed art langs invasjonsaksen avgjøres av delkategorien som arten får ifølge kriteriene A til C. I praksis blir invasjonspotensialet bestemt av produktet – og ikke summen – av levedyktighet og ekspansjonshastighet: En fremmed art som er godt etablert i et begrensa område og som ikke viser tegn til ytterligere spredning, har et lite invasjonspotensial. Det samme gjelder for fremmede arter som opplever tallrike og jevnlig introduksjoner over hele landet, samtidig som de enkelte bestandene ikke er levedyktige. Derfor er oppnåelsen av noen invasjonskategorier ved A- og B-kriteriet gjort avhengig av at det andre kriteriet også kommer over en viss terskel (se fotnotene i tabell I-1). Dette tar høyde for at en art ikke har noe stort invasjonspotensial hvis den *bare* har høy levedyktighet eller *bare* høy spredningsevne, mens det andre kriteriet er lavt.

Kriterium C blir holdt utenfor denne ordninga, siden kriteriets hensikt er å ta høyde for invasjoner av forholdsvis sjeldne naturtyper. Trusselen mot naturtyper kan derfor gi utslag på invasjonsaksen alene, dvs. uten «hjelp» fra A- eller B-kriteriet.

Effektaksen

Fremmede arter klassifiseres langs effektaksen avhengig av deres negative effekter på norsk natur. De seks kriteriene måler økologiske og genetiske effekter på stedegne arter samt effekter på naturtyper.

Plasseringa av en fremmed art langs effektaksen avgjøres av den *høyeste* delkategorien som arten blir tildelt gjennom kriteriene D til I. Dette er bedre enn summering av de ulike effektene, siden en summering ville undervurdere effekten til en art som skårer veldig høyt på ett kriterium, men lavt på de resterende (Makowski og Mittinty 2010).

For samtlige effekter gjelder at de vurderes ut fra et 50-års-perspektiv, dvs. at ikke bare nåværende effekter inngår i vurderinga, men også effekter som ut fra dokumentert kunnskap om de fremmede artenes biologi og i lys av prognostiserte klimaendringer kan forventes å opptre i løpet av 50 år fram i tid. For arter med en generasjonstid på mer enn ti år brukes en tidshorisont på fem generasjoner, dog ikke mer enn 300 år.

Kriteriesettets effektakse er begrensa til å fange opp økologiske effekter. Direkte eller indirekte effekter av fremmede arter på mennesker, f.eks. av økonomisk, helsemessig eller estetisk art (dvs. *antroposentrisk* effekter), blir bevisst utelatt. Dette er fordi formålet med kriteriesettet er en rent økologisk risikovurdering. Der det foreligger kunnskap om antroposentrisk effekter, bør disse opplysningene inngå i artsbeskrivelsen, men ikke i selve risikovurderinga.

Nøkkelbegrep som brukes i effektaksens kriterier, er forklart i tabell I-2. Begrepene er kursivert i kriteriedefinisjonene.

Kriterium D og E: Økologiske interaksjoner med stedegne arter

Interaksjoner med stedegne arter er framfor alt konkurranse med, fytofagi eller predasjon på og parasittering av viltlevende stedegne arter, men kan også omfatte allelopati eller indirekte effekter (f.eks. såkalt tilsynelatende konkurranse eller trofiske kaskader; White mfl. 2006). Bare negative effekter inngår i vurderinga; nøytrale og positive interaksjoner (f.eks. fasiliteringer; Bruno mfl. 2003) blir ikke vurdert. Økologiske effekter kan kvantifiseres nokså nøyaktig ved å måle reduksjonen i stedegne arters vekstrate, bæreevne, forekomstareal eller utbredelsesområde som forårsakes av en fremmed art (se tabell I-2 for definisjonene som brukes her; jf. Laska og Wootton 1998). Økologiske interaksjoner med stedegne arter måles ved to kriterier:

Tabell I-2: Definisjon av nøkkelbegrep som brukes for å beskrive økologiske effekter. Effektene skal enten være dokumentert i Norge; eller være dokumentert i utlandet (eller for en nært beslekta art) og være sannsynlig å opptre i Norge i løpet av 50 år.

Begrep	Definisjon
<i>Fortrengning</i>	reduksjon av stedegne arters forekomstareal <i>eller</i> utbredelsesområde med <i>minst</i> 1 %
<i>Lokal</i>	effekt som berører (og som med overveiende sannsynlighet vil forbli begrensa til) <i>mindre enn</i> 5 % av den stedegne artens bestandsstørrelse, forekomstareal og utbredelsesområde
<i>Moderat</i>	interaksjon som (vil) føre(r) til en reduksjon på <i>minst</i> 15 % i bestandsstørrelsen til minst én stedegen delpopulasjon over en tiårsperiode, men <i>uten</i> å fortrenge noen stedegne arter (en bestandsreduksjon på 15 % per tiår tilsvarer en reduksjon i bæreevnen K på 15 % per tiår eller en reduksjon i den årlige multiplikative populasjonsvekstraten λ på 2 %)
<i>Nøkkelart</i>	art som tross liten mengde (målt i biomasse) kan ha en stor effekt på andre arters mengdeforhold, utbredelse og diversitet (basert på Power mfl. 1996; for praksis-anvendelser av definisjonen se Libralato mfl. 2006, Valls mfl. 2015)
<i>Sjelden</i>	naturtype som er nær trua på grunn av et lavt antall forekomster (dvs. på grunnlag av kriterium 2 eller 3 for rødlisting av naturtyper; Lindgaard og Henriksen 2011)
<i>Storskala</i>	effekt som (vil) føre(r) til en reduksjon på <i>minst</i> 5 % av den stedegne artens bestandsstørrelse, forekomstareal <i>eller</i> utbredelsesområde
<i>Svak</i>	interaksjon som <i>ikke</i> (vil) ha(r) moderate negative konsekvenser på bestandsnivået til stedegne arter
<i>Trua</i>	art eller naturtype som er klassifisert som sårbar, sterkt trua eller kritisk trua ifølge <i>Norsk rødliste for arter 2015</i> (Henriksen og Hilmo 2015) resp. <i>Norsk rødliste for naturtyper 2011</i> (Lindgaard og Henriksen 2011)
<i>Tydelig</i>	tilstandsendring på minst ett veldefinert (tellbart) trinn <i>eller</i> på mer enn en tredjedel av trinnene som er definert for den aktuelle miljøvariabelen (ev. <i>mer</i> enn tilstands- endringa hadde vært på i den fremmede artens fravær)

[D] Jo sterkere negative interaksjoner en fremmed art har med *truea* eller *nøkkelarter*, desto høyere skårer den på effektaksen. En *svak* interaksjon blir klassifisert i delkategori 3; en interaksjon som er minst *moderat* blir klassifisert i delkategori 4; er *svake* eller *moderate* interaksjoner bare *lokale*, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell I-2, I-3).

[E] Jo sterkere negative interaksjoner en fremmed art har med øvrige stedegne arter (verken er *truea* eller *nøkkelarter*), desto høyere skårer den på effektaksen. En *moderat* interaksjon blir klassifisert i delkategori 2; *fortrengning* blir klassifisert i delkategori 4; er den *moderate* interaksjonen eller *fortrengninga* bare *lokal*, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell I-2 og I-3).

Kriterium F og G: tilstandsendringer i naturtyper

Fremmede arter kan også ha økologiske effekter på landskapsnivået, f.eks. ved å føre til endra vegetasjonssjiktning, gjengroing av et åpent landskap, uttynning av en skog eller eutrofiering av et vann. Disse effektene kan måles for de berørte naturtypene som tilstandsendringer i relevante miljøvariabler, dvs. som forandringer i naturtypenes tilstand, artssammensetning eller struktur (se *Natur i Norge* for definisjonen av naturtyper, miljøvariabler og deres trinn; Halvorsen mfl. 2015).

[F] Jo større areal av *truea* eller *sjeldne* naturtyper som forandres gjennom en fremmed art, desto høyere skårer den på effektaksen. Med forandring menes her en *tydelig* tilstandsendring i minst én miljøvariabel (se tabell I-2). Med areal menes her prosentandelen av de(n) berørte naturtypen(e)s forekomstareal. Denne prosentandelen beregnes separat for de berørte naturtypene, og delkategorien avgjøres av den største slike prosentandelen. Terskelverdiene er på 0 %, 2 % og 5 % arealandel (tabell I-3).

[G] Jo større areal av øvrige naturtyper som forandres gjennom en fremmed art, desto høyere skårer den på effektaksen. Med øvrige naturtyper menes her naturtyper som verken er *truea* eller *sjeldne* eller sterkt endra. De andre definisjonene følger kriterium F. Terskelverdiene er på 5 %, 10 % og 20 % arealandel (tabell I-3).

Tabell I-3: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium D–G. Se tabell I-2 for definisjonene av nøkkelbegrepene og tabell I-4 for effektaksens resterende kriterier. Alle kriterier skal vurderes, og den høyeste delkategorien som har minst ett av kriteriene D–I oppfylt, avgjør plasseringa på effektaksen.

Kriterium	D	E	F	G
	Dokumentert eller sannsynlig effekt på			
	stedegne		naturtyper	
Delkategori for økologisk effekt	truea eller nøkkelarter	øvrige arter	truea/sjeldne	øvrige
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	svak	usannsynlig	< 5 %
2: Liten effekt	svak OG lokal	moderat*	> 0 %	≥ 5 %
3: Middels effekt	svak OG storskala	lokal fortrenkning	≥ 2 %	≥ 10 %
4: Stor effekt	moderat* ELLER fortrenkning	storskala fortrenkning	≥ 5 %	≥ 20 %

* Hvis effekten er moderat og lokal, skal delkategorien reduseres med ett trinn.

Kriterium H: Overføring av genetisk materiale

[H] Jo større sannsynlighet eller konsekvens det er for/av at en fremmed art fører til genetisk forurensning av stedegne arter, desto høyere skårer den på effektaksen. Med genetisk forurensning menes introgresjon, dvs. en overføring av genetisk materiale fra den fremmede arten til minst én stedegen arts genbasseng (ren hybridisering uten etterfølgende tilbakekrysning tilfredsstiller ikke denne definisjonen). Dokumentert eller sannsynlig introgresjon blir klassifisert i delkategori 3; er den berørte stedegne arten en *trua* eller *nøkkelart*, økes delkategorien til 4; har introgresjonen bare *lokal* betydning, reduseres delkategorien med ett trinn (tabell I-2 og I-4).

Kriterium I: Overføring av parasitter eller patogener

[I] Kriteriet brukes hvis det er dokumentert eller sannsynlig at en fremmed art kan opptre som vektor for, dvs. overføre, parasitter (inkludert patogener som bakterier og virus) til stedegne verter. Medfører denne overføringa en økt prevalens (forekomst) av eksisterende parasitter i en stedegen art som allerede er vert for den samme parasitten, klassifiseres effekten som delkategori 2. Skjer overføringa til en stedegen art som ikke er vert for denne parasitten fra før, blir den fremmede vektoren klassifisert i delkategori 3. Effekten blir oppgradert til delkategori 4 under to betingelser: hvis den fremmede arten er vektor for en parasitt som selv er fremmed for Norge, eller hvis minst én av de berørte stedegne artene er en trua eller nøkkelart. Forblir smitte med eksisterende parasitter *lokalt* begrensa, reduseres delkategorien med ett trinn. Effekten begrenses uansett oppad til delkategorien som parasitten oppnår eller ville ha oppnådd på effektaksen (tabell I-2 og I-4).

Tabell I-4: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium H og I. Se tabell I-2 for definisjonene av nøkkelbegrepene og tabell I-3 for effekt-aksens resterende kriterier. Alle kriterier skal vurderes, og den høyeste delkategorien som har minst ett av kriteriene D–I oppfylt, avgjør plasseringa på effektaksen.

Kriterium	H	I
	Dokumentert eller sannsynlig overføring av	
Delkategori for økologisk effekt	genetisk materiale	parasitter eller patogener**
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	usannsynlig
2: Liten effekt	lokalt til stedegen art	eksisterende parasitter til eksisterende verter slik at prevalensen øker*
3: Middels effekt	storskala til stedegen art	eksisterende parasitter til nye verter*
4: Stor effekt	til trua eller nøkkelart*	eksisterende parasitter til nye trua verter* <i>ELLER</i> av fremmede parasitter

* Hvis effekten bare er *lokal*, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Delkategorien skal ikke være større enn parasittens delkategori for økologiske effekt.

Risikokategoriene

De fire delkategoriene per akse gir grunnlag for 16 mulige kombinasjoner av invasjonspotensial og økologisk effekt (figur I-1). En arts plassering i figur I-1 viser risikoen for påvirkning på norsk natur som denne arten utgjør, og bestemmer hvilken av de fem risikokategoriene som arten plasseres i. Artene i de to høyeste risikokategoriene (SE og HI) inngår i svartelista.

Fremmede arter med potensielt høy risiko (PH) har per i dag en lav faktisk påvirkning på norsk natur, men inngår i en egen risikokategori fordi påvirkninga kan øke gjennom uforutsette endringer. Disse endringene kan være evolusjonære eller økologiske. Selv om raske evolusjonære endringer har blitt påvist for flere fremmede arter (Cox 2004, Lavergne og Molofsky 2007, Whitney og Gabler 2008), kan ikke slike endringer forutsies. Det samme gjelder for uventa økologiske interaksjoner, spesielt indirekte sådanne (White mfl. 2006, Doak mfl. 2008). PH-kategorien (potensielt høy risiko) er innført for å ta høyde for og synliggjøre denne uforutsigbarheten.

Hvis den nøyaktige kombinasjonen av delkategorier skal angis, kan denne informasjonen tilføyes bak forkortelsen: **HI:4,2** eller **HI:2,3** angir således to høy-risiko-arter, hvorav den første har stort invasjonspotensial og små effekter, mens den andre har et begrensa invasjonspotensial og middels effekter. Dette vil være spesielt relevant for arter med potensielt høy risiko, der **PH:1,4**- og **PH:4,1**-arter som regel vil ha svært ulike egenskaper. Videre kan man angi kriteriet som danner grunnlaget for klassifiseringa: En **HI:2(b),4(egi)**-art ble klassifisert som høy-risiko-art fordi den fortrenger stedegne arter, forandrer naturtyper, overfører nye parasitter og har begrensa ekspansjonsevne; en **HI:2(a),4(h)**-art har fått samme risikokategori på grunn av hybridisering og bestandens forventede levetid.

Klassifikasjonssystemet for fremmede arter opererer ikke med noen datamangel-kategori (slik som «DD» i Rødlisten). Det er flere grunner til dette. For det første er ikke usikkerhet et enten/eller-, men et gradsspørsmål, og bør derfor inkluderes i risikovurderingen, ikke skilles ut fra den som en egen kategori. For det andre har mangel på data motsatt betydning for utrydningstrua og fremmede arter: Har man lite eller ingen dokumentert kunnskap om en art, er det gjerne fordi den er sjelden. Det gjør det i utgangspunktet *mer* sannsynlig at arten er utrydningstrua, men også *mindre* sannsynlig at den er en fremmed invaderende eller problemart. Ved fravær av dokumentasjon på invasjonspotensial eller økologisk effekt vil en art derfor klassifiseres til å ha «ingen kjent risiko». Det trenger ikke å bety at arten aldri vil påvirke norsk natur, bare at ingen tilgjengelig kunnskap tilsier dette. Selv om en slik vurdering altså i etterkant kan vise seg å ha vært feilaktig og kreve en revisjon, er det lite trolig at arten vil utgjøre en høy eller svært høy risiko, fordi man i så fall ville kunne forvente at det foreligger tilsvarende dokumentasjon fra andre land.

II. Endringer i kriteriesettet 2012–2017

Hanno Sandvik, Senter for biodiversitetsdynamikk, NTNU

Kriteriesettet som ble brukt i 2012, var basert på en fagfellelevurdert metodikk (Sandvik mfl. 2013), men måtte av praktiske grunner modifiseres på enkelte punkt. Den endelige versjonen, slik den lå til grunn for *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012* (Gederaas mfl. 2012), er beskrevet i et kapittel i denne publikasjonen (Sandvik 2012). På bakgrunn av tilbakemeldinger fra eksperter og brukere på den ene sida og ytterligere metodeutvikling på den andre sida har kriteriesettet blitt revidert i 2015. Den gjeldende versjonen er gjengitt i appendiks I.

Kriteriesettets grunnstruktur er uforandrad. Kriterium B er det eneste som har fått en helt ny definisjon (ved uendra intensjon). For noen av de andre kriteriene har terskelverdiene blitt justert. Dette appendikset gir en detaljert oversikt over og begrunnelse for endringene. Endringene er uthevet med gul bakgrunnsfarge i tabellene II-1, II-3 og II-4.

A-kriteriet: bestandens levetid

A-kriteriets intensjon er å måle etableringspotensialet til en fremmed art. Slik man ser fra tabell 6 (side 36), kan etableringspotensialet uttrykkes gjennom flere ekvivalente mål: utdøings-sannsynlighet innen x år (P_x), median levetid ($\tilde{L}$) og forventet levetid ($\bar{L}$).^{*} Hovedendringa er at A-kriteriets terskelverdier ble omarbeida slik at de sammenfaller med terskelverdiene til rødlistas E-kriterium (IUCN 2012, Artsdatabanken 2014):

Grensa mellom lite og begrensa etableringspotensial er nå identisk med grensa mellom kritisk trua og sterkt trua ($P_{10} = 50\%$; $\tilde{L} = 10,0$ år; $\bar{L} = 14,4$ år); grensa mellom begrensa og moderat etableringspotensial er nå identisk med grensa mellom sterkt trua og sårbar ($P_{20} = 20\%$; $\tilde{L} = 62,1$ år; $\bar{L} = 89,6$ år); og grensa mellom moderat og stort etableringspotensial er nå identisk med grensa mellom sårbar og nær trua ($P_{100} = 10\%$; $\tilde{L} = 658$ år; $\bar{L} = 949$ år).

Som en nærmest kosmetisk endring (dvs. fordi det resulterte i «rundere tall»), ble terskelverdiene angitt i median levetid heller enn forventet levetid. Medianen er også statistisk noe mer informativ enn gjennomsnittet. Ved å avrunde de mediane levetidene til nærmeste «runde tall» (innenfor 5 %), ble terskelverdiene dermed satt til 10 år (ikke nødvendig å avrunde), 60 år (avrunda 3 %) og 650 år (avrunda 1 %).

Avviket fra terskelverdiene som ble brukt i 2012, er på 44 % (fra 6,9 til 10,0 år), 73 % (fra 34,7 til 60,0 år) og 6 % (fra 693,1 til 650,0 år). Selv om dette er nokså kraftige endringer, hadde – så vidt det var mulig å se fra kriteriedokumentasjonen – ingen av vurderingene i 2012 blitt påvirket av dette.

Grunnen til å gjennomføre endringa, er at få eksperter hadde tilgang på tilstrekkelig pålitelige tall til å estimere levetid via levedyktighetsanalyser eller numerisk beregning. Det eneste alternativet var dermed å gi kvalifiserte anslag, noe som lett kan slå feil når det gjelder utdøingssannsynlighet eller levetid. Ved å bruke de samme terskelverdiene som i rødlistas E-kriterium, kan de øvrige rødlistekriteriene brukes som hjelpekriterium. Under antagelsen av at ulike rødlistekriterier er sammenlignbare, kan så resultatet regnes om til en levetid. Dette vil forhåpentligvis øke etterprøvbareheten i vurderingene, siden det reduserer behovet for kvalifiserte anslag.

I 2012 kunne bestandens levetid angis i *generasjoner eller år*. Denne muligheten er fjerna (i overensstemmelse med Sandvik mfl. 2013), og levetid skal altså *utelukkende angis i år*.

^{*} Målene kan omregnes slik: $\tilde{L} = \bar{L} \cdot \ln(2)$, $P_x = 1 - e^{-x/\tilde{L}}$, $\bar{L} = -x / \ln(1 - P_x)$.

B-kriteriet: ekspansjonshastighet

Ved risikovurderinga 2012 ble det brukt tre ulike delkriterier (B₁–B₃) for å anslå spredningshastighet. Dette var ikke noen ønska situasjon, men oppstod rett og slett fordi det pga. tidspress ikke var mulig å ene ekspertene for de ulike artsgruppene om en felles kriteriedefinisjon. De tre delkriteriene var en løsning på problemet med at noen eksperter ikke så det som faglig forsvarlig å bruke den opprinnelige definisjonen på deres artsgruppe. Imidlertid oppstod dermed et annet problem, nemlig at det ikke var gitt at spredningshastighetene estimert ved de tre ulike metodene virkelig var sammenlignbare. Den nye definisjonen klarer forhåpentligvis å løse begge problemene samtidig.

For å markere at definisjonen er forskjellig fra 2012, brukes et nytt begrep, nemlig *ekspansjonshastighet*. Dette er også for å framheve at *ekspansjon* er noe annet enn *spredning* i snever betydning: Ekspansjon omfatter i tillegg til (naturlig) «egenspredning» (både aktiv og passiv) også antropogen transport og separate innførsler (både tilsikta og utilsikta).

Definisjon av ekspansjon

Definisjonen på ekspansjon som legges til grunn for kriteriesettet 2017 er følgende:

Ekspansjon defineres som økningen i antall forekomster.

Siden *forekomst* defineres som en kolonisert 2 km × 2 km-rute (jf. avsnitt 2.7.3.), er altså ekspansjon ekvivalent til en *økning i forekomstareal*. Definisjonen har de umiddelbare fordelene at den er enkel i bruk og følger den rutebaserte forståelsen av forekomstareal som er kjent fra rødlista.

En mulig ulempe ved denne definisjonen er at ekspansjonen til spesialister (som bare forekommer i få gridceller) kan bli undervurdert i forhold til generalister (som potensielt kan forekomme i mange gridceller). Det er imidlertid sannsynlig at slike tilfeller fanges opp av C-kriteriet (grunnen til at spesialister bare forekommer i få gridceller, er at habitatet deres er sjeldent – og i så fall vil C-kriteriet tre i kraft).

Tabell II-1: Delkategorier, kriterier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters invasjonspotensial. Endringer i forhold til kriteriesettet 2012 er framheva med oransje skrift.

Kriterium	A	B	C
Delkategori for invasjonspotensial (potensial for etablering eller spredning)	Populasjonens mediane levetid	Ekspansjons- hastighet	Kolonisert areal av naturtype
1: Lite invasjonspotensial	< 10 år	< 50 m /år	< 5 %
2: Begrensa invasjonspotensial	≥ 10 år [OG B ≥ 2]*	≥ 50 m /år	≥ 5 %
3: Moderat invasjonspotensial	≥ 60 år [OG B ≥ 2]*	≥ 160 m /år [OG A ≥ 2]*	≥ 10 %
4: Stort invasjonspotensial	≥ 650 år [OG B ≥ 3]**	≥ 500 m /år [OG A ≥ 3]*	≥ 20 %

* Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Hvis tilleggsbetingelsen *ikke* er oppfylt, skal delkategorien settes til *ett trinn høyere enn B-kriteriets delkategori*.

OBS! Tilleggsbetingelsene skal ses bort fra hvis arten har en økologisk effekt uten å være etablert.

Måleenhet på ekspansjonshastighet

Prinsipielt kan man forestille seg ulike måter/enheter å måle ekspansjon på/i:

- som *absolutt* arealøkning, angitt i km²/år;
- som arealøkning *relativt til arealet som er kolonisert ved vurderingstidspunktet*, angitt i %/år;
- som arealøkning *relativt til arealet som potensielt kan bli kolonisert*, angitt i %/år;
- som *radiusøkning*, angitt i m/år.

Av disse ble radiusøkninga valgt som mål. Dermed gjelder:

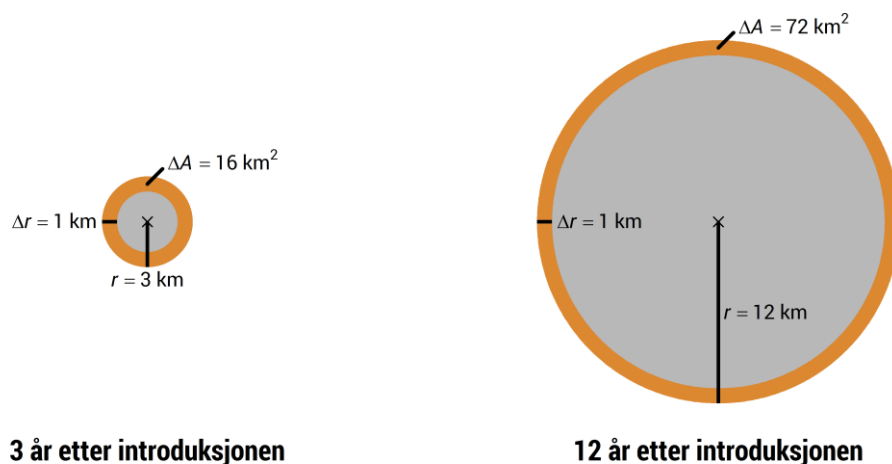
Måleenheten for ekspansjonshastighet er meter per år.

Radiusøkninga kan beregnes fra arealøkninga ved at man forestiller seg at alle forekomstene er samla i ett sammenhengende sirkelforma areal.* Radiusøkninga er da lengden som sirkelen årlig utvider seg med i alle retninger. Det er viktig å påpeke at et sammenhengende eller sirkelforma forekomstareal ikke er noen *forutsetning* for å benytte radiusøkning (en slik antagelse vil i virkeligheten aldri være oppfylt), men bare en *anskueliggjøring* av hva som ligger i en radiusøkning.

Man kunne argumentere at de andre måleenhetene har fordeler framfor radiusøkning, f.eks. at de er mer intuitive eller at de inneholder mer informasjon (f.eks. om arealet som er kolonisert ved vurderingstidspunktet, eller om arealet som potensielt kan bli kolonisert). Bakgrunnen for å velge radiusøkninga som mål på ekspansjonshastighet, er at radiusøkninga beskriver en arts ekspansjons-*potensial*, som er en forholdsvis uforanderlig størrelse. Mens de andre tre målene også er funksjoner av artenes ekspansjonspotensial, påvirkes de av ytterligere faktorer, deriblant tid:

- Den absolutte arealøkninga så vel som arealøkninga relativt til sluttarealet (arealet som potensielt kan bli kolonisert), *øker med tida som ekspansjonen har pågått*.
- Arealøkninga relativt til det aktuelle arealet (arealet som er kolonisert ved vurderingstidspunktet), *synker med tida som ekspansjonen har pågått*.

Dette kan illustreres grafisk og med noen regneeksempler. Figur II-1 viser at en konstant radiusøkning automatisk fører til at den absolutte arealøkninga selv tiltar over tid: Forekomstareal øker hvert år med den samme radiusen, her vist ved at det plusses på en rød ring rundt sirkelen. Selv om denne ringen, som symboliserer økninga, er like tykk hvert år, øker dens omkrets, og



Figur II-1: Skjematiske framstillinger av én og samme spredningsprosess på to ulike tidspunkt. Grått areal er allerede kolonisert, det oransje arealet er nykolonisert i et bestemt år. Under antagelsen av at spredninga er jevn (dvs. med en konstant «radiushastighet», Δr per år), vil arealhastigheten (ΔA per år) øke over tid.

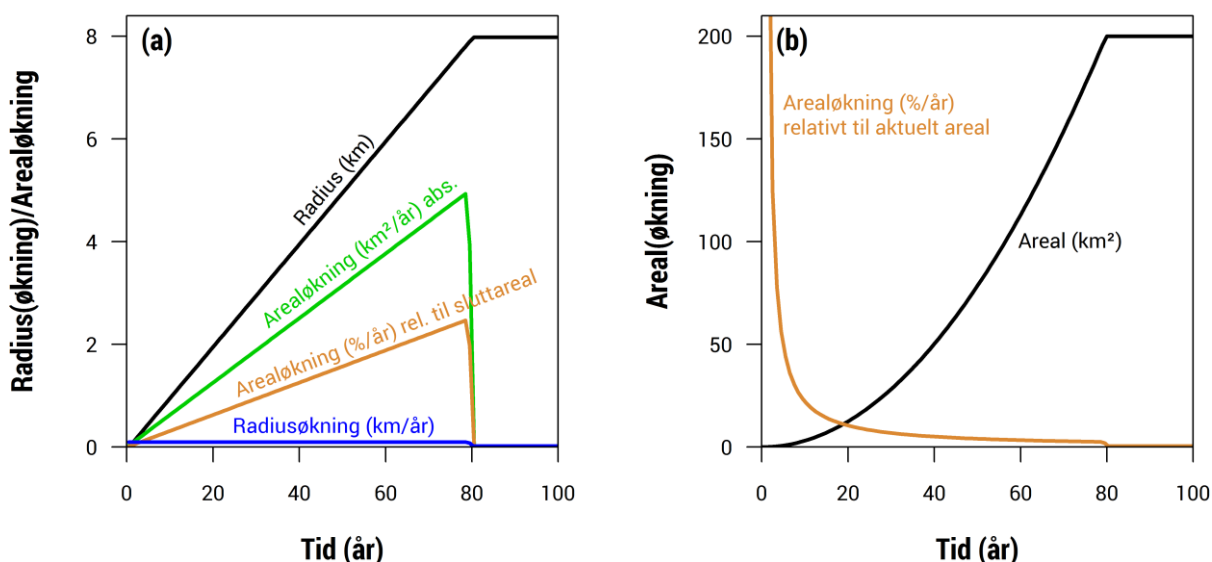
* Omregninga er fort gjort ved å bruke ligninga $v = (\sqrt{A + \omega \tau} - \sqrt{A}) / (\sqrt{\pi} \tau)$, hvor v er ekspansjonshastigheten; A er det koloniserte arealet i år t ; ω er arealøkninga mellom år t og år $t+1$; π er pi; τ er 1 år.

dermed dens areal. Figur II-2 viser hvordan radius, radiusøkning, areal, absolutt og relativ arealøkning endrer seg over tid mens en art ekspanderer til et koloniserbart areal på 200 km². Den eneste størrelsen som er konstant under ekspansjonen, er radiusøkninga.

Som regneeksempel er det nyttig å skille mellom tre parametere (ekspansjonshastighet som sådan, arealet som potensielt kan bli kolonisert, og tida ekspansjonen allerede har pågått), og å se for seg to ulike arter som antas å være identisk i to av parameterne, men skiller seg i den tredje (det antas videre at ekspansjonen skjer med konstant hastighet fram til det maksimalt koloniserbare arealet er «fylt opp»):

A	To arter opptar i dag 1 hektar og vil ekspandere inntil de har kolonisert 50 km ² , art 1 ekspanderer med 100 m/år, art 2 ekspanderer med 1 000 m/år. (Dette tar 39 år.) (Dette tar 4 år.)
B	To arter opptar i dag 1 hektar og ekspanderer med 100 m/år, art 1 inntil den har kolonisert 50 km ² , art 2 inntil den har kolonisert 200 km ² . (Dette tar 39 år.) (Dette tar 79 år.)
C	To arter ekspanderer med 100 m/år inntil de har kolonisert 50 km ² , art 1 opptar i dag 1 hektar, art 2 opptar i dag 10 km ² . (= den har spredd seg i ½ år) (= den har spredd seg i 18 år) (Dette tar 39 år.) (Dette tar 22 år.)

I scenario A er det opplagt at art 2 utgjør en større potensiell trussel for norsk natur, siden den ekspanderer raskere enn art 1. Dette er nokså trivielt, og de fire ulike målene hadde her gitt samme svar. Imidlertid kan man vise med f.eks. art 1 at den begynner å ekspandere med



Figur II-2: Eksempel på hvordan ulike mål på ekspansjon og ekspansjonshastighet endrer seg over tid. Figuren er basert på antagelsen av en konstant ekspansjonsevne (maksimalt koloniserbart areal er satt til 200 km²). Radiusøkninga per år (blå) er konstant. Radiusen (svart, høyre panel), den absolutte arealøkninga per år (grønn) og arealøkninga i prosent av sluttarealet (oransje, venstre panel) øker lineært med tida. Arealet (svart, høyre panel) øker kvadratisk med tida. Arealøkninga i prosent av det koloniserte arealet (oransje, høyre panel) synker hyperbolsk.

0,07 km²/år (fra i år til neste år). Innen spredningsforløpets siste år har denne hastigheten imidlertid økt til 2,45 km²/år, uten at artens egenskaper på noen måte er endra. Dette viser at absolutt arealhastighet i beste fall må brukes med stor forsiktighet.

I scenario B er begge artene ekvivalente, både målt i radiusøkning (100 m/år), målt i absolutt arealøkning (0,07 km² i det første året) og målt i arealøkning relativt til det aktuelle arealet (670 % i det første året). Man kunne imidlertid argumentere for at art 2 bør vurderes som mer alvorlig, siden den kan kolonisere et større areal. Dette kunne ved første øyekast løses ved å bruke arealøkning relativt til sluttarealet. Men når man regner etter, blir det tydelig at dette ikke fungerer: Det første året øker art 1 («snillingen») med 0,13 % av sluttarealet sitt, mens art 2 («verstingen») øker med 0,03 % av sluttarealet sitt. Det siste året (dvs. idet sluttarealet blir nådd), øker art 1 («snillingen») med 5,0 % av sluttarealet sitt, mens art 2 («verstingen») øker med 2,5 % av sluttarealet sitt. Med andre ord vil en slik relativ hastighet være *lavere* for artene som representerer en *større* trussel – motsatt av det man kunne ønske å uttrykke ved å ta høyde for sluttarealet.

I scenario C er begge artene ekvivalente målt i radiusøkning (100 m/år). Målt i absolutt arealøkning vokser art 2 raskest (1,15 km² i år, mot bare 0,07 km² i år for art 1). Målt i arealøkning relativt til det aktuelle arealet vokser derimot art 1 raskest (670 % i år, mot bare 12 % i år for art 2). Dette illustrerer at valg av måleenhet kan gi helt forskjellige svar på hvordan ulike arter skal rangeres. Grunnen ser man fra figur II-2, siden absolutt arealøkning øker med arealet som allerede er kolonisert, mens arealøkning relativt til det aktuelle arealet synker med arealet som allerede er kolonisert.

Man kan argumentere for at et større nåværende areal utgjør en større trussel mot norsk natur, slik at art 2 i scenario C bør få en høyere risikokategori. Dette innebærer også at risikokategorien for en art vil øke over tid, så lenge den holder på å ekspandere. Motsatt kan man også argumentere for at arter som allerede har spredd seg i mange år, bør «gis opp», siden det er urealistisk å få fjerna dem. I så fall bør art 1 i scenario C få en høyere risikokategori. Dette innebærer også at risikokategorien for en art vil synke over tid, så lenge den holder på å ekspandere.

Slike argumenter berører imidlertid *forvaltningsspørsmål*, og ligger dermed utenfor oppgaven til en risikovurdering. Et mål på ekspansjon som inkluderer nåværende eller framtidig forekomstareal blir på denne bakgrunn sett på som uegna. Det eneste målet som er uberørt av dette, og som beskriver ekspansjonspotensialet uten å blande inn forvaltningshensyn, er radiusøkninga (angitt i m/år).

Samtidig er det viktig å påpeke at kunnskap om det nåværende og framtidige (inkludert det antatt maksimale) forekomstareal er informasjon som bør gjøres tilgjengelig for forvaltninga. Dette skjer imidlertid best i form av separat artsinformasjon via FremmedArtsBasen, ikke ved å prøve å inkludere den i angivelsen av ekspansjonshastigheten.

Fra hvilken del av spredningskurven skal hastigheten estimeres

Regneeksemplene og grafene over var basert på antagelsen om at radiusøkninga er konstant fram til det koloniserbare arealet er kolonisert, for så å droppe til null. Dette er en forenkling: Når arten nærmer seg en full kolonisering av sitt potensielle forekomstareal, vil hastigheten mest sannsynlig begynne å avta lenge før hele arealet er «fylt opp». I tillegg finner man ofte «lag-faser», dvs. en noe forsinka start på ekspansjonen.

En slik situasjon er vist i figur II-3a. Arten har potensialet til å ekspandere til en radius på 200 km, og man ser at hastigheten varierer i løpet av ekspansjonsprosessen: Den er lav i begynnelsen, øker så på, men avtar igjen omtrent når halve spredningspotensialet er utnyttet. (Vi antar at spredningsforløpet er kjent, selv om deler av den ligger i framtida.)

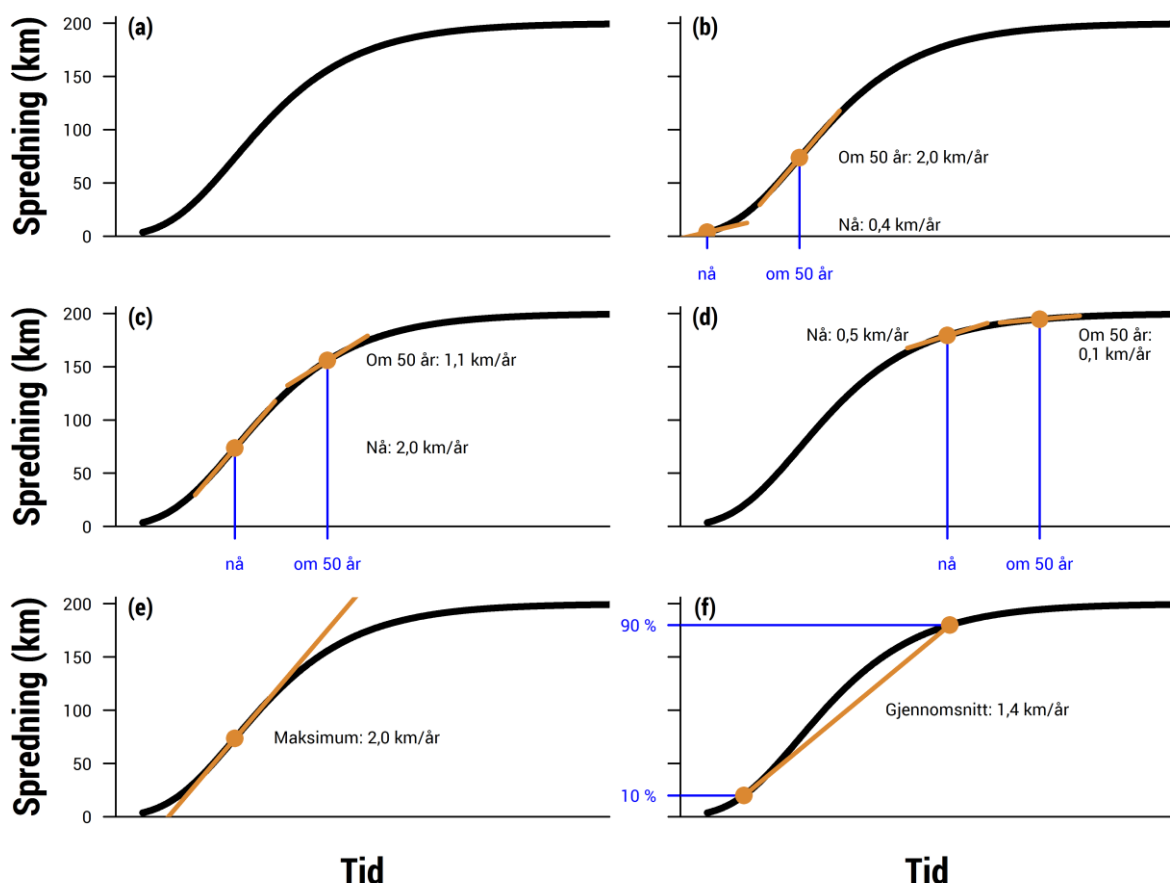
Dette betyr at ekspansjonshastigheten er avhengig av når i ekspansjonsprosessen den estimeres. En standardisering kan oppnås på helt forskjellige måter:

- Ekspansjonshastigheten kan angis for et konkret tidspunkt, f.eks.
 - på vurderingstidspunktet («nå» i fig. II-3b–d) eller
 - i overskuelig framtid («om 50 år» i fig. II-3b–d).
- Ekspansjonshastigheten kan estimeres ut fra spredningsforløpets generelle form (uavhengig av hvor på denne kurven arten befinner seg på vurderingstidspunktet), og uttrykkes gjennom f.eks.
 - den gjennomsnittlige hastigheten (f.eks. fra 10 % til 90 % av sluttarealet; fig. II-3f) eller
 - den maksimale hastigheten (fig. II-3e).

Av disse mulighetene har det siste blitt valgt:

Ekspansjonshastigheten som legges til grunn for risikovurderinga, skal basere seg på den høyeste realistiske verdien som er målt, estimert eller rapportert.

Dette valget er på den ene sida begrunna i føre var-prinsippet. På den andre sida er valget en konsekvens av målet om å beskrive arters ekspansjonsevne uavhengig av tilfeldigheter, som tidspunktet for artens første introduksjon. Hvis den nåværende ekspansjonshastigheten skulle legges til grunn, ville en art som befinner seg i en lag-fase eller som er «ferdigspredd», angis å ha lavere ekspansjonshastighet enn en art i midten av sitt spredningsforløp, selv om alle har samme



Figur II-3: Idealisert spredningsforløp til en tenkt art. (a) Forløpet er sigmoid, og det maksimalt koloniserbare arealet er satt til 200 km². Brattheten i hvert punkt av kurven gjenspeiler ekspansjonshastigheten på dette tidspunktet. (b–d) Avhengig av hvor langt spredninga har kommet på vurderingstidspunktet, og om ekspansjonshastigheten estimeres for dette tidspunktet eller for et tidspunkt 50 år fram i tid, vil estimatet ha ulike verdier. Uavhengig av vurderingstidspunktet kan ekspansjonshastigheten beskrives gjennom (e) maksimumsverdien (den bratteste delen av kurven) eller (f) et gjennomsnitt over et større tidsrom (f.eks. fra 10 % til 90 % av sluttarealet).

evne til ekspansjon. Dette er ikke ønskelig. En art som er (nesten) ferdigspredt, har ingen (eller lav) ekspansjon; men hvis man begynner med å fjerne arten fra norsk natur, vil den igjen kunne spre seg med en mye høyere hastighet. Derfor bør ekspansjonshastigheten være en beskrivelse av artens *høyeste* potensielle ekspansjonsevne.

I mange tilfeller vil ikke de tilgjengelige dataene være gode nok til å estimere hele spredningsforløpet. Istedenfor vil man f.eks. ha et visst antall målinger (punkttestimater) av ekspansjonshastighet. I slike tilfeller er det viktig å sjekke om verdiene er *realistiske*, før man bruker den høyeste målte verdien. Den høyeste verdien kan skyldes observasjons- eller målefeil eller veldig spesielle (og ikke-representative) omstendigheter. Når spredningsforløpet ikke er estimerbart, kan det derfor være bedre å bruke et øvre konfidensintervall (f.eks. 95-persentilen) enn maksimumsverdien.

Invasjonsaksen for øvrig

C-kriteriet har ikke blitt endra. Derimot har samspillet mellom A- og B-kriteriet blitt justert. Slik det er forklart i kriteriesettet (appendiks I), må både A- og B-kriteriet oppnå en viss verdi for at en art kan sies å ha et invasjonspotensial. Derfor blir ikke plasseringa på invasjonsaksen bestemt av den *største* delkategorien som isolert sett oppnås av A- og B-kriteriet, men av en *samla* vurdering av A og B.

Tabell II-2a viser hvordan delkategoriene for A- og B-kriteriet oversettes til en kategori på invasjonsaksen (med mindre C-kriteriet har en høyere delkategori). Til sammenligning viser tabell II-2b hvordan dette ble håndtert i 2012; og tabell II-2c hvordan et krav om den største delkategorien hadde virka i praksis.

Endringa fra 2012 til 2017 berører altså bare to celler i tabellen, og innebærer at A-kriteriet blir vekta ned i forhold til B-kriteriet. Begrunnelsen er at betydninga av etablering (A) og ekspansjon (B) ikke er symmetrisk: En art som sprer seg veldig lite (eller ikke i det hele tatt), kan ikke gjøre

Tabell II-2a. Kategori for invasjonspotensial (halvfeite tall), slik de *blir* bestemt av A- og B-kriteriets delkategorier (kursive tall) ifølge *kriteriesettet 2017*. Endringer er vist gjennom oransje tall.

Delkategori etter kriterium A	Delkategori etter kriterium B			
	1	2	3	4
1	1	2	2	3
2	1	2	3	3
3	2	3	3	4
4	2	3	4	4

Tabell II-2b. Kategori for invasjonspotensial (halvfeite tall), slik de *ble* bestemt av A- og B-kriteriets delkategorier (kursive tall) ifølge *kriteriesettet 2012*.

Delkategori etter kriterium A	Delkategori etter kriterium B			
	1	2	3	4
1	1	2	2	3
2	2	2	3	3
3	2	3	3	4
4	3	3	4	4

Tabell II-2c. Kategori for invasjonspotensial (halvfeite tall), slik de *hadde blitt* bestemt av A- og B-kriteriets delkategorier (kursive tall) ifølge *prinsippet om at den største delkategorien gir utslaget*.

Delkategori etter kriterium A	Delkategori etter kriterium B			
	1	2	3	4
1	1	2	3	4
2	2	2	3	4
3	3	3	3	4
4	4	4	4	4

omfattende skade på den stedegne naturen, selv om den ikke dør ut av seg selv. På den andre sida kan en art som sprer seg raskt, påvirke store arealer før den dør ut. Selv om den dør ut av seg etter 20 år (f.eks. etter en spesielt kald vinter), kan den potensielt ha gjort stor skade innen den tid.

Tabell II-2a kan alternativt uttrykkes gjennom følgende algoritme: Den samla delkategorien av A og B beregnes som $AB = \frac{2}{5}A + \frac{2}{3}B$, der resultatet avrundes til nærmeste heltall.

D-, E- og H-kriteriet: økologiske og genetiske effekter på stedegne arter

Interaksjoner som tidligere ble omtalt som henholdsvis «små» og «svake», omtales nå som henholdsvis «svake» og «moderate». Selv om begrepet «svak» dermed har skifta betydning fra 2012 til 2017, gjør denne endringa det forhåpentligvis tydeligere at en moderat interaksjon er mer omfattende enn en svak interaksjon.

Moderate effekter defineres nå som enhver «interaksjon som (vil) føre(r) til en reduksjon på minst 15 % i bestandsstørrelsen til minst én stedegen delpopulasjon over en tiårsperiode». Dermed har samtlige begrep som benyttes på effektaksen, fått kvantitative definisjoner.

Begrepet *lokal effekt* har blitt innført for effekter som «berører mindre enn 5 % av den stedegne artens bestandsstørrelse, forekomstareal og utbredelsesområde». Mens begrepene «usannsynlig», «svak» og «moderat» beskriver effektens *styrke*, beskriver «lokal» effektens geografiske *omfang*.

Hvis en effekt er lokal i denne forstand, skal *delkategorien reduseres med ett trinn* når det gjelder (D) svake eller moderate effekter på stedegne trua eller nøkkelarter, (E) moderate effekter på øvrige stedegne arter, (H) genetisk introgresjon eller (I) overføring av eksisterende parasitter (se tabell II-3 og II-4). Andre kriterier (eller delkategorier) blir ikke berørt av endringa.

Begrunnelsen for endringa er at nokså svake effekter har kunnet resultere i høye risiko-kategorier, selv om bare mindre deler av de stedegne artenes utbredelsesområde var berørt. Dette gjelder spesielt trua arter, der «liten effekt» tidligere ikke var i bruk i D-kriteriet, og der enhver mulighet for genetisk introgresjon automatisk ble tolka som en stor effekt. Hvis den fremmede og den berørte stedegne arten bare overlapper i et veldig lite område, kan denne risikoangivelsen være for stor. Det er nå mulig å gradere slike effekter hvis det kan dokumenteres at de bare vil berøre en liten del av den stedegne artens bestand, forekomstareal og utbredelsesområde.

Tabell II-3: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium D–G. Endringer i forhold til kriteriesettet 2012 er framheva med oransje skrift.

Kriterium	D	E	F	G
	Dokumentert eller sannsynlig effekt på			
	stedegne		naturtyper	
Delkategori for økologisk effekt	trua eller nøkkelarter	øvrige arter	trua/sjeldne	øvrige
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	svak	usannsynlig	< 5 %
2: Liten effekt	svak OG lokal	moderat*	> 0 %	≥ 5 %
3: Middels effekt	svak OG storskala	lokal fortrenkning	≥ 2 %	≥ 10 %
4: Stor effekt	moderat* ELLER fortrenkning	storskala fortrenkning	≥ 5 %	≥ 20 %

* Hvis effekten er moderat og lokal, skal delkategorien reduseres med ett trinn.

F-kriteriet: effekter på trua eller sjeldne naturtyper

I samsvar med den forrige forklaringa har delkategori 2 også blitt tatt i bruk for F-kriteriet. Enhver effekt på trua eller sjeldne naturtyper har tidligere blitt klassifisert som en middels effekt. Nå må påvirkninga berøre 2 % av naturtypens forekomstareal i løpet av 50 år før effekten klassifiseres som middels.

I-kriteriet: overføring av parasitter eller patogener

I-kriteriet har blitt modifisert ved å begrense delkategorien oppad til parasittens økologiske effekt. Uten en slik justering hadde det vært tenkelig at den fremmede *verten* for en fremmed parasitt klassifiseres til å ha en *stor* økologisk effekt, bare fordi den overfører parasitten, mens selve *parasitten* bare har en *liten* effekt på de stedegne vertene. Justeringa ble gjort for å unngå slike ulogiske utslag.

Takksigelse

Tusen takk til medlemmene i referansegruppa (Anders G. Finstad, Lisbeth Gederaas, Hanne Hegre Grundt, Toril L. Moen, Trond Rafoss, Olav Skarpaas), som var av uvurderlig hjelp under revisjonen av kriteriesettet.

Tabell II-4: Delkategorier og terskelverdier for klassifiseringa av fremmede arters økologiske effekt, kriterium H og I. Endringer i forhold til kriteriesettet 2012 er framheva med oransje skrift.

Kriterium	H	I
	Dokumentert eller sannsynlig overføring av	
Delkategori for økologisk effekt	genetisk materiale	parasitter eller patogener**
1: Ingen kjent effekt	usannsynlig	usannsynlig
2: Liten effekt	lokalt til stedegen art	eksisterende parasitter til eksisterende verter slik at prevalensen øker*
3: Middels effekt	storskala til stedegen art	eksisterende parasitter til nye verter*
4: Stor effekt	til trua eller nøkkelart*	eksisterende parasitter til nye trua verter* <i>ELLER</i> av fremmede parasitter

* Hvis effekten bare er *lokal*, skal delkategorien *reduseres med ett trinn*.

** Delkategorien skal ikke være større enn parasittens delkategori for økologiske effekt.

III. Kvantitative kontra kvalitative kriteriesett

Hanno Sandvik, Senter for biodiversitetsdynamikk, NTNU

Kriteriesettet benytter utelukkende kvantitative heller enn kvalitative kriterier. Med *kvantitative* kriterier menes kriterier med presist definerte, numeriske terskelverdier, slik de også er i bruk i rødlistesammenheng (IUCN 2012, Henriksen og Hilmo 2015). Når kriteriene derimot vurderes ut fra en skala basert på rent subjektive termer (f.eks. «lav», «begrensa», «moderat», «middels», «høy», «svært høy»), betegnes de som *kvalitative*. Halv- eller *semi-kvantitative* kriterier utgjør en mellomløsning, der det ikke brukes tall for å avgrense kategoriene, men så konsise verbale beskrivelser som mulig.

Kriteriene A, B, C, F og G er åpenbart kvantitative. Kriteriene H og I har verbale formuleringer, men er basert på «ja eller nei»-spørsmål, som kan uttrykkes numerisk. Eksempelvis kan I-kriteriets terskel 3/4 beskrives som et valg mellom utsagn [3], «arten overfører 0 eksisterende parasittarter til ≥ 1 trua arter og 0 nye parasittarter til ≥ 1 stedegne arter», og utsagn [4], «arten overfører ≥ 1 eksisterende parasittarter til ≥ 1 trua arter eller ≥ 1 nye parasittarter til ≥ 1 stedegne arter».

Ved risikovurderingen i 2012 var D- og E-kriteriet semikvantitative (Gederaas mfl. 2012), og derfor ble hele kriteriesettet omtalt som semi-kvantitativt (Sandvik mfl. 2013). Nå har begrepene «lokal» kontra «storskala» (< 5 % kontra ≥ 5 % berørt areal), «svak» kontra «moderat» (< 15 % kontra ≥ 15 % bestandsreduksjon) og «fortrengning» (≥ 1 % arealreduksjon) fått kvantitative definisjoner. Dermed er hele kriteriesettet kvantitativt.

Fordeler ved kvantitative kriterier

Kvantitative risikovurderinger har noen klare fordeler framfor kvalitative risikovurderinger (se også Sæther mfl. 2010:46–51 samt referansene sitert der). De viktigste er økt repeterbarhet, testbarhet, transparens, justerbarhet og sammenlignbarhet:

- 1) *Repeterbarhet*. – En risikovurdering er repeterbar hvis ulike eksperter ville ha endt opp med samme resultat, gitt at de har samme informasjonen tilgjengelig. En kvalitativ vurdering er i liten grad repeterbar, siden ulike eksperter kan legge forskjellige betydninger i termer som «moderat» og «høy». Uansett metode vil man aldri kunne oppnå en repeterbarhet på 100 %, siden skjønn kan inngå på flere måter (se under), men *et kvantitativt kriteriesett standardiserer tolkninga av kriteriene* og øker dermed repeterbarheten betraktelig. For eksempel vil det være enighet mellom eksperter om å vurdere en art til delkategori 3 ifølge A-kriteriet, hvis det beste anslaget på artens mediane levetid er 100 år (siden 60 år < 100 år < 650 år). Det vil derimot ikke nødvendigvis være enighet mellom eksperter om en levetid på 100 år bør betegnes som «begrensa» eller «middels»
- 2) *Testbarhet*. – En risikovurdering er testbar hvis det foreligger objektive kriterier for når tvil, uenighet eller nye funn krever en revidert vurdering. Kvantitative risikovurderinger er testbare i denne forstand. Hvis for eksempel en arts levetid er skåra i delkategori 3 ifølge A-kriteriet, er det tydelig hva slags informasjon som vil være nødvendig for å endre på vurderinga: Tilsier ny dokumentasjon at levetida egentlig er under 60 år eller over 650 år, er en revisjon nødvendig. Kvalitative risikovurderinger er derimot ikke testbare: Hvis en arts levetid er vurdert til å være «middels», er det langt fra åpenbart hva slags dokumentasjon som må til for å endre denne oppfatninga.
- 3) *Transparens*. – Resultatet til en kvantitativ risikovurdering er gjennomskiktig for alle interesserte forskere, sluttbrukere, organisasjoner eller privatpersoner. Det er mao. tydelig hvordan data-grunnlaget betinger delkategoriene, og hvordan delkategoriene betinger sluttvurderinga. Det

er også forholdsvis enkelt å teste hvilken effekt endra antagelser (f.eks. om oppdagbarhet; Clark mfl. 2003, Hooten og Wikle 2008) har på vurderinga.

- 4) *Justerbarhet*. – Eksisterende risikovurderinger kan bli utdatert av mange grunner, bl.a. gjennom ansamling av ny kunnskap om artenes økologi og demografi, men også f.eks. gjennom endra miljøbetingelser (Mainka og Howard 2010, Huang mfl. 2011). En kvalitativ risikovurdering kan ikke ta opp slik ny informasjon uten å gjennomføre en ny helhetsvurdering av arten. En kvantitativ risikovurdering kan derimot oppdatere kriteriene enkeltvis, fordi sluttvurderinga er gitt gjennom delkategoriene.
- 5) *Sammenlignbarhet*. – Tolkninga av kvalitative kriterier er alltid påverka av ekspertens referanseramme (jf. Tversky og Kahnemann 1974). Hva som legges i at en spredningshastighet er «moderat», vil f.eks. være avhengig av om kriteriet tolkes av en ekspert på fugler eller av en ekspert på snegler. Kvalitative risikovurderinger vil derfor som regel ikke kunne garantere at kriteriene tolkes på en sammenlignbar måte i ulike organismegrupper. Ved å redusere tolkningsspillerommet, oppnår kvantitative kriterier en større sammenlignbarhet.

Som en ulempe ved kvantitative kriteriesett kan man nevne at risikovurderinga stiller høyere krav til ekspertene og til dataene enn kvalitative kriteriesett. Risikovurderinger er derfor ofte enklere og mindre tidkrevende med kvalitative kriterier.

Skjønnsbaserte vurderinger i et kvantitativt kriteriesett

Valget av kriteriesett endrer ikke dataene som faktisk er tilgjengelig. Et kvantitativt kriteriesett kommer til sin fulle rett når det foreligger numeriske estimater på parameterne som utgjør kriteriene. Er gode data mangelfulle, vil det derimot være vanskelig å anslå skåren en art bør få ifølge ett eller flere kriterier. I slike tilfeller oppfordres ekspertene til å utføre «kvalifiserte anslag» basert på skjønn og sin egen fagekspertise.* En risikovurdering basert på et kvantitativt kriteriesett vil altså ikke kunne unngå enhver bruk av skjønn. Det er derfor viktig å påpeke at *kvalifiserte anslag ikke står i noen motsetning til en kvantitativ metode, så lenge de er dokumentert og basert på terskelverdiene*. Dokumentasjonen vil i så fall bestå i å underbygge at verdien ligger mellom to bestemte terskelverdier, uten at den trenger å angi noe tallfesta estimat.

At et kvalifisert anslag er basert på terskelverdiene, kan f.eks. i A-kriteriets tilfelle bety at ekspertens anslår arten til å ha en levetid på mellom 10 og 60 år, uten å gjette et konkret tall. Selv om dette er et skjønnsbasert anslag og kan være en feilvurdering, har det et klart fortrinn sammenligna med en kvalitativ vurdering: *Resultatet er testbart*. Det er mao. tydelig hva slags informasjon som kreves for å endre på vurderinga, nemlig dokumentasjon på at arten har en levetid på under 10 år eller over 60 år. Leting etter ny kunnskap kan i så fall konsentrere seg om spørsmålet: Kan det oppdrives data som tilsier at arten har en levetid på over 60 år? Hadde levetida blitt angitt som «moderat», hadde det derimot ikke vært åpenbart hva slags dokumentasjon som måtte til for å endre på vurderinga.

Dette eksempelet illustrerer to viktige poeng:

Fordelen med et kvantitativt over et kvalitativt kriteriesett er ikke nødvendigvis at risikovurderinga blir mer korrekt, men at risikovurderinga blir mer korrigierbar.

Fordelen med et kvantitativt over et kvalitativt kriteriesett er ikke nødvendigvis at risikovurderinga får en bedre sikkerhet, men at den får en bedre kvantifisert usikkerhet.

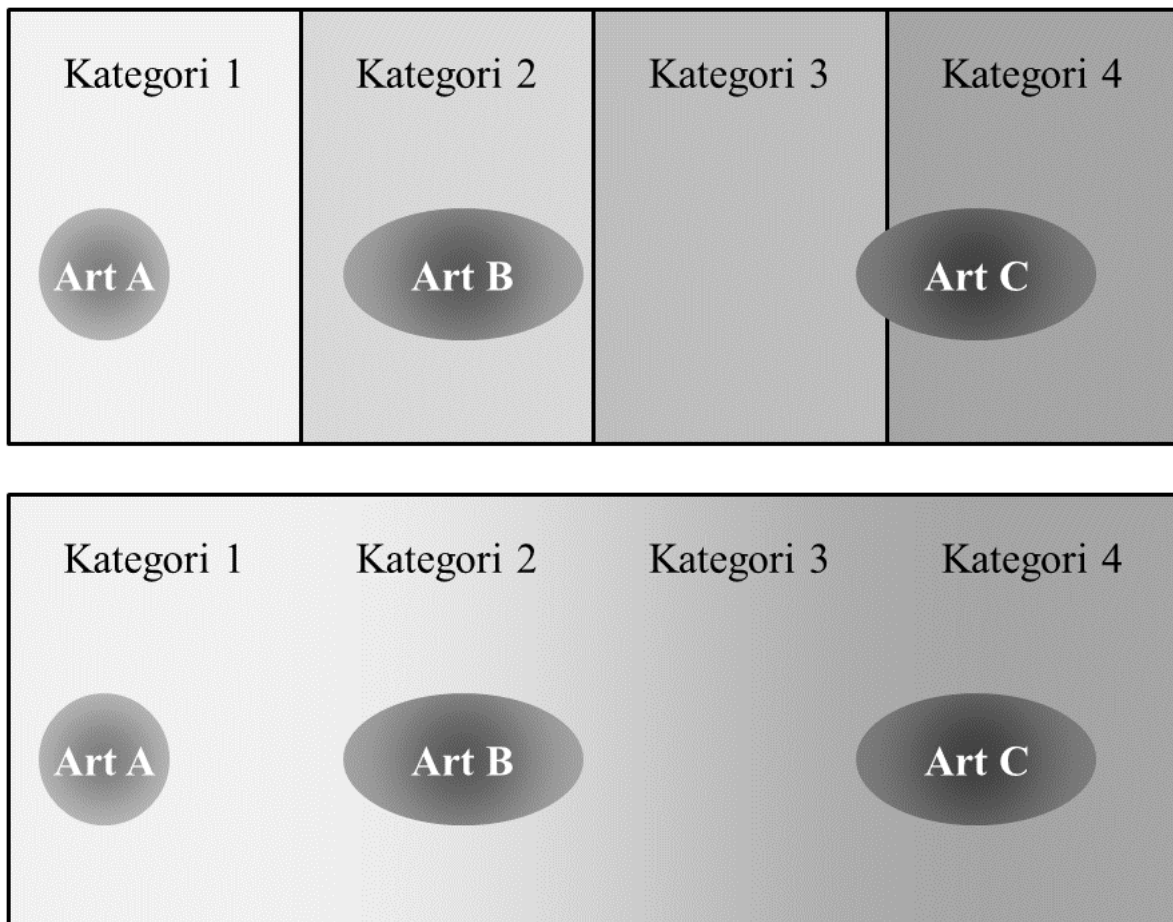
* Det er mulig at forveksling av begrepene «kvalifisert» og «kvalitativ» har vært en kilde til misforståelser. Selv om begge ordene har samme opphav (latin *qualis* = «hva slags»), har de ulik betydning (*kvalifisert* = «kompetent»; *kvalitativ* = «som gjelder beskaffenhet»; *kvantitativ* = «som gjelder antall»).

Kvantitative kriteriesett og håndtering av usikkerhet

Kvantitative kriteriesett har til dels blitt kritisert for å «kamufilere» usikkerheten i risikovurderinga, eller for å få resultatene til å framstå som «mer uangripelige enn de egentlig er». Det foregående avsnittet burde allerede ha vist at denne kritikken er basert på en misforståelse, men det kan være på sin plass å forklare hvordan usikkerhet håndteres.

I utgangspunktet er alle risikovurderinger (som i det hele tatt all vitenskap) behefta med usikkerhet. Det relevante spørsmålet er altså ikke om et vitenskapelig resultat er «sikkert» (svaret på det er alltid «nei»), men om usikkerheten er så stor at den påvirker tolkninga av resultatet. I risikovurderingas tilfelle er altså spørsmålet: Ligger usikkerheten innenfor en risikokategori, eller strekker den seg over én eller flere terskelverdier? Figur III-1a illustrerer usikkerhet gjennom lengden på ellipsen, og viser at art A og art B kan plasseres i hver sin kategori, selv om usikkerheten knytta til B's egenskaper er mye større. Usikkerheten vedrørende egenskapene til art C forplanter seg derimot oppover, slik at også valget av kategori blir usikkert.

Generelt er det tre faktorer som fører til usikkerhet: (1) naturlig variasjon, (2) måle- og observasjonsfeil samt (3) semantisk usikkerhet. Forskere har mulighet til å påvirke noen, men ikke andre kilder til usikkerhet: Gjennom valg av egne metodikk kan måle- og observasjonsfeil reduseres, men ikke elimineres. Naturlig variasjon er helt upåvirka av metodikk. Derimot har metodikk en stor effekt på den semantiske usikkerheten, dvs. på *tolkningsspillerommet* som ligger i spørsmålene som stilles, definisjonene som legges til grunn og kriteriene som brukes.



Figur III-1: Skjematisk framstilling av tre arter i et (a) kvantitativt og et (b) kvalitativt kriteriesett.

Forskjellen mellom kvalitative og kvantitative kriteriesett berører kun det siste punktet: Bruk av presist definerte (og helst numeriske) terskelverdier er et ledd i å redusere den semantiske usikkerheten. Hvis man har et kvantitativt kriteriesett med skarpt definerte terskelverdier (fig. III-1a), vil noen arter kunne plasseres i en bestemt kategori (A og B), mens andre arter vil falle mellom to kategorier (C). Velger man i stedet et kvalitativt kriteriesett (fig. III-1b), vil art A fremdeles ligge i én og art C falle mellom to kategorier, men i tillegg har det blitt usikkert om art B hører til kategori 2 eller 3. Som man ser fra figur III-1a, skyldes ikke denne usikkerheten dårlige data. Usikkerheten kommer av at ulike eksperter kan tolke kategoriene ulikt. Dette kan sågar slå begge veier, ved at noen eksperter kan mene at hele art C ligger innenfor kategori 4 (i så fall fører den semantiske usikkerheten til en *undervurdering* av den øvrige usikkerheten).

Den følgende tabellen viser resultatenes egenskaper avhengig av kriteriesettet som er valgt og dataenes natur:

Det foreligger ...	Kriteriesettet er ...	
	kvantitativt	kvalitativt
et numerisk estimat	repeterbar testbar	ikke repeterbar ikke testbar
en skjønnsbasert vurdering	ikke repeterbar testbar	ikke repeterbar ikke testbar

Som man ser, kan et kvantitativt kriteriesett *ikke* garantere at resultatet er *repeterbart* (det krever i tillegg tilgjengeligheten av numeriske data), men det garanterer at resultatet er *testbart*. Et kvalitativt datasett kan verken garantere repeterbarhet eller testbarhet (ikke en gang når det foreligger numeriske data).

Å foretrekke et kvalitativt kriteriesett fordi det ikke (alltid) foreligger numeriske estimer, er i praksis ensbetydende med følgende påstand: «Når resultatene ikke er repeterbare, bør de heller ikke være testbare.» Med henvisning til figur III-1 kan denne påstanden også formuleres slik: «Når den observasjonsbetinga usikkerheten er stor, bør vi også øke den semantiske usikkerheten.» Det er imidlertid ingen grunn til å følge en slik logikk. Alle måter å redusere usikkerhet på er velkommen.

Derimot er det på det rene at man ikke får redusert usikkerheten ved å ignorere, skjule eller underkommunisere den. Derfor er det selvfølgelig viktig at usikkerheten i vurderinga blir *synliggjort* i resultatene og *kommunisert* til sluttbrukerne. Det ligger en del utfordringer i å formidle usikkerhet til legfolk, men disse utfordringene er uavhengig av om kriteriesettet er kvalitativt eller kvantitativt.

Til slutt kan det hende at legfolks feilaktige oppfatninger av eller overdrevne forventninger til naturvitenskap er en kilde til misforståelser. Har man et bilde av at vitenskap handler om produksjon av sikker kunnskap, kan man selvfølgelig feiltolke risikovurderinger av fremmede arter (samt alle andre resultater av vitenskapelig aktivitet). Dette er en kilde til misforståelser som [kanskje kunne avhjelpes med litt lektyre av Karl Popper (f.eks. 1934, 1984, 1994), men som] ligger utenfor risikovurderingas mandat.

IV. Spredningsveier

Det har blitt innført en internasjonal standard for kategoriseringa av spredningsveier (Hulme mfl. 2008, CBD 2014). Tabellen på side 71 gir en oversikt over disse. Det er denne kategoriseringa som skal brukes ved beskrivelsen av spredningsveier (se avsnitt 3.4.). En mer detaljert beskrivelse kan ved behov foretas i fritekstfelt.

Årsak	Kategori	Underkategori
Import (målretta import av arten)	(1) Utsetting (tilsikta)	• til kommersiell bruk (f.eks. produksjonsarter) • til biologisk bekjemping • til jakt • til fiske • til restaureringstiltak • til erosjonskontroll • som bevarings- eller forvaltningstiltak • øvrig bevisst utsetting
	(2) Rømning/ forvilling (<i>escape from confinement</i>)	• fra jordbruk (planteproduksjon) • fra skogbruk • fra hager/hagebruk (inkl. gartneri, planteskoler o.l.) • fra grøntanlegg • fra husdyrhold (i landbruket) • fra pelsdyroppdrett • fra akvakultur (inkl. fiskedammer) • fra levende mat, fôr eller agn • av kjæledyr (inkl. fra private terrarier/akvarier) • fra botaniske/zoologiske hager / akvarier (ikke privat) • fra forskning • øvrig rømning/forvilling
Transport	(3) «Forurensning» (<i>contaminant</i>)	• som parasitter på/i dyr (dyret er vert/vektor) • som annen smitte/forurensning av/på dyr • som parasitter på/i planter (planten er vert/vektor) • som annen smitte/forurensninger av/på planter • av frø • av mat • av fôr eller agn • av trevirke • av habitatmateriale som jord o.l. • av hageavfall o.l.
	(4) Blindpassasjer	• med mennesker og deres bagasje • med kjøretøy (biler, tog o.l.) • med fly • med fartøy (skip, båter o.l.) • med ballastvann/ballastsand • med/som påvekst på fartøy • med maskiner/utstyr • med container/last • med organisk emballasje (av tre osv.) • med fiskeutstyr • øvrige blindpassasjerer
Spredning	(5) Korridor	• gjennom menneskeskapt vannforbindelse • over/gjennom menneskeskapt landforbindelse/tunnel
	(6) Egenspredning	• uten menneskelig hjelp (men fra land som arten har kommet til via en av spredningsveiene 1–5 over)

V. Natur i Norge

Naturtyper inngår både i beskrivelsen av fremmede arters økologi (se avsnitt 4.) og i selve risikovurderinga (via C-, F- og G-kriteriet). Alle referanser til naturtyper er basert på NiN-systemet (*Natur i Norge*; Halvorsen mfl. 2015; se [nettversjonen](#)). Dette appendikset gir en oversikt over NiN, definerer begrepene *trua naturtype*, *sjelden naturtype* og *sterkt endra natur*, og forklarer hvordan tilstandsendringer i naturtyper kan bli kvantifisert.

Oversikt over Natur i Norge

Natur i Norge (NiN) er et type- og beskrivelsessystem for all variasjon i naturen. *Typesystemet* legger til rette for å dele inn naturen i Norge i klart definerte naturtyper. *Beskrivelsessystemet* består av variabler som omfatter den variasjonen som finnes i tillegg til typesystemet, dvs. variasjonen innenfor og på tvers av naturtyper.

En typeinndeling av natur kan foretas på ulike skalaer eller nivåer. Det primære naturmangfoldnivået i NiN, og det som skal brukes i sammenheng med fremmede arter, er natursystem-nivået (de øvrige nivåene i NiN er landskapstype, naturkompleks, naturkomponent og livsmedium). *Natursystem* defineres som «alle organismer innen et mer eller mindre enhetlig, avgrensbart område, det totale miljøet de lever i og er tilpasset til, og de prosesser som regulerer relasjoner organismene imellom og mellom organismer og miljø (herunder menneskelig aktivitet).»

Typeinndeling på natursystemnivå er fullstendig arealdekkende og fanger opp naturvariasjon på økosystem-nivået på en relativt fin romlig skala, som tillater kartlegging i målestokker mellom 1 : 500 og 1 : 20 000. Naturtypene er organisert i et hierarki bestående av tre nivåer: hovedtype-gruppe, hovedtype og grunntype. For terrestriske systemer (T og V) tilbyr NiN også «kartleggingsenheter 1 : 5 000», som et ytterligere nivå mellom hoved- og grunntypene. De sju hovedtype-gruppene på natursystem-nivået er:

- *fastmarkssystemer* (T) med 45 hovedtyper (f.eks. skogsmark, boreal hei, strandeng) og 344 grunntyper (f.eks. lågurtskog, sterkt kalkrik boreal lavhei, nedre strandeng);
- *våtmarkssystemer* (V) med 13 hovedtyper (f.eks. nedbørsmyr, myr- og sumpskogsmark, våtsnøleie og snøleiekilde) og 91 grunntyper (f.eks. ombrotrof myrkant, kalkfattig og svakt intermediær myr- og sumpskogstue, kalkrikt seint våtsnøleie);
- *saltvannsbunnsystemer* (M) med 15 hovedtyper (f.eks. dyp marin fastbunn, grunn marin sedimentbunn, korallrev) og 195 grunntyper (f.eks. abyssal bergvegg, skjellsandbunn i rødalgebeltet, kystnær korallrevbunn);
- *ferskvannsbunnsystemer* (L) med 8 hovedtyper (f.eks. dyp limnisk sedimentbunn, ferskvannskildebunn, helofytt-ferskvannssump) og 47 grunntyper (f.eks. kalkrik dyp sedimentbunn, litt kalkfattig og intermediær torvmarkskilde, kalkfattig helofyttsump);
- *marine vannmasser* (H) med 4 hovedtyper (f.eks. havvannmasser, vannmasser i fjorder og litoralbasseng) og 17 grunntyper (f.eks. bathypelagiale havvannmasser, fjord);
- *limniske vannmasser* (F) med 5 hovedtyper (f.eks. ellevannmasser, sirkulerende innsjøvannmasser) og 34 grunntyper (f.eks. kalkrike ellevannmasser, humøse kalkfattige innsjømasser i dype innsjøer med sjikting);
- *snø- og issystemer* (I) med 2 hovedtyper (snø- og isdekt fastmark, polar havis) uten grunntyper.

Beskrivelsessystemet håndterer all den variasjonen naturen har å by på. NiN skiller i denne sammenheng mellom lokal miljøvariasjon og andre kilder til variasjon. *Lokal miljøvariasjon* er definert som «variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre på relativt fin romlig skala (typisk < 1 km) og som er stabile over relativt lang tid [typisk mer enn 100(–200) år]» og

beskrives gjennom et sett med 57 lokale (komplekse) miljøvariabler. Eksempler på disse er erosjonspreg (ER), innhold av organisk materiale (IO), naturlig gjødsling (NG), oksygenmangel (OM) og vannmetning (VM). Lokale miljøvariabler inngår i definisjonen av naturtyper.

Øvrig variasjon beskrives gjennom ni *kilder til variasjon* som ikke fanges opp av lokale miljøvariabler (fordi de har en annen romlig eller temporal skala, eller ikke gir opphav til nok variasjon til å fanges opp av typesystemet). Noen av disse er relevante for fremmede arter:

- Regional naturvariasjon (bioklimatiske soner, bioklimatiske seksjoner m.m.) er med på å bestemme *utbredelsen* av fremmede arter.
- Menneskeskapte objekter (bygninger osv.) definerer «Innendørs-Norge».

Tre kilder til variasjon omfatter variabler som kan *endres* gjennom fremmede arter:

- artssammensetning (beskriver hvilke arter som forekommer og deres mengde),
- romlig strukturvariasjon (tresjiktstruktur, vanndybde m.m.),
- tilstandsvariasjon (eutrofiering, forsurening m.m.).

I sammenheng med risikovurderinga av fremmede arter benyttes både type- og beskrivelses-systemet. Typesystemet brukes for å angi hvor de fremmede artene forekommer. Beskrivelses-systemet brukes mest for å kvantifisere effekten(e) som fremmede arter har på natur i Norge.

Trua og sjeldne naturtyper

Beskrivelsen over tar utgangspunkt i NiN 2.0 (*Natur i Norge*, versjon 2; Halvorsen mfl. 2015). Dessverre er den gjeldende rødlista for naturtyper (se <http://artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>; Lindgaard & Henriksen 2011) basert på NiN 1.0 (*Naturtyper i Norge*, versjon 1; Halvorsen mfl. 2009), som benytter en annen typeinndeling enn NiN 2.0. Dette berører utelukkende F-kriteriet, der den «gamle» naturtypeinndeling må legges til grunn. Rødlista for naturtyper omfatter

- 23 sårbare naturtyper,
- 15 sterkt trua naturtyper og
- 2 kritisk trua naturtyper (jordpyramide, slåttemyrkant).

I tillegg regnes 3 naturtyper som «sjeldne» (dvs. nær trua på basis av rødlistekriteriene 2 eller 3): leirskredgrop, fattigmyr, varm havkilebunn.

Sterkt endra natur

I utgangspunktet skal hele Norge være vurderingsgrunnlaget for invasjonspotensialet og effekten til fremmede arter. Det er to generelle unntak fra denne regelen (se avsnitt 2.6.3.):

- Forekomster innendørs skal ikke inngå i vurderinga.
- For produksjonsarter skal artens produksjonsareal ikke inngå i vurderinga.

For tre av kriteriene – og bare disse – er det imidlertid enkelte naturtyper som skal ses bort fra:

Kriteriene C, F og G skal *ikke* benyttes til å vurdere forekomster eller effekter av fremmede arter i/på sterkt endra natur.

Sterkt endra natur er i NiN definert som «økosystemer preget av høy menneskebetinget forstyrrelses-intensitet, oftest formet (skapt) av naturinngrep som har endret systemets struktur og/eller andre egenskaper så sterkt at resultatet blir økosystemer som ikke er helhetlige, der næringskjede, diaspore-bank og biotiske relasjoner som mykorrhiza etc. oftest mangler». Sterkt endra systemer avgrenses fra semi-naturlige systemer ved at de sistnevnte har en lavere menneskebetinga forstyrrelses-intensitet og derfor ikke «blir gjennomgripende endret» og ikke «slutter å være et helhetlig system».

Menneskebetinga forstyrrelse omfatter hevd og andre former for forstyrrelse, der *hevd* defineres som «regelmessig menneskebetiget aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjiktet, såing og vanning».

Tabell V-1: Sterkt endra natur. Forekomster eller effekter som fremmede arter måtte ha i eller på naturtypene i denne lista, *skal ikke inngå i vurderinga av kriteriene C, F eller G*. Det samme gjelder for andre naturtyper så sant disse har et *intensivt hevdpreg*. «SX» står for «sterkt endra». (Kilde: NiN 2.0, Halvorsen mfl. 2015, 2016)

Kode	Navn	Populærnavn (eksempel)	Antall grunntyper
F4	Sterkt endra elvevannmasser	(irreversibelt forurensa vassdrag)	3
F5	Sterkt endra innsjøvannmasser	(vannmagasin, gårdsdam)	4
H4	Sterkt endra marine vannmasser	(oppdrettsanlegg)	4
L7	Sterkt endra eller ny fast ferskvannsbunn	Modifisert limnisk fastbunn	3
L8	Sterkt endra eller ny limnisk sedimentbunn	Modifisert limnisk sedimentbunn	7
M14	Sterkt endra eller ny fast saltvannsbunn	SX marin fastbunn (oljerigg)	3
M15	Sterkt endra eller ny marin sedimentbunn	SX marin sedimentbunn (sjødeponi)	4
T35	Sterkt endra fastmark med løsmassedekke	Løs SX fastmark (grustipp)	4
T36	Ny fastmark på tidligere våtmark og ferskvannsbunn	Tørrlagte våtmarks- og ferskvannssystemer	3
T37	Ny fastmark på sterkt modifiserte og syntetiske substrater, rask suksesjon	Ny løs fastmark (asfalterte arealer)	3
T38	Treplantasje	(monokulturelt tresatt areal)	1
T39	Sterkt endra og ny fastmark i langsom suksesjon	Hard SX fastmark (blottlagt berg)	8
T40	Sterkt endra fastmark med preg av semi-naturlig eng	Eng-lignende SX fastmark (vegkanter, flyplasser)	1
T41	Oppdyrka mark med preg av semi-naturlig eng	Eng-lignende oppdyrka mark	1
T42	Sterkt endra, hyppig bearbeida fastmark med intensivt hevdpreg	Blomsterbed og lignende	1
T43	Sterkt endra, varig fastmark med intensivt hevdpreg	Plener, parker og lignende	1
T44	Åker	(mark som pløyes)	1
T45	Oppdyrka varig eng	(mark som gjødsles, sprøytes, tilsås)	4
V11	Torvtak	(naken torv)	2
V12	Grøfta torvmark	(irreversibelt drenert torvmark)	3
V13	Ny våtmark	(oppstått ved endra grunnvannsnivå)	3

NiN beskriver sterkt endra natur gjennom tre lokale miljøvariabler:

- sterkt endra mark/bunn uten hevdpreg, prega av menneskebetinga forstyrrelse (SX),
- sterk endring av vannmasser (SY),
- hevdintensitet (HI; basistrinnene f–j).

Av disse er SX og SY definerende for et sett med naturtyper (natursystem-hovedtyper). Disse naturtypene, som er lista opp i tabell V-1, anses altså alltid som sterkt endra natur og skal *aldri* inngå i vurderinga av kriteriene C, F og G.

Hevdintensitet er forskjellig fra SX og SY ved at denne variabelen for det første er kontinuerlig og for det andre kan angis for mange ulike naturtyper. For at en naturtype regnes som sterkt endra, må den ha et *intensivt hevdpreg* (HI-basistrinnene f–j). Når hevdpreget er fraværende (HI-0), har karakter av rent beitepreg (HI-a) eller er ekstensivt (HI-basistrinnene b–e), regnes naturtypen som naturlig eller semi-naturlig (se Halvorsen mfl. 2016:135). Hevdpreget må altså i prinsippet bedømmes for hver enkelt forekomst av en naturtype (gitt at naturtypen varierer i hevdintensitet). Naturtyper *med intensivt hevdpreg* skal *ikke* inngå i vurderinga av kriteriene C, F og G.

De øvrige kriteriene (A/B, D/E, H/I) er som sagt uberørt av dette. Således skal f.eks. estimerer av ekspansjonshastighet (B) eller vurderinga av negative effekter på trua arter (D) basere seg på forekomster i *samtlig*e naturtyper, inkludert sterkt endra sådanne.

Tilstandsendringer i naturtyper

Kriteriene F og G måler effekten av fremmede arter i form av forandringer på naturtyper. Kvantifisering av slike effekter skjer ved å angi *andelen av en naturtypes forekomstareal som gjennomgår «tydelige» tilstandsendringer* pga. den fremmede artens tilstedeværelse og aktivitet (jf. tabell 8 på side 43); hvis flere naturtyper gjennomgår tydelige endringer, brukes den største registrerte andelen i noen naturtype. Denne definisjonen på effekt krever en spesifisering av hva som menes med «tilstandsendring» og med «tydelig».

Tilstandsendring kan defineres med henvisning til NiNs beskrivelsessystem (Halvorsen mfl. 2015) som en endring i en naturtypes lokale miljøvariasjon, tilstand, arts-sammensetning eller romlige struktur.

Tabell V-2 gir en oversikt over miljøvariablene som kan tenkes å bli påvirket av fremmede arter. Hver av disse variablene er delt i spesifikt definerte trinn. Trinngrensene er angitt i tabellen.

Generelt regnes en tilstandsendring som tydelig hvis den er på mer enn en tredjedel av trinnene som er definert for den gjeldende miljøvariabelen. Har en variabel veldefinerte (tellbare) trinn, regnes allerede en tilstandsendring på ett trinn som tydelig.

Det minimale antall trinn *n* som kreves for at en endring er tydelig, ligger dermed mellom ett og fem, og er også angitt i kolonnen «trinn» i tabell V-2. Ved pågående endringer regnes effekten av den fremmede arten bare som tydelig hvis endringa er på to *n* trinn *mer* enn den hadde vært i den fremmede artens fravær.

Variablene er kort forklart i tabell V-2 og utførlig beskrevet i NiN[2]-artikkel 3 (Halvorsen mfl. 2016). Noen eksempler på effekter på landskapsnivå er om en fremmed art

- eutrofierer et vann (7EU – eutrofiering; ev. OM – oksygenmangel),
- fører til erosjon (ER – erosjonspreg),
- reduserer antallet kronesjikt (9TS – tresjiktstruktur),
- endrer dekningsgraden av vegetasjonens busksjikt (1AG-B – artsgruppesammensetning),
- forårsaker gjengroing av et åpent landskap (7RA – rask suksesjon; SS – sandstabilisering),
- tynner ut en skog (7SN – bestandsreduksjon på tresatt areal) eller
- beiter ned tareskog eller terrestrisk vegetasjon (7UB – ubalanse mellom trofiske nivåer).

Det er ikke gitt at tabell V-2 er uttømmende. Hvis det fins dokumentasjon på at en fremmed art har effekter på landskapsnivået som ikke kan beskrives gjennom variablene i tabell IV-2, bør denne informasjonen legges inn i FremmedArtsBasen og forklares i et fritekstfelt. Skulle en fremmed art føre til at en naturtype skifter grunn- eller hovedtype (dvs. blir til en annen naturtype), kvalifiserer dette også som en tydelig effekt.

OBS! Variabelen 7FA (*fremmedartsinnslag*) skal ikke benyttes. 7FA brukes i NiN for å beskrive naturtypenes innhold av fremmede arter, ikke fremmede arters effekt på naturtypen. Å bruke den samme variabelen for å karakterisere en fremmed art, ville være en feil- og sirkelslutning. Kriteriene F og G skal måle *effekten* av fremmede arter, ikke deres *tilstedeværelse*. (Det som her er sagt om 7FA, gjelder også for variabelen 7SB-FY-FB, tilplanting/tilsåing med fremmede bartrær.)

Tilstandsendringer i artssammensetninga

Fremmede arter kan føre til en gjennomgripende forskyvning i *artssammensetninga* til et økosystem. Fordi en slik forskyvning går utover effekten på de enkelte stedegne artene (som fanges opp av D- og E-kriteriet), er det mulig å beskrive den som en tilstandsending av en (eller flere) naturtype(r). De relevante variablene er 1AE, 1AG og 1AR (se Halvorsen mfl. 2016:58–60). Trinngrensene for disse er gitt i tabell V-2, mens det her gis en mer utfyllende beskrivelse:

- *Enkeltartssammensetning (1AE)*: Denne variabelen skal bare brukes om den vurderte fremmede arten blir dominant (eller kodominant eller subdominant) på et bestemt sted. Trinngrensa til en tydelig effekt er i denne sammenheng satt til 25 % (som et mindre avvik fra NiN). Når en fremmed art oppnår en frekvens, dekningsgrad eller biomasse i en naturtype på minst 25 % (målet som oppnår størst prosentandel, skal brukes), regnes dette altså som en tydelig tilstandsending av den berørte naturtypen.
- *Artsgruppesammensetning (1AG)*: Denne variabelen beskriver forskyvninger i frekvens, dekningsgrad eller biomasse mellom funksjonelle, strukturelle eller taksonomiske artsgrupper. Eksempler på artsgrupper er tre-, busk-, felt- og bunnsjiktet i fastmarkssystemer; eller topp-, mellom-, bunnsjikt og fastsittende megafauna i ferskvanns- og saltvannsbunnsystemer. Eksempler på tydelige tilstandsendringer er således om tresjiktets dekningsgrad reduseres fra > 75 % til < 25 % til fordel for bl.a. busksjiktet, eller om biomasseandelen til den fastsittende megafaunaen økes fra < 10 % til > 50 % på bekostning av bl.a. toppsjiktet (som består av busk- og bladforma alger).
- *Relativ del-artsgruppe-sammensetning (1AR)*: Denne variabelen beskriver forskyvninger i frekvens, dekningsgrad eller biomasse innenfor de ovennevnte funksjonelle, strukturelle eller taksonomiske artsgruppene. Eksempler på tydelige tilstandsendringer er således om andelen edellauvtrær i tresjiktet reduseres fra > 25 % til < 12,5 % til fordel for boreale lauvtrær (eller av urteaktige planter i feltsjiktet til fordel for grasvekster, eller av lav i bunnsjiktet til fordel for moser), eller om andelen sjøfjær av den totale biomassen til fastsittende megafauna økes fra < 25 % til > 50 % på bekostning av hornkoraller.

Tabell V-2 (neste side): Variabler i NiNs beskrivelsessystem som kan kvantifisere effekten av fremmede arter på naturtyper. En fremmed art anses for å ha en tydelig effekt på en naturtype, om den forandrer en av de nevnte variablene med minst så mange trinn som angitt i kolonnen «trinn» (ved pågående endringer må forandringa gjennom den fremmede arten være med så mange trinn mer enn den hadde vært i artens fravær). **Sidetall henviser til Halvorsen mfl. (2016)**; for en utfyllende beskrivelse av variablene refereres til samme publikasjon. Lista er ikke nødvendigvis uttømmende – eksperter oppmuntres til å vurdere om andre variabler kan påvirkes av fremmede arter (unntatt 7FA og 7SB-FY-FB, se teksten).

Variabel	Kode	Trinn	Beskrivelse / trinndefinisjon og -grenser												
Erosjonsutsatthet (s. 130)	ER		massebalansen (hvorvidt materiale tilføres eller fjernes) i og i tilknytning til rennende vann beskriver erosjonspreget												
		2	uten			litt			klart			disruptiv			
Oksygenmangel (s. 160)	OM		oksygentilgang i stillestående vann (per. = periodisk)												
		2	oksisk		per. hypoksisk			per. anoksisk			anoksisk				
Sandstabilisering (s. 175)	SS		stabilisering av sanddyner som et resultat av primær suksesjon (fra sanddominert fjæreltebunn via 11 trinn til normal skogsmark; se Halvorsen mfl. 2016:175f for beskrivelse av trinnene)												
		5	0	a	b	c	d	e	f	g	h	i	j	k	+
Vannmetning (s. 196)	VM		median jordfuktighet												
		2	veldrenert			vekselfuktig			fuktig			våt			
Enkeltarts-sammensetning (s. 58)	1AE		andel av den fremmede arten (målt i frekvens/forekomst/dekning) i en naturtype; det brukes her bare én spesielt tilpassa terskelverdi)												
		1	< 25 %						> 25 %						
Artsgruppe-sammensetning (s. 59)	1AG		andel eller dekningsgrad av en funksjonell/strukturell/taksonomisk artsgruppe (f.eks. tresjikt, busksjikt, feltsjikt, bunnsjikt m.m.)												
		3	< 2,5 %	> 2,5 %	> 5 %	> 10 %	> 25 %	> 50 %	> 75 %	> 90 %					
Relativ del-artsgruppe-sammensetning (s. 59)	1AR		andel eller dekningsgrad av del-artsgrupper innenfor en overordna artsgruppe (f.eks. andel av urter i feltsjiktet)												
		2	< 12,5 %			> 12,5 %			> 25 %			> 50 %			> 75 %
Eutrofiering (s. 484)	7EU		andelsvariabel basert på artssammensetning (jf. s. 25; ns. = nokså)												
		3	ingen	svak	ns. svak	middels	ns. sterk	sterk	ekstrem						
Rask suksesjon (s. 503)	7RA		ordna faktorvariabel som beskriver suksesjonstilstanden												
	i boreal hei	7RA-BH	2	intakt		tidlig suksesjon			sein suksesjon			ettersuksesjon			
	i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng	7RA-SJ	2	jordbruksmark i bruk		brakklegging		tidlig gjenvekst-suksesjon		sein gjenvekst-suksesjon		ettersuksesjon			
	i semi-naturlig myr	7RA-SM	2	intakt			suksesjon				ettersuksesjon				
	på naturlig mark	7RA-US	2	initialfase		tidlig suksesjon			sein suksesjon			ettersuksesjon			
Naturlig bestands-reduksjon på tresatt areal (s. 520)	7SN		andel av en skogs stående kubikkmasse som dør grunnet hjortevilt (7SN-HJ), insektangrep (7SN-IN) eller soppangrep (7SN-SO)												
		3	< 2,5 %	> 2,5 %	> 5 %	> 10 %	> 25 %	> 50 %	> 75 %	> 90 %					
Ubalanse mellom trofiske nivåer (s. 507)	7UB		andel av 4 m ² -ruter som har tydelige beiteskader e.l. (måleskalaen er endra fra A4b til A6)												
		3	< 6,25 %		> 6,25 %		> 12,5 %		> 25 %		> 50 %		> 75 %		
Tresjiktstruktur (s. 100)	9TS		antall veldefinerte kronesjikt												
		1	0		1			2			≥ 3				

VI. Biogeografiske regioner

Ved innlegging av artens naturlige og nåværende utbredelse (jf. kap. 3.2) må verdensdel og klimasone angis. Klimasonene som skal brukes (tabell VI-1, figur VI-1), er basert på en noe forenkla form av Köppen-Geiger-klassifiseringa (Peel mfl. 2007). Ved hjelp av tabell VI-1 kan klimasoner pluss verdensdeler oversettes til biogeografiske regioner (økosoner/florariker/faunariker).

Hvis mulig, skal fininndelinga av subtropisk klima benyttes. Grunnen er at enkelte subtropiske områder kan ha forhold som ligner på temperert klima (spesielt i kappregionen samt fuktig og høydeklimate; det er lommer av slikt høydeklimate også i tropiske strøk). Der dette er ukjent, kan man krysse av for «uspesifisert subtropisk klima».

Tabell VI-1: Definisjon av klimasoner og sammenheng med økosoner. Tabellen viser hvordan klimasonene kan oversettes til Köppen-Geiger-klassifiseringen og (sammen med verdensdel) til biogeografiske regioner. De sistnevnte er forkorta med An (Antarktis/Arkinotis), Au (Australis), Kp (Kapensis), NA (Nearktis), NT (Neotropis), PA (Palearktis) og PT (Paleotropis).

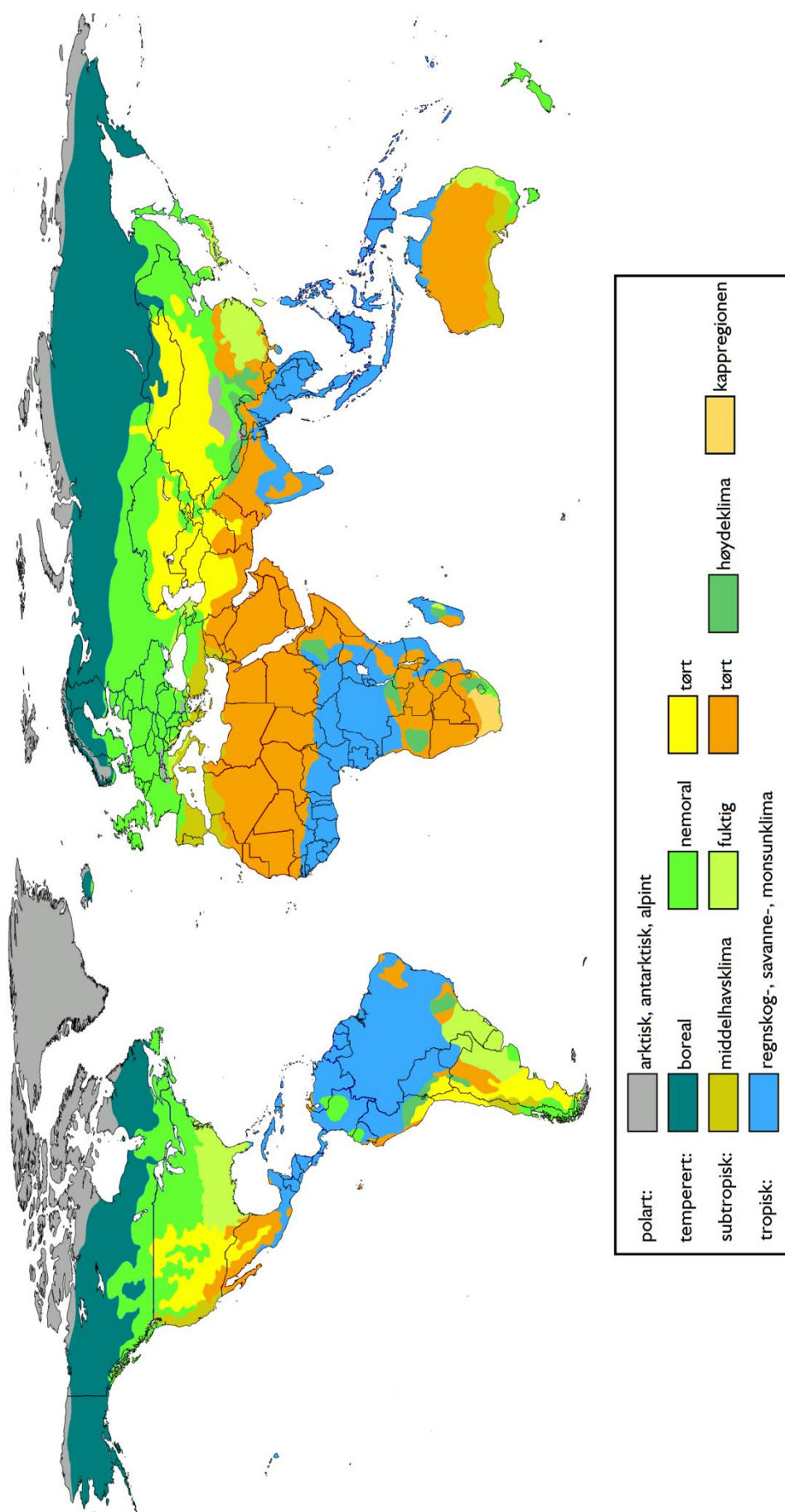
Klimasone	Köppen-Geiger-klassifisering	Eur.	Asia	Afr.	N/M-Am.	S-Am.	Os.
Polar							
(ant)arktisk, alpin	EF, ET	PA	PA	—	NA	An	—
Temperert							
boreal	Dfc, Dfd, Dsc, Dsd, Dwc, Dwd	PA	PA	—	NA	— ⁴	—
nemoral	Cfb, Cfc, Dfa, Dfb, Dsa, Dsb, Dwa, Dwb	PA	PA	Kp ⁴	NA	NT	Au
tørr	BSk, BWk	PA	PA	Kp ^{1,2}	NA	NT	— ^{1,2}
Subtropisk							
mediterran	Csa, Csb, (BSk) ¹	PA	PA	PA	NA	NT	Au
fuktig	Cfa	PA	PA	Kp ⁴	NA	NT	Au
tørr	BSh, BWh, (BWk) ² , Cwa	—	PT	PT	NA	NT	Au
høydeklimate	Cwb, Cwc	—	PT	PT	NT	NT	—
kappregionen	(BSk), (BWk), (Csa), (Csb) ³	—	—	Kp	—	—	—
Tropisk							
regnskog-, savanne-, Af, Am, Aw monsunklimate		—	PT	PT	NT	NT	Au

¹ BSk regnes her til mediterrant klimate hvis den grenser til Csa eller Csb.

² Mindre forekomster av BWk (utenfor Kapensis) regnes her til tørt subtropisk klimate.

³ Forekomster av BSk, BWk, Csa og Csb i Lesotho, Namibia og Sør-Afrika regnes til kappregionen.

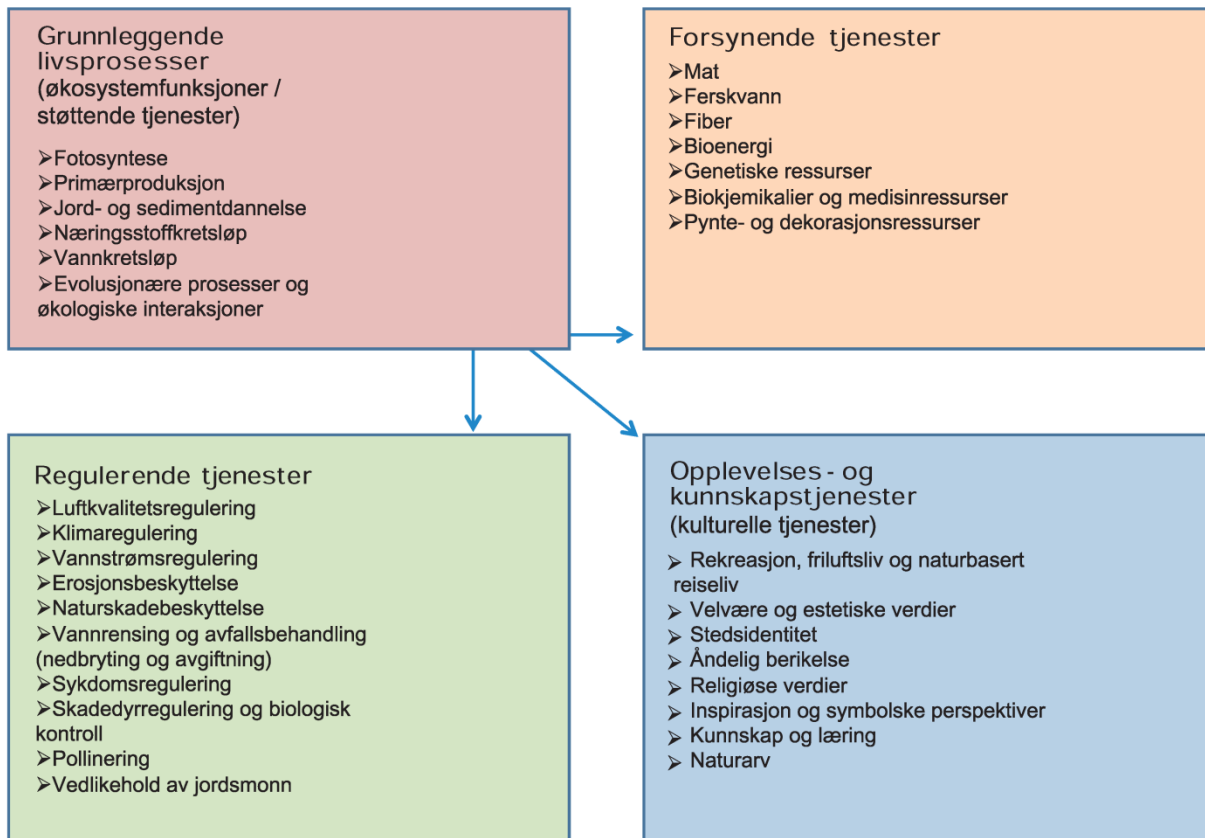
⁴ Eventuelle mindre forekomster (utenfor Kapensis) regnes her til subtropisk høydeklimate.



Figur VI-1: Klimasoner. Modifisert (forenkla) fra Peel mfl. (2007).

VII. Økosystemtjenester

Ved innlegging av artens øvrige effekter (avsnitt 3.2.) skal eventuelle effekter angis som arten har på økosystemtjenester (jf. kap. 3.2). NOU 2013:10, *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester*, følger TEEB (2010) i å definere økosystemtjenester som «økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd. Begrepet omfatter både fysiske goder og ikke-fysiske tjenester vi får fra naturen» (Lier-Hansen mfl. 2013:10). Inndeling av økosystemtjenester er vist i figur VII-1.



Figur VII-1: Inndeling av økosystemtjenester. (Kilde: Lier-Hansen mfl. 2013:134)

VIII. Bestillingsliste over fremmede arter som ønskes risikovurdert

Miljødirektoratet har bestilt en vurdering av de følgende dørstokkartene (jf. avsnitt 2.5.), regionalt fremmede artene (jf. avsnitt 2.6.2.) og taxaene under artsnivået (jf. avsnitt 2.6.4.). Ekspertene oppfordres til å vurdere ytterligere arter som kan ha betydning i de tre nevnte gruppene.

Tabell VIII-1. Bestillingsliste over fremmede arter som ønskes risikovurdert. Artene er sortert først etter type fremmed art/taxon (dørstokkart, regionalt fremmed art, taxon under artsnivået), så etter ekspertgruppe og så etter vitenskapelig navn. Taxa som ikke står på listen, kan likevel vurderes om ekspertene anser det som nyttig.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Ekspertgruppe
Dørstokkart		
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>		alger
<i>Barbatula barbatula</i>	smerling	ferskvannsfisk
<i>Carassius gibelio</i>	damkaruss	ferskvannsfisk
<i>Cobitis taenia</i>	sandsmett	ferskvannsfisk
<i>Culaea inconstans</i>	bekkestingsild	ferskvannsfisk
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	marmorkarpe	ferskvannsfisk
<i>Micropterus dolomieu</i>	småmunnet lakseabbor	ferskvannsfisk
<i>Misgurnus fossilis</i>	dynnsmerling	ferskvannsfisk
<i>Neogobius melanostomus</i>	svartmunnet kutling	ferskvannsfisk
<i>Pelecus cultratus</i>	sabelkarpe	ferskvannsfisk
<i>Rhodeus sericeus</i>	bitterling	ferskvannsfisk
<i>Silurus glanis</i>	malle	ferskvannsfisk
<i>Umbra pygmaea</i>	liten hundefisk	ferskvannsfisk
<i>Vimba vimba</i>	vimme	ferskvannsfisk
<i>Austrominius modestus</i>		marine invertebrater
<i>Carcinus maenas</i>	strandkrabbe	mar. invert. (Svalbard)
<i>Chionoecetes opilio</i>	snøkrabbe	mar. invert. (Svalbard)
<i>Paralithodes camtschaticus</i>	kongekrabbe	mar. invert. (Svalbard)
<i>Scizoporella japonica</i>		mar. invertebrater
<i>Nasua narica</i>	hvitneset nesebjørn	pattedyr
<i>Nasua nasua</i>	søramerikansk nesebjørn	pattedyr
<i>Sciurus spp.</i>	fremmede ekornarter	pattedyr
<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	pukkellaks	saltvannsfisk
<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	BD	sopp
<i>Batrachochytrium salmandrivorans</i>	BSAL	sopp
<i>Pseudogynoscus destructans</i>		sopp

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Ekspertgruppe
Regionalt fremmede arter		
<i>Abramis brama</i>	brasme	ferskvannsfisk
<i>Carassius carassius</i>	karuss	ferskvannsfisk
<i>Coregonus albula</i>	lagesild	ferskvannsfisk
<i>Coregonus lavaretus</i>	sik	ferskvannsfisk
<i>Cottus gobio</i>	hvitfinnet ferskvannsulke	ferskvannsfisk
<i>Esox lucius</i>	gjedde	ferskvannsfisk
<i>Osmerus eperlanus</i>	krøkle	ferskvannsfisk
<i>Perca fluviatilis</i>	abbor	ferskvannsfisk
<i>Phoxinus phoxinus</i>	ørekyt	ferskvannsfisk
<i>Rutilus rutilus</i>	mort	ferskvannsfisk
<i>Salvelinus alpinus</i>	røye	ferskvannsfisk
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	sørv	ferskvannsfisk
<i>Crangon crangon</i>		marine invertebrater
<i>Eurytemora affinis</i>		marine invertebrater
<i>Mysis relicta</i>	pungreke	marine invertebrater
<i>Podon leuckartii</i>		marine invertebrater
<i>Mus musculus</i>	husmus	pattedyr
<i>Rattus norvegicus</i>	rotte	pattedyr
Taxa under artsnivået		
<i>Acer pseudoplatanus</i> «Brilliantissimum»	platanlønn	karplanter
<i>Acer pseudoplatanus</i> «Simon Louis-Freres»	platanlønn	karplanter
<i>Alchemilla mollis</i> «Select»	praktmarikåpe	karplanter
<i>Amelanchier alnifolia</i> «Alvdal»	taggblåhegg	karplanter
<i>Amelanchier spicata</i> «Moelv»	blåhegg	karplanter
<i>Berberis thunbergii</i> «Atropurpurea»	høstberberis	karplanter
<i>Cerastium tomentosum</i> «Silberteppich»	filtrarve	karplanter
<i>Clematis alpina</i> «Violet purple E»	alperanke	karplanter
<i>Clematis sibirica</i> «Baikal»	skogranke	karplanter
<i>Cotoneaster horizontalis</i> «Spredd»	krypmispel	karplanter
<i>Cotoneaster lucidus</i> «Romsdal»	blankmispel	karplanter
<i>Laburnum alpinum</i> «Pendulum»	alpegullregn	karplanter
<i>Larix decidua</i> «Kornik»	europalerk	karplanter
<i>Lonicera involucrata</i> «Kera»	skjermleddved	karplanter
<i>Lonicera involucrata</i> «Lycksele»	skjermleddved	karplanter
<i>Lonicera involucrata</i> «Marit»	skjermleddved	karplanter
<i>Lonicera tatarica</i> «Arnold red»	tatarleddved	karplanter
<i>Phedimus hybridus</i> «Immergrünchen»	sibirbergknapp	karplanter
<i>Phedimus spurius</i> «Fuldaglut»	gravbergknapp	karplanter
<i>Phedimus spurius</i> «Purpurteppich»	gravbergknapp	karplanter
<i>Phedimus spurius</i> «Scorbuser Blut»	gravbergknapp	karplanter
<i>Picea sitchensis</i> «Silverberg»	sitkagran	karplanter
<i>Pinus mugo</i> «Varella»	buskfuru	karplanter
<i>Pinus mugo</i> «Mughus»	buskfuru	karplanter
<i>Pinus mugo</i> «Ophir»	buskfuru	karplanter
<i>Pinus mugo</i> «Pumilio»	buskfuru	karplanter
<i>Robinia pseudoacacia</i> «Twisty baby»	robinia	karplanter

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Ekspertgruppe
<i>Robinia pseudoacacia</i> «Umbraculifera»	robinia	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Agnes»	rynkerose	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Alba»	rynkerose	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Artropurpurea»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Conrad Ferdinand Meyer»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Dawsons hybrid rugosa»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «F.J. Grootendorst»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Flore pleno»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Frau Dagmar Hastrup»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Hansaland»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Johanna»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Magnifica»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Moje Hammarberg»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Ottawa»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Sarah van Fleet»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Schneezwerg»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Signe Relander»	rugosahybrid	karplanter
<i>Rosa rugosa</i> «Superba»	rugosahybrid	karplanter
<i>Solidago</i> sp. «Strahlenkrone»	gullris	karplanter
<i>Swida alba</i> «Aurea»	sibirkornell	karplanter
<i>Swida alba</i> «Elegantissima»	sibirkornell	karplanter
<i>Swida alba</i> «Ivory Halo»	sibirkornell	karplanter
<i>Swida alba</i> «Sibirica»	sibirkornell	karplanter
<i>Swida alba</i> «Sibirica variegata »	sibirkornell	karplanter
<i>Vinca minor</i> «Elise»	gravmyrt	karplanter

IX. Rødlistekriterier

Det åpnes for bruk av rødlistekriteriene for å anslå populasjonens levetid ifølge A-kriteriet (jf. avsnitt 5.1.1.). Den følgende tabellen viser et sammendrag av rødlistekriteriene. For nærmere forklaring av tabellen og rødlistekriteriene henvises til *Veileder til rødlistevurdering for norsk rødliste for arter 2015* (Artsdatabanken 2014), der tabellen er henta fra.

Rødlistekriteriene som antagelig har mest betydning for (relativt nyetablerte) fremmede arter, er kriteriene B (B1 eller B2, spesielt sammen med underkriteriene a og c) og D (D1 eller D2), muligens også C (spesielt underkriteriet C2b).

Merk at «rødliste-tenkninga» må «snus på hodet», fordi det som skal vurderes for fremmede arter er risikoen for at arten *ikke* dør ut. Av den grunn skal bl.a. tidsrom bare angis i år (*ikke i generasjoner*, som rødlistekriteriene A og C1 åpner for). Hvis flere rødlistekriterier kan vurderes, bør man som regel rapportere skåren på kriteriet som resulterer i den *laveste* utdøingsrisikoen. Her bør man imidlertid ta høyde for kunnskap om artens biologi. For noen invertebrater med lav mobilitet vil f.eks. «lokaliteter = 1», kobla med ekstreme fluktuasjoner i individtallet, tilsi at arten skåres som CR ifølge rødlistekriteriet B2(a,c), selv om lokaliteten rommer 1500 individer (som er NT ifølge D1).

Tabell IX-1: Oversikt over kriterier for bruk ved norsk rødlisting av arter. Oversikten er henta fra *Veileder til rødlistevurdering for norsk rødliste for arter 2015* (Artsdatabanken 2014:22 [\[lenke til pdf\]](#)) og forklares nærmere der. Merk tilleggsbetingelser og underkriterier, som må være oppfylt (spesielt under rødlistas B-kriterium)!

	CR	EN	VU	NT
A. Populasjonsreduksjon				
Reduksjon over 10 år eller 3 generasjoner				
A1	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %	≥ 25 %
A2, A3, A4	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %	≥ 15 %
A1. En observert, beregnet, bedømt eller antatt reduksjon i løpet av siste 10 år eller 3 generasjoner, der faktorene som har forårsaket reduksjonen er klart reversible og velkjente og har opphørt.	Basert på noen av følgende:	(a) direkte observasjon		
A2. En observert, beregnet, bedømt eller antatt reduksjon i løpet av siste 10 år eller 3 generasjoner, der reduksjonen eller faktorene som har forårsaket reduksjonen ikke behøver å ha opphørt eller være kjente eller reversible		(b) en egnet bestandsindeks for arten		
A3. En prognosert eller antatt reduksjon i løpet av de kommende 10 år eller 3 generasjoner [(a) kan ikke benyttes for A3]		(c) redusert forekomstareal, utbredelsesområde og/eller redusert habitatkvalitet		
A4. En observert, beregnet, bedømt eller antatt reduksjon over 10 år eller 3 generasjoner der tidsspennet inkluderer både fortid og framtid		(d) faktisk eller potensiell høsting/utnytting av arten		
		(e) negativ påvirkning fra innførte arter, hybridisering, patogener, forurensning, konkurrerende arter eller parasitter		
B. Geografisk utbredelse som utbredelsesområde (B1) og/eller forekomstareal (B2)				
B1. Utbredelsesområde	< 100 km ²	< 5000 km ²	< 20 000 km ²	< 40 000 km ²
B2. Forekomstareal	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2000 km ²	< 4000 km ² eller ≥EN + et underkriterium
Og 2 av følgende 3 underkriterier				
(a) (i) kraftig fragmentering eller (ii) få lokaliteter	=1	≤ 5	≤ 10	≤ 20
(b) pågående nedgang av (i) utbredelsesområde, (ii) forekomstareal, (iii) areal eller kvalitet på artens habitat, (iv) antall lokaliteter eller delpopulasjoner, eller (v) antall reproduserende individ.				
(c) ekstreme fluktuasjoner i (i) utbredelsesområde, (ii) forekomstareal, (iii) antall lokaliteter eller delpopulasjoner, eller (iv) antall reproduserende individ.				
C. Liten populasjon og pågående nedgang				
Antall reproduserende individ	< 250	< 2500	< 10000	< 20000
Og minst et av følgende underkriterier:				
C1. Pågående nedgang	25 % på 3 år eller 1 gener.	20 % på 5 år eller 2 gener.	10 % på 10 år eller 3 gener.	10 % på 10 år eller 3 gener. eller < 10000 ind. og 5% på 10 år eller 3 gener.
C2. Pågående nedgang og (a) og/eller (b)				
(a) (i) Antall reprod. individ i hver delpopulasjon	≤ 50	≤ 250	≤ 1000	≤ 1000
(ii) % av reprod. individ i en delpopulasjon	90-100 %	95-100 %	100 %	100 %
(b) ekstremet fluktuasjoner i ant. reprod. individ	≥10x	≥10x	≥10x	≥10x
D. Svært liten eller arealmessig meget begrenset populasjon				
D1. Antall reproduserende individ	< 50	< 250	250-1000	1000-2000
D2. Begrenset forekomstareal eller antall lokaliteter	Brukes ikke	Brukes ikke	<20 km ² ≤ 5 lokaliteter	20-40 km ² ≤ 10 lokaliteter
E. Kvantitativ analyse				
Indikerer at utdøingsrisiko er minst	50% på 10 år eller 3 gener.	20 % på 20 år eller 5 gener.	10 % på 100 år	5 % på 100 år

X. R-program for estimering av populasjonens levetid

Her følger forklaringer av R-programmet LEVETID. Programmet er skrevet for å estimere en populasjons mediane levetid ut fra populasjonens demografiske parametere. Bruksområdet er klassifisering av fremmede arter, der median levetid inngår som kriterium A på invasjonaksen.

Programmet er skrevet av Hanno Sandvik (Senter for biodiversitetsdynamikk, NTNU). Det foreligger nå i versjon 1.6 (per april 2017).

Disse forklaringene er også tilgjengelig på nettsiden <http://www.evol.no/hanno/11/levetid.htm>. Eventuelle oppdateringer vil bli gjort tilgjengelig der.

Innføring og installasjon

R-scriptet krever ingen forkunnskaper om R, men forutsetter at R er installert på maskinen. Her følger en punkt-for-punkt-beskrivelse av bruken:

- R er et gratis og åpent programmeringsspråk. Det kan lastes ned på <http://www.r-project.org>. Følg installasjonsveiledningen på nettsiden for å installere pakken.
- Etter at R er installert og startet, kan levetids-scriptet lastes på to måter:

- skriv `load(url("http://www.evol.no/hanno/11/levetid.rtx"))` direkte i R-vinduet (dette krever at datamaskinen er online); eller
- bruk nettleseren for å navigere til URL'en <http://www.evol.no/hanno/11/levetid.rtx> og lagre filen til maskinen din; skriv så `load("...")` i R-vinduet, der «...» angir filplasseringen [f.eks. `load("c:/aliens/levetid.rtx")` e.l.; dette krever bare at datamaskinen er online ved den første nedlastingen, etterpå kan scriptet lastes fra sin plassering på maskinen].

- Nå kan scriptet kjøres ved å skrive `levetid(...)`, der «...» representerer parameterne, som forklares i detalj under. Som desimaltegn må man bruke punktum. Eksempel:

```
levetid(N0=200, lambda=1.02, demvar=0.75, milvar=0.1, C=10)
```

Ikke alle parametere trengs å angis (se under for detaljer), f.eks.:

```
levetid(N0=50, lambda=0.96, milvar=0.01)
```

Parameternavnene kan utelates hvis de angis i rekkefølgen `N0/lambda/demvar/milvar/C`:

```
levetid(1000, 1.05, 0.9)
```

er altså identisk med

```
levetid(N0=1000, lambda=1.05, demvar=0.9)
```

Noen flere parametere kan angis hvis ønskelig (`r`, `K`, `nkat`, `pkat`, `theta`, `varK`, `rho`), men det vil det antakeligvis sjelden være behov for.

Merk at programmet ikke er del av noen R-pakke. Det fins derfor ingen R-hjelp for funksjonen.

Parameterne

Funksjonen `levetid` har de følgende parameterne:

N0 Nåværende populasjonsstørrelse (N_0). Tallet danner grunnlaget for estimeringen fremover i tid.

- Definisjon: Antall individer i populasjonen i dag.
- Betydning: Jo større N_0 , desto større forventet levetid (se fig. X-1 a).
- Erfaringsverdier: Ingen. Parameteren må spesifiseres med et tall ≥ 1 .

- lambda** Den multiplikative populasjonsvekstraten fra år til år (λ). Hvis **r** er angitt, kan **lambda** utelates.
- Definisjon: $\lambda = N_{t+1} / N_t$, der t er tid (år).
 - Betydning: Jo større λ , desto større forventa levetid. Parameteren har stor effekt på resultatet (se fig. X-1b).
 - Erfaringsverdier: Ingen. Enten **lambda** eller **r** bør spesifiseres. I motsatt tilfelle blir **lambda** satt til 1 (ingen økning, ingen reduksjon), noe som sjelden vil være tilfellet.
- demvar** Demografisk varians (σ_d^2). Den er et mål på størrelsesordenen av demografisk stokastisitet.
- Definisjon: Demografisk varians er variansen i fitness w (antall overlevende avkom per individ) i populasjonen, dvs. $\sigma_d^2 = \text{Var}(w) = \frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (w_i - \mu)^2$, der μ er populasjonens gjennomsnittlige fitness.
 - Betydning: Jo større σ_d^2 , desto lavere forventa levetid. Ved store populasjonsstørrelser har parameteren liten effekt på resultatet (se fig. X-1c).
 - Erfaringsverdier: Eksakt kunnskap om fremmede arters demografiske varians vil sjelden være tilgjengelig fra Norge. Hvis parameteren utelates, settes den til 0,5. Dette er en realistisk antagelse for en del virveldyr, men kan være sterkt misvisende i andre grupper. Man bør angi en verdi som er et realistisk anslag for taxonet arten tilhører.
- milvar** Miljøvariens (σ_e^2). Den er et mål på størrelsesordenen av miljøstokastisiteten.
- Definisjon: $\sigma_e^2 = \sigma_\lambda^2 - (\sigma_d^2/N)$, der σ_λ^2 er variansen i den multiplikative populasjonsvekstraten.
 - Betydning: Jo større σ_e^2 , desto lavere forventa levetid. Parameteren kan ha stor betydning for resultatet (se fig. X-1d).
 - Erfaringsverdier: Estimering av miljøvariansen forutsetter flere års sammenhengende populasjonsestimater av arten. Dette vil ikke alltid være tilgjengelig for fremmede arter. Hvis parameteren utelates, settes den til 0,05. Dette er en realistisk antagelse for en del virveldyr, men kan være sterkt misvisende i andre grupper. Man bør angi en verdi som er et realistisk anslag for taxonet arten tilhører og miljøet populasjonen forekommer i. Skyldes miljøvariansen overveiende relativt sjeldne «katastrofer» med usedvanlig høy dødelighet, kan man alternativt spesifisere parameterne **pkat** og **nkat** (se under) istedenfor **milvar**.
- C** Terskelen for kvasiutdøing (C). Populasjonsstørrelsen der arten anses som utdødd i Norge. I de fleste tilfeller er det realistisk at denne er større enn null.
- Definisjon: Det største antallet individer som er så liten at reproduksjon ikke vil kunne foregå (f.eks. fordi maker ikke finner hverandre).
 - Betydning: Jo større C , desto lavere forventa levetid. Det er tilstrekkelig å angi størrelsesordenen (se fig. X-1e).
 - Erfaringsverdier: Hvis parameteren utelates, settes den til 10. Den kan tenkes å være både lavere (helt ned til 1 f.eks. i arter med vegetativ formering) og større (f.eks. ved sterke Allee-effekter).
- r** Den intrinsiske populasjonsvekstraten (r). Hvis **lambda** er angitt, ignoreres **r**.
- Definisjon: $r = \ln \lambda$.
 - Betydning: Jo større r , desto større forventa levetid. Parameteren har stor betydning på resultatet (jf. fig. X-1a).
 - Erfaringsverdier: Ingen. Se **lambda**.

- K** Bæreevnen (K).
- Definisjon: Populasjonsstørrelsen der tetthetsreguleringen balanserer vekstraten.
 - Betydning: Effekten av K er avhengig av vekstraten. Ved $\lambda > 1$ ($r > 0$) gjelder: Jo større K , desto større forventet levetid. Hvis K antas å være mye større enn N_0 , har den nøyaktige verdien av K liten effekt på resultatet (se fig. X-1f). Ved $\lambda < 1$ ($r < 0$) gjelder det motsatte: Jo større K , desto lavere forventet levetid.
 - Erfaringsverdier: Eksakt kunnskap om fremmede arters bæreevne i Norge vil sjelden være tilgjengelig. Hvis parameteren utelates, settes den til det hundredobbelte av N_0 . Dette er for de fleste formål en tilstrekkelig tilnærming. Merk også at en negativ populasjonstrend kan skyldes at $K < N_0$, og ikke bare at $\lambda < 1$ ($r < 0$). Funksjonen klarer å håndtere begge tilfeller, men unngå å spesifisere $K < N_0$ og $\lambda < 1$ samtidig (det vil resultere i meningsløse estimater).
- nkat** Antall katastrofer (n_{kat}). Hvis **nkat** og **pkat** er angitt, ignoreres **milvar**.
- Definisjon: Gjennomsnittlig eller forventet antall «katastrofeår» i løpet av et 50-årstidsrom, der et katastrofeår defineres som et år med uvanlig høy dødelighet, som er forårsaket av en felles miljøpåvirkning på hele eller en stor del av populasjonen.
 - Betydning: Jo større n_{kat} , desto lavere forventet levetid.
 - Erfaringsverdier: Ingen. Verdien må være ≥ 1 (én katastrofal hendelse på 50 år) og < 50 (én katastrofal hendelse hvert år). Katastrofale hendelser, dvs. enkelthendelser der en uvanlig høy andel av populasjonen dør gjennom en felles miljøpåvirkning (frost, brann, tørke osv.), er en alternativ måte å angi miljøvarians på. Brukes denne muligheten, antas miljøvariansen å være forårsaket i sin helhet av slike katastrofale hendelser. Merk at populasjonens vekstrate (**lambda** eller **r**) må spesifiseres for et gjennomsnittlig normalår, dvs. uten å ta med katastrofeår.
- pkat** Omfang av katastrofer (p_{kat}). Hvis **pkat** og **nkat** er angitt, ignoreres **milvar**.
- Definisjon: Andelen av populasjonen som dør i et katastrofeår utover vanlig dødelighet.
 - Betydning: Jo større p_{kat} , desto lavere forventet levetid.
 - Erfaringsverdier: Ingen. Verdien må være en brøk større enn 0 (ingen flere individer dør i et katastrofeår enn i et normalår) og mindre enn 1 (samtlige individer dør i et katastrofeår). Se **nkat** for nærmere forklaringer.

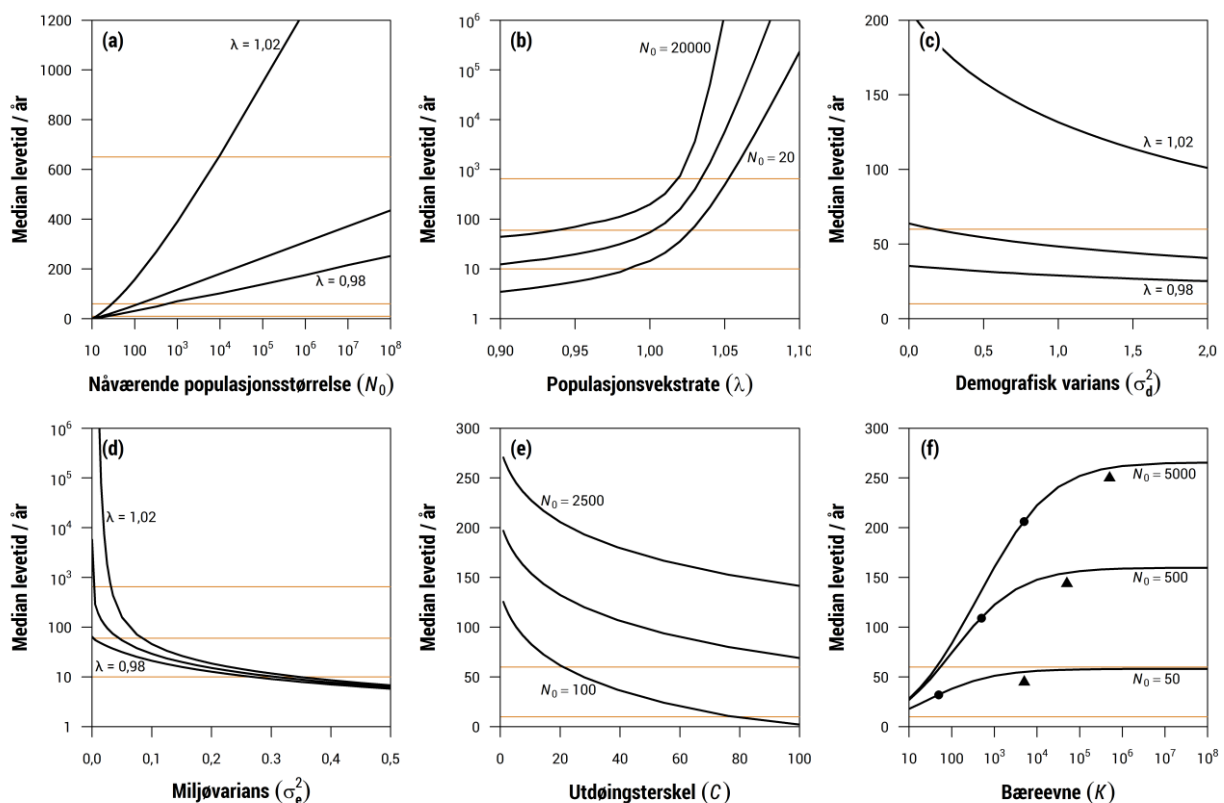
Flere parametre kan angis, men vil sjelden behøves. Hittil er implementert:

- hold.munn** (slår av beskjeder og advarsler hvis den settes lik **TRUE**),
- theta** (verdien for θ brukt i theta-logistiske populasjonsmodeller; standard er **theta=1** og tilsvarer en logistisk populasjonsdynamikk; setter man **theta=0**, vil tetthetsavhengigheten følge Gompertz-kurven),
- varK** (variansen i logaritmen av bæreevnen $\sigma_{\ln K}^2$),
- rho** (miljøkorrelasjonen ρ mellom vekstraten og miljøstøyen),
- spraak** (mulighet for engelskspråklig utmating; tilsvarende eksisterer parameterne **envvar** = **milvar**, **ndis** = **nkat**, **pdis** = **pkat**, **quiet** = **hold.munn** og **language** = **spraak**),
- kontroll** (en liste med kontrollparametre som kan ha de følgende elementene:
 - tol** = tall som angir relativ feiltoleranse under integreringen;
 - sub** = tall som angir maksimalt antall inndelinger under integreringen;
 - kor** = tall som angir vektinga av estimeringsfeilen under integreringen;
 - det** = sannhetsverdi som angir om detaljerte feilmeldinger skal vises;
 - tra** = sannhetsverdi som angir om parameterne transformeres til en situasjon med $N_0 = 10$;
 - def** og **int** er reservert for interne kontrollrutiner).

Utmating (output)

Funksjonens output er et tall, som er populasjonens mediane levetid i år (NB: alle komma eller punktum er desimalkomma, aldri tusenskilletegn). På skjermen kommer dessuten litt mer utfyllende informasjon (med mindre det er spesifisert **hold.munn=TRUE**). Denne informasjonen består av ulike omregninger av resultatet (utdøingssannsynlighet, forventa levetid og median levetid).

Estimeringen kan ta opptil flere minutter (spesielt ved store levetider). Får man uventa resultater (veldig høye eller lave), kan det skyldes konvergensproblemer under estimeringen, spesielt hvis man får helt andre resultater av å variere litt på parameterne. Hvis det er mistanke om estimeringsproblemer eller funksjonen spytter ut feilmeldinger, send parameterverdiene per e-post, og jeg vil prøve å lokalisere feilkilden.



Figur X-1: Følsomhet av estimert levetid for ulike parametere. Oransje linjer markerer terskelverdiene for A-kriteriet.

(a) Median levetid øker med økende populasjonsstørrelse (N_0). Her vist for tre ulike populasjonsvekstrater ($\lambda = 0,98$; $1,00$; $1,02$; andre parametere: $\sigma_d^2 = 0,5$; $\sigma_e^2 = 0,05$; $C = 10$; $K = 100 \cdot N_0$). Merk den logaritmiske x-aksen.

(b) Median levetid øker med økende populasjonsvekstrate (λ). Her vist for tre ulike populasjonsstørrelser ($N_0 = 20$; 100 ; $20\,000$; andre parametere: $\sigma_d^2 = 0,5$; $\sigma_e^2 = 0,05$; $C = 10$; $K = 100 \cdot N_0$). Merk den logaritmiske y-aksen.

(c) Forventa levetid synker med økende demografisk varians (σ_d^2). Her vist for tre ulike vekstrater ($\lambda = 0,98$; $1,00$; $1,02$; andre parametere: $N_0 = 100$; $\sigma_e^2 = 0,05$; $C = 10$; $K = 10\,000$).

(d) Median levetid synker med økende miljøvariens (σ_e^2). Her vist for tre ulike vekstrater ($\lambda = 0,98$; $1,00$; $1,02$; andre parametere: $N_0 = 100$; $\sigma_d^2 = 0,5$; $C = 10$; $K = 10\,000$). Merk den logaritmiske y-aksen.

(e) Median levetid synker med økende utdøingsterskel (C). Her vist for tre ulike populasjonsstørrelser ($N_0 = 100$; 500 ; 2500 ; andre parametere: $\lambda = 1,01$; $\sigma_d^2 = 0,5$; $\sigma_e^2 = 0,05$; $C = 10$; $K = 100 \cdot N_0$).

(f) Median levetid øker med økende bæreevne (K). Her vist for tre ulike populasjonsstørrelser ($N_0 = 50$; 500 ; 5000 ; andre parametere: $\lambda = 1,01$; $\sigma_d^2 = 0,5$; $\sigma_e^2 = 0,05$; $C = 10$). Antas bæreevnen å være minst 100 ganger populasjonsstørrelsen (piler), har den nøyaktige verdien liten betydning. Prikkene markerer situasjoner med $K = N_0$. Merk den logaritmiske x-aksen.

Dokumentasjon og definisjoner

Forventa utdøingstid til en populasjon er den *gjennomsnittlige* estimerte tiden til utdøing, som tar hensyn til demografisk og miljøstokastisitet. Den estimeres etter følgende ligning:

$$T_{\text{ext}} = 2 \int_C^{N_0} s(x) \int_x^{\infty} \frac{1}{s(N)V(N)} dN dx, \quad (1)$$

der

$$s(N) = e^{-2 \int_C^N M(x)/V(x) dx}, \quad (2)$$

$$M(N) = (\lambda - 1)N \left[1 - \left(\frac{N}{K} \right)^6 \right], \quad (3)$$

$$V(N) = \sigma_d^2 N + \sigma_e^2 N^2 + 2\rho\sigma_e\sigma_{\ln K} \frac{\lambda-1}{K} N^3 + \left(e^{\sigma_{\ln K}^2} - 1 \right) \left(\frac{\lambda-1}{K} \right)^2 N^4. \quad (4)$$

For ligningas avledning se Leigh (1981). For ligningas anvendelse se Lande mfl. (2003:38–40).

Skyldes miljøvariansen utelukkende enkeltstående katastrofeår, estimeres vekstraten og miljøvariansen etter følgende ligninger (basert på en 50-års-periode og med $n := n_{\text{kat}}$; $p := p_{\text{kat}}$; $\lambda := \bar{\lambda}_{\text{normalår}}$):

$$\lambda' = \lambda(1-p)^{n/50}, \quad (5)$$

$$\sigma_e^2 = \frac{n}{49} p^2 \lambda^2 \left(1 - \frac{n}{50} \right). \quad (6)$$

Avledninga av ligning 6 (med μ : aritmetisk gjennomsnitt på de årlige vekstratene,

$$\mu = \frac{1}{50} \sum_{i=1}^{50} \lambda_i = \frac{1}{50} \left[(50-n)\lambda + n\lambda(1-p) \right] = \lambda \left[1 - \frac{np}{50} \right]:$$

$$\begin{aligned} \sigma_e^2 &= \frac{1}{49} \sum_{i=1}^{50} (\mu - \lambda_i)^2 \\ &= \frac{1}{49} \left[(50-n)(\mu - \lambda)^2 + n(\mu - \lambda(1-p))^2 \right] \\ &= \frac{1}{49} \left[50(\mu - \lambda)^2 + 2np\lambda(\mu - \lambda) + np^2\lambda^2 \right] \\ &= \frac{1}{49} \left[\frac{1}{50} n^2 p^2 \lambda^2 - \frac{2}{50} n^2 p^2 \lambda^2 + np^2 \lambda^2 \right] \\ &= \frac{n}{49} p^2 \lambda^2 \left(1 - \frac{n}{50} \right). \end{aligned}$$

XI. R-program for estimering av ekspansjonshastighet

Her følger forklaringer av R-programmet EKSPANSJON. Programmet er skrevet for å estimere en populasjons ekspansjonshastighet ut fra data på populasjonens utbredelse i tid og rom. Bruksområdet er klassifisering av fremmede arter, der ekspansjonshastighet inngår som kriterium B på invasjonaksen.

Programmet er skrevet av Hanno Sandvik (Senter for biodiversitetsdynamikk, NTNU). Det foreligger nå i versjon 2.4 (per april 2017).

Disse forklaringene er også tilgjengelig på nettsiden <http://www.evol.no/hanno/16/ekspan.htm>. Eventuelle oppdateringer vil bli gjort tilgjengelig der.

Innføring og installasjon

R-scriptet krever ingen forkunnskaper om R, men forutsetter at R er installert på maskinen. Her følger en punkt-for-punkt-beskrivelse av bruken:

- R er et gratis og åpent programmeringsspråk. Det kan lastes ned på <http://www.r-project.org>. Følg installasjonsveiledninga på nettsida for å installere pakken.
- Etter at R er installert og starta, kan ekspansjons-scriptet lastes på to måter:
 - skriv `load(url("http://www.evol.no/hanno/16/ekspan.rtx"))` direkte i R-vinduet (dette krever at datamaskinen er online);
 - bruk nettleseren for å navigere til URL'en <http://www.evol.no/hanno/16/ekspan.rtx> og lagre filen til maskinen din; skriv så `load("...")` i R-vinduet, der «...» angir filplasseringa [f.eks. `load("c:/aliens/ekspan.rtx")`] e.l.; dette krever bare at datamaskinen er online ved den første nedlastinga, etterpå kan scriptet lastes fra sin plassering på maskinen].
- Nå kan scriptet kjøres ved å skrive `ekspansjon(...)`, der «...» representerer parameterne, som forklares i detalj under.

Merk at programmet ikke er del av noen R-pakke. Det fins derfor ingen R-hjelp for funksjonen.

Programmet krever et datasett som inneholder informasjonen om ekspansjon i tid og rom. Datasettet spesifiseres gjennom parameteren **data**. Programmet kan dermed ropes opp ved å skrive `ekspansjon(data=...)`, der «...» kan være ett av de følgende tre objektene:

- 1) en *tekststreng* som angir filplasseringen til en datafil;
- 2) en *datablokk* (`data.frame`);
- 3) en *matrise*.

De to siste løsningene forutsetter at dataene allerede er lest inn i R på annen måte (og er derfor kanskje beholdt viderekomne R-brukere). Formateringa av datafila (løsning 1) forklares under. Felles for alle tre løsningene er at dataene må være organisert i kolonner, og at kolonnene må ha navn som er spesifisert i de følgende avsnittene.

- Én kolonne må inneholde årstall og ha navnet **t**. Årstall må være angitt som heltall.
- Plasseringa til observasjonene må angis i én til seks kolonner, avhengig av koordinatsystemet som brukes:

Koordinatsystemer

Plasseringa til observasjonene kan angis på seks måter, fordelt på tre ulike koordinatsystemer:

- geografisk lengde og bredde
 - (1) **bg** og **lg** eller
 - (2) **bg** og **bm** og **bs** og **lg** og **lm** og **ls**
- MGRS-koordinater ([Military Grid Reference System](#))
 - (3) **mgrs** eller
 - (4) **zone** og **band** og **id** og **east** og **north** eller
 - (5) **id** og **east** og **north** og **fylke**
- UTM-koordinater ([Universal Transverse Mercator](#))
 - (6) **zone** og **east** og **north**

der variabelnavnene har følgende betydning og formatering:

- bg** Breddegrader – angis som heltall eller desimalbrøk mellom –90 (= 90°S) og +90 (= 90°N).
- bm** Geografisk bredde i minutter – angis som heltall eller desimalbrøk mellom 0 og 60.
- bs** Geografisk bredde i sekunder – angis som heltall eller desimalbrøk mellom 0 og 60.

lg	Lengdegrader – angis som hel- eller desimaltall mellom -180 ($=180^{\circ}\text{V}$) og $+180$ ($=180^{\circ}\text{Ø}$).
lm	Geografisk lengde i minutter – angis som heltall eller desimalbrøk mellom 0 og 60.
ls	Geografisk lengde i sekunder – angis som heltall eller desimalbrøk mellom 0 og 60.
mgrs	MGRS-koordinater – angis som tekststreng.
zone	UTM-sonen – angis som heltall mellom 1 og 60. (Norge vest for 12°Ø ligger f.eks. i sone 32.)
band	MGRS-belte – angis som bokstav mellom «C» og «X». (Norge nord for 64°N ligger f.eks. i belte W, Norge sør for 64°N i belte V.)
id	MGRS-identifikator for en 100 km-rute – angis som to bokstaver mellom «AA» og «ZV».
east	«Easting» (østlig posisjon) – angis som tall, men kan formateres som tekststreng. Betydning og tillate verdier er noe ulik i UTM og MGRS.
north	«Northing» (nordlig posisjon) – angis som tall, men kan formateres som tekststreng. Betydning og tillate verdier er noe ulik i UTM og MGRS.
fylke	Fylke – angis som tekststreng. Kan bare brukes for data fra Norge. (Denne variabelen gjør det mulig å bruke MGRS-koordinater, selv om angivelsen av sonen og beltet mangler i datafila. Strengt tatt er det tilstrekkelig å angi «Finnmark» eller «annet».)

Eksempel

Koordinatene til Tromsø ($69^{\circ}39'5''\text{N}$ $18^{\circ}57'19''\text{Ø}$) kan dermed angis på følgende måter:

- (1) {bg=69.65139; lg=18.95528}
- (2) {bg=69; bm=39; bs=5; lg=18; lm=57; ls=19}
- (3) {mgrs="34WDC2058828390"}
- (4) {zone=34; band="W"; id="DC"; east="20588"; north="28390"}
- (5) {id="DC"; east="20588"; north="28390"; fylke="Troms"}
- (6) {zone=34; east=420588; north=7728390}

NB

- Merk at MGRS-systemet ofte feilaktig refereres til som UTM-system. Men selv om MGRS-systemet bygger på UTM-systemet, angis koordinater på forskjellige måter i de to systemene. Tromsøs *UTM*-koordinater er **34 420588 7728390**. Tromsøs *MGRS*-koordinater er **34WDC2058828390**.
- Hvis koordinatene angis som UTM eller MGRS, må de respektive standardene følges. (Selv om programmet vil oppdage enkelte åpenbare feil, vil ikke alle tenkelige inkonsistenser siles ut.)
- For å skille mellom nordlig og sørlig halvkule, brukes fortegn i UTM-koordinatens «northing» (positivt på nordhalvkula og negativt på sørhalvkula; positivt fortegn kan sløyfes).
- Ledende nuller kan skape problemer for «easting» og «northing» i MGRS-systemet, hvis de faller bort. For å unngå det, bør **east** og **north** lagres som tekststreng heller enn tall.
- Variabelnavnene må være nøyaktig som angitt over.
- Presisjonen av posisjonsbestemmelsen spiller ingen rolle for tolkninga av koordinatene (men muligens for resultatene).
- Observasjonene i datasettet kan bruke ulike koordinatsystemer.
- Hvis flere koordinatsystemer er angitt, ignoreres UTM såfremt MGRS er angitt, og MGRS såfremt bredde- og lengdegrader er angitt.
- Observasjonenes rekkefølge er uten betydning.
- Kolonnenes rekkefølge er uten betydning.
- Ytterligere kolonner ignoreres. (Det kan likevel være en fordel å slette overflødige kolonner før innlesing, nemlig hvis det kan hende at kolonnene inneholder kommaer eller apostrofer.)

Formatering av datafil

Leses dataene inn fra en ekstern fil, gjelder følgende:

- Dataene må være organisert kolonnevis, dvs. fila må bestå av *én kolonne per variabel* (år og f.eks. geografisk bredde og lengde) og *én rad per observasjon*.
- Den første raden må inneholde variabelnavnene (se over for påkrevde variabelnavn).
- Alle radene må ha like mange skilletegn.
- Manglende verdier tolereres. De angis ved utelatelse («»), evt. som mellomrom (« »). (Andre tegn, slik som «?» eller «NA» genererer feilmeldinger.)
- Som skilletegnet mellom kolonnene (dvs. mellom elementene i en rad) må semikolon (;) eller komma (,) brukes. Slike filer kan lages i alle regnearkprogrammer ved å velge «lagre som» («save as») og så angi «semikolondelt» (evt. «kommadelt», «comma delimited») som «filtype». (Betegnelsen kan variere avhengig av programmet og innstillingene. Slike filer har vanligvis endelsen «.CSV» eller «.SDV».)
- Symbolet som brukes som skilletegn, må ikke forekomme i andre sammenhenger. Det samme gjelder apostrof ('). Forekommer slike tegn f.eks. i en tekstkolonne, må tegnene enten erstattes eller kolonnen fjernes før innlesing.
- Parameteren **data** må være en tekststreng som angir datafilas navn og plassering. Filplasseringa angis som en komplett bane i anførselstegn, f.eks.
ekspansjon(data="c:/aliens/data/art12.sdv").
Merk bruk av skråstrek (/) istedenfor omvendt skråstrek (\).
- Som desimalindikator aksepteres punktum (.). Hvis semikolon (;) brukes som kolonne-skilletegn, aksepteres også komma (,) som desimalindikator.
- Mellomrom tolereres mellom (utenfor) cellene og anførselstegn rundt (på begge sider av) cellene.

Eksempel:

```
t;bg;lg
2006;60.00;12,00
2006;60.24;12.76
2007; 61.53; 11.36
2008;62.84;10.92
2010;64.15;12,1
2010;64.84;"12.15"
```

Datasett fra Artskart

Det er mulig å eksportere datasett fra [Artskart](#), som kan brukes til å estimere ekspansjonshastighet. Trinnene er som følger:

- 1) Søk opp den relevante arten i Artskart og gjør de ønska avgrensningene (tidsavgrensning, geografisk utvalg, type data e.l.).
- 2) Gå til fanen «objektinfo».
- 3) Klikk på knappen «eksporter data til Excel» nederst på denne fanen.
- 4) Fyll ut eksport-skjemaet og klikk på knappen «eksporter data som CSV-fil».
- 5) Det trengs bare tre kolonner fra fila som genereres («YearCollected», «Longitude» og «Latitude»). Navnene på disse tre kolonnene må endres: Døp om «YearCollected» til **t**, «Longitude» til **lg** og «Latitude» til **bg**.
- 6) Slett de øvrige kolonnene. (Flere av dem inneholder tekst med komma eller semikolon, noe som kan skape trøbbel under innlesing.)

Og vipps, så kan fila tjene som innmating for EKSPANSJON.

Parameterne

Parameteren **data** er forklart i detalj over. Alle resterende parametre er valgfrie, men **mtall** bør angis, og **lagre** og **p** kan være nyttige. Parameterne angis adskilt med komma, etter mønsteret **ekspansjon(data="filbane/datafil", mtall=10, lagre=TRUE)**. Desimaltall i innmatinga må bruke punktum som desimaltegn. Her følger en kort oversikt over parameterne:

data	Datasett med sted og tid av observasjoner (se detaljerte forklaringer over).
mtall	Mørketallet som gjelder for datasettets siste år, angitt som én eller flere tallverdier. Det er en fordel å angi et kvalifisert anslag på mørketallet, fordi det kan gi mer realistiske estimater. Hvis én tallverdi blir angitt, leter programmet etter det optimale mørketallet rundt dette tallet. Hvis to verdier blir angitt [f.eks. som mtall=c(5, 50)], leter programmet etter det optimale mørketallet mellom disse to tallene. Hvis flere verdier blir angitt [f.eks. som mtall=c(2,3,4,5) eller mtall=2:5], prøver programmet ut eksakt de spesifiserte mørketallene. Standardinnstillinga er mtall=c(1,Inf) , altså alle tall ≥ 1 .
eksakt	Sannhetsverdi som angir om det angitte mørketallet skal betraktes som gitt. Ved eksakt=FALSE leter programmet i et intervall rundt det angitte mørketallet. Ved eksakt=TRUE bruker programmet kun de(t) angitte mørketall(et). Standardinnstillinga er FALSE om mtall er angitt som ett enkelt tall, og TRUE om mtall er to eller flere tall eller om p=2 .
p	Tall eller tallvektor som angir håndtering av oppdagbarhetsrater. Standard er p=1 og innebærer antagelsen at oppdagbarheten ikke endrer seg over tid. Ved p=2 estimeres to oppdagbarhetsrater for hvert sitt tidsintervall, der også selve bruddpunktet estimeres fra dataene. Hvis p angis som vektor med lengde > 100 , tolkes den som en tidsserie med årlige verdier på innsamlingsinnsatsen, som begynner i år 1800. Det som i så fall estimeres, er proporsjonalitetsfaktoren mellom innsamlingsinnsats og oppdagbarhet.
rask	Sannhetsverdi som angir om estimeringa ved p=2 skal være rask (standardinnstilling) eller fullstendig. Hvis det estimerte bruddpunktet ser ut til å bomme totalt, bør rask settes =FALSE . Parameteren ignoreres om p har en annen verdi enn 2.
ny.obs	Sannhetsverdi eller tall som angir om bare nye observasjoner er angitt i datafila. Standard er ny.obs=TRUE og innebærer at forekomster bare er oppført i året de observeres for første gang; forekomstene antas i så fall å ikke forsvinne igjen. Skriv ny.obs=FALSE hvis datasettet fører opp hver forekomst for hvert år av dens eksistens – dette muliggjør modellering av arter som har delpopulasjoner med kort levetid eller av arter som er utsatt for kontroll-/utryddelsestiltak. Ved efemere arter (som ofte forsvinner i løpet av ett år), bør ny.obs settes til -1 (i så fall produseres bare deskriptiv statistikk; noen estimering av forløpet er foreløpig ikke implementert).
mek	[ikke implementert ennå]
form	[ikke implementert ennå]
kart	Sannhetsverdi som angir om et kart over observasjonene skal vises. Standard er kart=TRUE . Skriv kart=FALSE for å slå av visninga.
hold.munn	Sannhetsverdi som slår av beskjeder og advarsler hvis den settes lik TRUE .
lagre	Sannhetsverdi eller tekststreng som angir om dataene skal lagres etter å ha blitt transformert til bredde- og lengdegrader. Dermed slipper man å transformere dataene ved hver kjøring av programmet. Tekststrengen må i så fall angi filnavnet. Standardinnstillinga er lagre=FALSE .
data.ut	Sannhetsverdi eller bokstav som kan endre scriptets funksjonsverdi. Ved data.ut=FALSE , som er standardinnstillinga, er det ekspansjonshastigheten som er scriptets funksjonsverdi. Hvis data.ut=TRUE eller data.ut="A" , blir scriptets funksjonsverdi endra til en matrise med de årlige estimatene på forekomstareal, slik de fremgår av grafen. Matrisens kolonner er aar (som inneholder årstall), prikk (som inneholder

det observerte forekomstareal i et gitt år, dvs. grafens prikker), **blaa** (som inneholder de tilpassa verdiene på kjent forekomstareal i et gitt år, dvs. grafens blå linje) og **roed** (som inneholder de estimerte totale forekomstarealene inkludert mørketall i et gitt år, dvs. grafens røde linje). Ved **data.ut="r"** blir funksjonsverdien en matrise med de samme kolonnene, men med radius istedenfor areal. Arealer blir angitt i km², radiuser i km. Husk at funksjonsverdien må tilordnes til en ny variabel vha. pilsymbolet "<", f.eks. **datapunkt <- ekspansjon(...)**.

gamma Tall mellom 0 og 1 som angir konfidensintervallenes omfang (γ). Standard er **gamma=0.5**, som beregner kvartiler. Med **gamma=0.95** beregnes 95 %-konfidensintervaller.

Flere parametere kan angis, men vil sjelden behøves. Hittil er implementert:

- **R** (jordens radius i kilometer; brukes ved estimering av utbredelsesområdet; standard-innstillinga er den gjennomsnittlige radiusen til [WGS 84](#)-ellipsoiden, dvs. **R=6371**),
- **spraak** (tekststreng som tillater å skifte fra norsk til engelsk utmating; tilsvarende eksisterer parameterne **dark.fig = mtall**, **exact = eksakt**, **quick = rask**, **new.obs = ny.obs**, **mech = mek**, **map = kart**, **quiet = hold.munn**, **save = lagre** og **language = språk**),
- **dist** (tekststreng som angir om optimaliseringa antar en normal- eller binomialfordeling),
- **kontr1** og **kontr2** (lister med kontrollparameterne som styrer optimaliseringa).

Utmating (output)

antagelser (som kan slås av ved hjelp av parameteren **hold.munn**). Funksjonens verdi er et tall, som er populasjonens ekspansjonshastighet i meter per år. Utmatinga som vises direkte på skjermen, består av estimer (forventningsverdi samt nedre og øvre konfidensgrense) for:

- ekspansjonshastighet i meter per år (m/a),
- kjent forekomstareal i km²,
- estimert forekomstareal i km² (kjent forekomstareal ganger mørketall),
- mørketall,
- utbredelsesområdet i km² (ikke korrigert for kyst og grenser),
- startåret for ekspansjonen,
- oppdagbarhetsraten(e).

NB: *Utmatinga bruker ikke tusenskilletegn*. Alle komma eller punktum i tall er altså desimalkomma.

XII. Egenspredning

Noen siste ord om egenspredning (Ritter 1948:19):

Am Abend eine Sonne klar,
am Morgen ein Greis im Silberhaar.
Ein Windhauch bläst sein Leben aus,
entschweben hundert Sterne draus.
Und wo ein Sternlein zur Erden geht,
in goldenen Sonnen es aufersteht.

Heinz Ritter

(Löwenzahn)

Om kvelden som en sol den står,
ved morgengry en olding i sølvhvitt hår.
Ett eneste vindpust er nok: Den dør
og sender ut hundre små stjerneglør.
Der én liten stjerne til jorden går,
som gyllen sol den gjenoppstår.

(Gjendikting ved H. Sandvik)

(Løvetann *Taraxacum* sect. *Ruderalia*)

8. Referanser

- Akçakaya H.R., Ferson S., Burgman M.A., Keith D.A., Mace G.M & Todd C.R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* **14**, 1001–1013. [\[lenke\]](#)
- Akçakaya H.R. & Root, W. 2013. RAMAS Metapop: viability analysis for stage-structured meta-populations, version 6.0. Setauket: Applied Biomathematics. [\[http://www.ramas.com/metapop\]](http://www.ramas.com/metapop)
- Artsdatabanken. 2014. *Veileder til rødlistevurdering for norsk rødliste for arter 2015*, versjon 2.2.3. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Bakker V.J., Doak D.F., Roemer G.W. mfl. 2009. Incorporating ecological drivers and uncertainty into a demographic population viability analysis for the island fox. *Ecological Monographs* **79**, 77–108. [\[doi:10.1890/07-0817.1\]](#)
- Ballastvannforskriften. 2009. Forskrift nr. 992 av 14. juli 2009 om hindring av spredning av fremmede organismer via ballastvann og sedimenter fra skip, sist endra 24. juni 2010. [\[fulltekst\]](#)
- Beissinger S.R. & McCollough D.R. (red.). 2002. *Population viability analysis*. Chicago: University of Chicago Press.
- Blackburn T.M., Lockwood J.L. & Cassey P. 2009. *Avian invasions: the ecology and evolution of exotic birds*. Oxford: Oxford University Press.
- Brandrud T.E. 2015. Sopper (Fungi). I: S. Henriksen & O. Hilmo (red.). *Norsk rødliste for arter 2015*. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Brook W.B., O'Grady J.J., Chapman A.P., Burgman M.A., Akçakaya H.R. & Frankham R. 2000. Predictive accuracy of population viability analysis in conservation biology. *Nature (London)* **404**, 385–387. [\[doi:10.1038/35006050\]](#)
- Bruno J.F., Stachowicz J.J. & Bertness M.D. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution* **3**, 119–125. [\[doi:10.1016/S0169-5347\(02\)00045-9\]](#)
- CBD. 1992. Konvensjon nr. 1 av 5. juni 1992 om biologisk mangfold. [\[fulltekst\]](#)
- CBD. 2014. Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. UNEP/CBD/SBSTTA/18/9/Add.1. [\[pdf\]](#)
- Clark J.S., Lewis M., McLachlan J.S. & HilleRisLambers J. 2003. Estimating population spread: what can we forecast and how well? *Ecology (Washington, D.C.)* **84**, 1979–1988. [\[doi:10.1890/01-0618\]](#)
- Colautti R.I., Grigorovich I.A. & MacIsaac H.J. 2006. Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* **8**, 1023–1037. [\[doi:10.1007/s10530-005-3735-y\]](#)
- Cox G.W. 2004. *Alien species and evolution: the evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species*. Washington: Island Press.
- Dar P.A. & Reshi Z.A. 2014. Components, processes and consequences of biotic homogenization: a review. *Contemporary Problems of Ecology* **7**, 123–136. [\[doi:10.1134/S1995425514020103\]](#)
- Doak D.F., Estes J.A., Halpern B.S. mfl. 2008. Understanding and predicting ecological dynamics: are major surprises inevitable? *Ecology (Washington, D.C.)* **89**, 952–961. [\[doi:10.1890/07-0965.1\]](#)
- Dullinger I., Wessely J., Bossdorf O. mfl. 2017. Climate change will increase the naturalization risk from garden plants in Europe. *Global Ecology and Biogeography* **26**, 43–53. [\[doi:10.1111/geb.12512\]](#)
- EFSA Scientific Committee. I forberedelse. Guidance on uncertainty in EFSA scientific assessment. *European Food Safety Authority Journal*. [\[pdf\]](#)
- Forskrift om fremmede organismer. 2015. Forskrift nr. 716 av 24. juni 2015 om fremmede organismer. [\[fulltekst\]](#)

- Forskrift om utsetting av utenlandske treslag. 2012. Forskrift nr. 460 av 1. juni 2012 om utsetting av utenlandske treslag til skogbruksformål, sist endra 15. mars 2013. [\[fulltekst\]](#)
- Fremstad E., Norderhaug A., Myking T. mfl. 2005. Endringer i norsk flora. *Utredning for Direktoratet for naturforvaltning* (6), 1–21. [\[pdf\]](#)
- Gederaas L., Salvesen I. & Viken Å. (red.). 2007. *Norsk svarteliste 2007 – økologiske risikovurderinger av fremmede arter*. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Gederaas L., Moen T.L., Skjelseth S. & Larsen L.-K. (red.). 2012. *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Ghiselin M.T. 1997. *Metaphysics and the origin of species*. Albany: SUNY Press.
- Granhus A., Hylen G. & Nilsen J.-E.Ø. 2012. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2005–2009. *Ressursoversikt fra Skog og landskap* (3), 1–85. [\[lenke\]](#)
- Halvorsen R., Andersen T., Blom H.H. mfl. 2009. *Naturtyper i Norge*, versjon 1.0. [\[lenke\]](#)
- Halvorsen R., Bryn A., Erikstad L. & Lindgaard A. 2015. *Natur i Norge – NiN*, versjon 2.0.0. [\[lenke\]](#)
- Halvorsen R. mfl. 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, artikkel 3, versjon 2.1.0. [\[pdf\]](#)
- Hanssen-Bauer I., Førland E.J., Haddeland I. mfl. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. *Norwegian Centre for Climate Services Report* (2), 1–203. [\[pdf\]](#)
- Hassel K., Blom H.H., Høitomt T. & Halvorsen R. 2015. Moser (Anthocerotophyta, Marchantiophyta, Bryophyta). I: S. Henriksen & O. Hilmo (red.). *Norsk rødliste for arter 2015*. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Henriksen S. & Hilmo O. (red.). 2015. *Norsk rødliste for arter 2015*. Trondheim: Artsdatabanken. [\[lenke\]](#)
- Hooten M.B. & Wikle C.K. 2008. A hierarchical Bayesian non-linear spatio-temporal model for the spread of invasive species with application to the Eurasian collared-dove. *Environmental and Ecological Statistics* 15, 59–70. [\[doi:10.1007/s10651-007-0040-1\]](#)
- Huang D., Haack R.A. & Zhang R. 2011. Does global warming increase establishment rates of invasive alien species? A centurial time series analysis. *Public Library of Science ONE* 6, e24733. [\[doi:10.1371/journal.pone.0024733\]](#)
- Hull D.L. 1997. The ideal species concept – and why we can't get it. S. 357–380 i: M.F. Claridge, H.A. Dawah & M.R. Wilson (red.). *Species: the units of biodiversity*. London: Chapman & Hall.
- Hulme P.E., Bacher S., Kenis M. mfl. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45, 403–414. [\[doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x\]](#)
- Iacarella J.C., Dick J.T.A., Alexander M.E. & Ricciardi A. 2015. Ecological impacts of invasive alien species along temperature gradients: testing the role of environmental matching. *Ecological Applications* 25, 706–716. [\[doi:10.1890/14-0545.1\]](#)
- IUCN. 2000. *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. Gland: IUCN. [\[pdf\]](#)
- IUCN. 2012. *IUCN Red List categories and criteria*, version 3.1, 2. utg. Gland: IUCN. [\[pdf\]](#)
- IUCN. 2015. *The IUCN Red List of Threatened Species*, version 2015-4. [\[http://www.iucnredlist.org\]](http://www.iucnredlist.org)
- IUCN. 2016. *Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria*, version 12. [\[pdf\]](#)
- Kumschick S., Gaertner M., Vilà M. mfl. 2015. Ecological impacts of alien species: quantification, scope, caveats, and recommendations. *BioScience* 65, 55–63. [\[doi:10.1093/biosci/biu193\]](#)
- Lacy R.C. & Pollak J.P. 2014. Vortex: a stochastic simulation of the extinction process, version 10.0. Brookfield: Chicago Zoological Society. [\[http://www.vortex10.org/Vortex10.aspx\]](http://www.vortex10.org/Vortex10.aspx)
- Lande R., Engen S. & Sæther B.-E. 2003. *Stochastic population dynamics in ecology and conservation*. Oxford: Oxford University Press.
- Laska M.S. & Wootton J.T. 1998. Theoretical concepts and empirical approaches to measuring interaction strength. *Ecology (Washington, D.C.)* 79, 461–476. [\[lenke\]](#)

- Lavergne S. & Molofsky J. 2007. Increased genetic variation and evolutionary potential drive the success of an invasive grass. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**, 3883–3888. [[doi:10.1073/pnas.0607324104](https://doi.org/10.1073/pnas.0607324104)]
- Leigh E.G. Jr. 1981. The average lifetime of a population in a varying environment. *Journal of Theoretical Biology* **90**, 213–239. [[doi:10.1016/0022-5193\(81\)90044-8](https://doi.org/10.1016/0022-5193(81)90044-8)]
- Libralato S., Christensen V. & Pauly D. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling* **195**, 153–171. [[doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.11.029](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.11.029)]
- Lier-Hansen S., Vedeld P., Magnussen K. mfl. 2013. Naturens goder – om verdier av økosystem-tjenester. *Norges offentlige utredninger* (**10**), 1–430. [[lenke](#)]
- Lindgaard A. & Henriksen S. (red.). 2011. *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. Trondheim: Artsdata-banken. [[lenke](#)]
- Lockwood J.L., Cassey P. & Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* **20**, 223–228. [[doi:10.1016/j.tree.2005.02.004](https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004)]
- Lockwood J.L., Hoopes M. & Marchetti M.P. 2013. *Invasion ecology*, 2. utg. Chichester: Wiley-Blackwell.
- Mainka S.A. & Howard G.W. 2010. Climate change and invasive species: double jeopardy. *Integrative Zoology* **5**, 102–111. [[doi:10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x](https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2010.00193.x)]
- Makowski D. & Mittinty M.N. 2010. Comparison of scoring systems for invasive pests using ROC analysis and Monte Carlo simulations. *Risk Analysis* **30**, 906–915. [[doi:10.1111/j.1539-6924.2010.01393.x](https://doi.org/10.1111/j.1539-6924.2010.01393.x)]
- Menges E.S. 2000. Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution* **15**, 51–56. [[doi:10.1016/S0169-5347\(99\)01763-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01763-2)]
- Moen A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon*. Hønefoss: Statens kartverk. [[fulltekst](#)]
- Morris W.F. & Doak D.F. 2002. *Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis*. Sunderland: Sinauer.
- Naturmangfoldloven. 2009. Lov nr. 100 av 19. juni 2009 om forvaltning av naturens mangfold, sist endra 20. juni 2014. [[fulltekst](#)]
- Parker I.M., Simberloff D., Lonsdale W.M. mfl. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* **1**, 3–19. [[doi:10.1023/A:1010034312781](https://doi.org/10.1023/A:1010034312781)]
- Peel M.C., Finlayson B.L., McMahon T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**, 1633–1644. [[doi:10.5194/hess-11-1633-2007](https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007)]
- Pe'er G., Matsinos Y.G., Johst K. mfl. 2013. A protocol for better design, application, and communication of population viability analyses. *Conservation Biology* **27**, 644–656. [[doi:10.1111/cobi.12076](https://doi.org/10.1111/cobi.12076)]
- Popper K.R. 1934. *Logik der Forschung*. Wien: Springer. [Engelsk oversettelse: Popper K.R. 1959. *The logic of scientific discovery*. London: Hutchinson.]
- Popper K.R. 1984. *Auf der Suche nach einer besseren Welt*. München: Piper. [Engelsk oversettelse: Popper K.R. 1992. *In Search of a Better World*. London: Routledge.]
- Popper K.R. 1994. *Alles Leben ist Problemlösen*. München: Piper. [Engelsk oversettelse: Popper K.R. 1999. *All Life is Problem Solving*. London: Routledge.]
- Power M.E., Tilman D., Estes J.A. mfl. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* **46**, 609–620. [[doi:10.2307/1312990](https://doi.org/10.2307/1312990)]
- R Core Team. 2015. *R: a language and environment for statistical computing*. Wien: R Foundation for Statistical Computing. [<https://www.R-project.org/>]
- Ritter H. 1948. *Eins und Alles. Gedichte für Kindheit und Jugend*. Kuppenheim: Elpis.
- Sandvik H. 2001. *Dyrenes evolusjon – en innføring i zoologisk systematikk og dyrenes stamtre*. Trondheim: Tapir.
- Sandvik H. 2012. Metode og kriteriesett. S. 55–61 i: L. Gederas, T.L. Moen, S. Skjelseth & L.-K. Larsen (red.). *Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken. [[lenke](#)]
- Sandvik H., Sæther B.-E., Holmern T., Tufto J., Engen S. & Roy H.E. 2013. Generic ecological impact assessments of alien species in Norway: a semi-quantitative set of criteria. *Biodiversity and Conservation* **22**, 37–62. [[doi:10.1007/s10531-012-0394-z](https://doi.org/10.1007/s10531-012-0394-z)]

- Sandvik H., Reiertsen T.K., Erikstad K.E. mfl. 2014. The decline of Norwegian kittiwake populations: modelling the role of ocean warming. *Climate Research* **60**, 91–102. [[doi:10.3354/cr01227](https://doi.org/10.3354/cr01227)]
- Schultz C.B. & Hammond P.C. 2003. Using population viability analysis to develop recovery criteria for endangered insects: case study of the Fender's blue butterfly. *Conservation Biology* **17**, 1372–1385. [[doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02141.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02141.x)]
- Skarpaas O. & Stabbeorp O.E. 2011. Population viability analysis with species occurrence data from museum collections. *Conservation Biology* **25**, 577–586. [[doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01636.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01636.x)]
- Storaunet K.O. & Rolstad J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. *Oppdragsrapport fra Skog og landskap* (6), 1–42. [[lenke](#)]
- Strand G.-H. & Bloch V.V.H. 2009. Statistical grids for Norway. Documentation of national grids for analysis and visualisation of spatial data in Norway. *Statistics Norway Documents* (9), 1–39. [[lenke](#)]
- Stubben C., Milligan B. & Nantel P. 2016. popbio: construction and analysis of matrix population models, R package version 2.4.3. [<https://cran.R-project.org/package=popbio>]
- Sæther B.-E., Holmern T., Tufto J. & Engen S. 2010. *Forslag til et kvantitativt klassifiseringssystem for risikovurdering av fremmede arter*. Trondheim: NTNU. [[lenke](#)]
- TEEB. 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations* (red. P. Kumar). London: Earthscan. [[lenke](#)]
- Timdal E. 2015. Lav ("Lichenes"). I: S. Henriksen & O. Hilmo (red.). *Norsk rødliste for arter 2015*. Trondheim: Artsdatabanken. [[lenke](#)]
- Tversky A. & Kahnemann D. 1974. Judgment under uncertainty: heuristics and biases. *Science (Washington, D.C.)* **185**, 1124–1131. [[doi:10.1126/science.185.4157.1124](https://doi.org/10.1126/science.185.4157.1124)]
- Valls A., Coll M. & Christensen V. 2015. Keystone species: toward an operational concept for marine biodiversity conservation. *Ecological Monographs* **85**, 29–47. [[doi:10.1890/14-0306.1](https://doi.org/10.1890/14-0306.1)]
- White E.M., Wilson J.C. & Clarke A.R. 2006. Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. *Diversity and Distributions* **12**, 443–455. [[doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00265.x](https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00265.x)]
- Whitney K.D. & Gabler C.A. 2008. Rapid evolution in introduced species, "invasive traits" and recipient communities: challenges for predicting invasive potential. *Diversity and Distributions* **14**, 569–580. [[doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00473.x](https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00473.x)]
- Williamson M. 1996. *Biological invasions*. London: Chapman & Hall.
- Wilson, J. 1999. *Biological individuality: the identity and persistence of living entities*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Zayed A., Constantin S.A. & Packer L. 2007. Successful biological invasion despite a severe genetic load. *Public Library of Science ONE* **2**, e868. [[doi:10.1371/journal.pone.0000868](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000868)]

9. Ordforklaringer

Kursiverte ord i forklaringene har egne oppslag.

Abundans	Antall <i>individer</i> (f.eks. på et sted eller per hendelse).
Allelopati	Produksjon og avsondring av kjemiske substanser gjennom en (her: <i>fremmed</i>) art som hemmer andre (her: <i>stedegne</i>) organismers vekst, <i>reproduksjon</i> eller overlevelse.
Antropogen	Som tilsikta virkning eller utilsikta bieffekt av menneskelig aktivitet.
Antroposentrisk	Med fokus på menneskelige interesser (f.eks. økonomi, helse).
Avgrensning	(Her:) Historiske, geografiske, økologiske og taksonomiske kriterier som avgrenser utvalget av <i>fremmede arter</i> som skal risikovurderes (men uten å berøre definisjonen av fremmede arter).
Bestandsstørrelse	Det totale antallet <i>forplantningsdyktige individer</i> av en art (enten i et spesifisert område eller, om ingenting annet er oppgitt, i Norge). Se avsnitt 2.7.2. Synonym: <i>populasjonsstørrelse</i> .
Bioklima	Helheten av klimatiske faktorer som påvirker arters utbredelse og bestandsdynamikk. Bioklimatiske forhold blir her beskrevet gjennom bioklimatiske soner (langs en temperaturgradient) og bioklimatiske seksjoner (langs en humiditetsgradient). Se tabell 2 for en oversikt og <i>NiN</i> for en utdypende beskrivelse.
Blindpassasjer	Individ som (utilsikta) følger med under transport av mennesker, varer, last, kjøretøy eller fartøy (ikke av planter eller dyr).
Bæreevne (K)	<i>Bestandsstørrelsen</i> der tetthetsreguleringa balanserer <i>populasjonsvekstraten</i> . Se avsnitt 2.7.8.
Delkategori	Tallverdien 1, 2, 3 eller 4 som en fremmed art skårer for hvert av de ni <i>kriteriene</i> . Artens plassering langs risikomatrixens to akser (invasjonsaksen og effektaksen, se figur 6) avgjøres av den høyeste delkategorien på hver akse (og bestemmer i sin tur artens <i>risikokategori</i>).
Delpopulasjon	Grupper (av <i>individer</i>) som er atskilt slik at det er liten demografisk og genetisk utveksling (< 1 suksessfull migrant eller gamet per år).
Demografisk varians	Omfanget av tilfeldig variasjon i <i>individers</i> overlevelse og reproduksjonsevne (demografisk stokastisitet). Se avsnitt 5.1.1.
Distanseeffekt	<i>Økologisk effekt</i> av en <i>produksjonsart</i> som strekker seg utover artens <i>produksjonsareal</i> (selv om arten ikke forlater dette arealet). Se avsnitt 2.6.3.

Dørstokkart	<i>Fremmed art</i> som per i dag ikke er <i>etablert</i> i Norge, men som antas å kunne <i>etablere</i> seg i Norge innen 50 år. Se avsnitt 2.5.
Effekt	Se <i>økologisk effekt</i> .
Egenspredning	Former for <i>ekspansjon</i> (aktiv eller passiv) som ikke involverer menneskelig aktivitet. (Eksempler er vindspredning av frø, vandring av dyr o.l.)
Ekspansjon	Økning i <i>forekomstareal</i> , uansett mekanisme (<i>introduksjon/spredning, antropogen/naturlig, aktiv/passiv</i>). Se avsnitt 5.1.2.
Ekspansjonshastighet	<i>Forekomstareals</i> årlige utvidelse (angitt som radiusøkning, dvs. i meter per år). Se avsnitt 5.1.2.
Etablering	Produksjon av <i>levedyktig avkom</i> utendørs og uten direkte menneskelig hjelp. Se avsnitt 2.4.
FAB	FremmedArtsBasen [https://database.artsdatabanken.no/FAB3]
Fasilitering	Se <i>positiv effekt</i> .
Fast reproduserende	<i>Etablert</i> med en <i>bestandsstørrelse</i> på mer enn 20 <i>reproduserende individer</i> over en sammenhengende tidsperiode på mer enn 10 år.
Forekomst	Rutecelle på 2 km × 2 km som individer av arten lever i og som er vesentlig for disse individenes overlevelse eller <i>reproduksjon</i> . Se avsnitt 2.7.3.
Forekomstareal	4 km ² multiplisert med antall <i>forekomster</i> . Se avsnitt 2.7.4. Engelsk: <i>area of occupancy, AOO</i> .
Forplantningsdyktig individ	<i>Individ</i> som ut fra sin status (alder, størrelse o.l.) er i stand til å <i>reprodusere</i> seksuelt og/eller aseksuelt.
Fortrengning	Reduksjon av en <i>stedegen arts forekomstareal</i> eller <i>utbredelsesområde</i> på minst 1 % gjennom <i>interaksjoner</i> med en <i>fremmed art</i> .
Forurensning	<i>Individ(er)</i> som følger med under transport av levende eller døde organismer eller organisk materiale, enten som parasitt (dvs. den transporterte organismen er <i>vektor</i>) eller som annen «smitte».
Forvilling/rømning	Utsikta <i>introduksjon</i> av en fremmed art ved at den «bryter ut» fra et avgrensa område (fangenskap, oppdrettsanlegg, <i>produksjonsareal</i> , hage, terrarium m.m.) som den bevisst ble transportert til.
Fremmed art	Art, underart eller lavere <i>taxon</i> som opptrer utenfor sitt naturlige <i>utbredelsesområde</i> (tidligere eller nåværende) og spredningspotensial (dvs. utenfor det området den kan <i>spres</i> til uten hjelp av mennesket, aktivt eller passivt), og begrepet omfatter alle livsstadier eller deler av <i>individer</i> som har potensial til å overleve og formere seg. Se avsnitt 2.1.
Generasjonstid	Gjennomsnittsalderen av <i>reproduserende individer</i> (angitt i år). Se avsnitt 2.7.6.

Genet	Gruppe av genetisk identiske <i>individer</i> (<i>rameter</i>) som har blitt forma gjennom ukjønna formering.
Habitat	Sted eller type område hvor en organisme eller en bestand naturlig forekommer (CBD 1992).
Import	Tilsikta innførsel av en art fra utlandet og til «Innendørs-Norge» (f.eks. butikker, privathus, lagerbygninger) eller til artens <i>produksjonsareal</i> . Se avsnitt 3.3.
Indirekte effekt	En <i>effekt</i> som utøves av art A på art B via en tredje (eller flere) art(er), f.eks. ved at A øker <i>abundansen</i> til predatorer eller parasitter på B (tilsynelatende konkurranse) eller ved at A reduserer <i>abundansen</i> til predatorer på predatorer på B (trofisk kaskade).
Individ	En anatomisk, fysiologisk, adferdsmessig og/eller <i>reproduktivt</i> selvstendig organisme. Se avsnitt 2.7.1.
Interaksjon	Gjensidig eller ensidig effekt av en (her: fremmed) art på en annen (her: stedege) art, herunder predasjon, parasittering, konkurranse om plass, konkurranse om mat, <i>allelapati</i> og <i>indirekte effekter</i> . (Nøytrale eller positive interaksjoner blir ikke vurdert.)
Introduksjon	Enhver tilsikta eller utilsikta form for <i>antropogen</i> innførsel til <i>norsk natur</i> . Se avsnitt 2.1.
Introduksjonspress	Det introduserte individtallet, beregna som antall <i>individer</i> per innførsel (<i>abundans</i>) multiplisert med frekvensen av innførsler. Engelsk: <i>propagule pressure</i> .
Introgresjon	Overføring av genetisk materiale mellom arter (f.eks. ved hybridisering og etterfølgende tilbakekrysning med den <i>stedegne</i> foreldrearten). Se avsnitt 5.2.4.
Invaderende art	«Invaderende art» kan ha ulike betydninger (a: art med stort <i>invasjonspotensial</i> ; b: art som har store negative <i>økologiske effekter</i> ; c: <i>fremmed art</i> ; d: a+b; e: a+c; f: b+c; g: a+b+c) og benyttes derfor ikke her. Engelsk: <i>invasive species</i> .
Invasjonspotensial	Evne til å gjennomgå <i>etablering og ekspansjon</i> .
Kategori	Se <i>risikokategori</i> og <i>delkategori</i> .
Kolonisert	Bebodd av arten; inneholdende minst én <i>forekomst</i> av arten.
Konfidensintervall	Tallintervall som med en angitt sannsynlighet (f.eks. 50 %, 95 %) inneholder den sanne verdien av en estimert parameter.
Korridor	Menneskeskapt vann- eller landforbindelse.
Kriterium	Betingelsen som, sammen med et sett av <i>terskelverdier</i> , avgjør <i>delkategorien</i> til en fremmed art. Det fins tre kriterier (A–C) for å bestemme <i>invasjonspotensialet</i> og seks kriterier (D–I) for å bestemme <i>økologisk effekt</i> .

Kvalifisert anslag	En vurdering som er basert på skjønn og personlig fagekspertise, men som er dokumentert og fundert på kriteriesettets <i>terskelverdier</i> . Dokumentasjonen vil i så fall bestå i å underbygge at verdien ligger mellom to bestemte <i>terskelverdier</i> , uten at den trenger å angi noe tallfesta estimat. (Kvalifiserte anslag er således subjektive, men ikke desto mindre testbare.) Se avsnitt 1.4. og appendiks III.
Kvartil	Den minste tallverdien som er større enn eller lik 25 % (nedre kvartil), 50 % (midterste kvartil) eller 75 % (øvre kvartil) av verdiene i en tallmengde eller sannsynlighetsfordeling. Synonymer: 25-persentil; 50-persentil/ <i>median</i> ; 75-persentil.
Kvartilbredde	Tallintervallet mellom nedre og øvre <i>kvartil</i> . Synonym: 50 %-konfidensintervall.
(Kvasi)utdøingsterskel	<i>Bestandsstørrelsen</i> der arten i praksis anses som utdødd. Se avsnitt 5.1.1.
Lambda (λ)	Se <i>populasjonsvekstrate</i> og avsnitt 2.7.7.
Levedyktig avkom	Fertilt avkom som overlever (eller med stor sannsynlighet vil kunne overleve) til <i>forplantningsdyktig</i> alder.
(Populasjonens) levetid	Tid fram til den (modellerte, projiserte eller antatte) utdøinga av bestanden til en art (angitt i år). Se avsnitt 5.1.1. (Ved populasjonens <i>mediane</i> levetid er det f.eks. 50 % sannsynlig at populasjonen har dødd ut.)
Lokal økologisk effekt	En <i>økologisk effekt</i> som berører mindre enn 5 % av den <i>stedegne</i> artens <i>bestandsstørrelse</i> og <i>forekomstareal</i> og <i>utbredelsesområde</i> .
Lokalitet	Et geografisk eller økologisk distinkt område der en enkelt trussel raskt kan påvirke alle <i>individer</i> av en art. (Global oppvarming regnes her ikke som «en enkelt trussel».)
Median	Tallverdien som deler en tallmengde eller sannsynlighetsfordeling i to like store deler. Synonymer: midterste <i>kvartil</i> ; 50-persentil.
Migrant	Regelmessig gjest, dvs. art som regelmessig bruker norske arealer med en populasjon som utgjør mer enn 2 % av artens globale bestand. (Migranter regnes som stedegne, ikke som fremmede arter.)
Miljøvarians	Omfanget av tilfeldig miljøvariasjon som påvirker alle individene i en populasjonen samtidig (miljøstokastisitet). Se avsnitt 5.1.1.
Moderat økologisk effekt	<i>Interaksjon</i> med <i>stedegne</i> arter som resulterer i en nedgang på minst 15 % i <i>bestandsstørrelsen</i> til minst én <i>stedegen</i> <i>delpopulasjon</i> over en tiårsperiode, men som ikke resulterer i at den stedegne arten <i>fortrenges</i> .
Mørketall	Faktor som brukes for å justere et kjent tall/mål opp til det anslått totale tallet/målet (totalt = kjent × mørketall). Se avsnitt 2.9.3.

Naturtype	Ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster (naturmangfoldloven 2009). Se appendiks V. Klassifisering av naturtyper følger <i>NiN</i> ; rødlisting av naturtyper følger Lindgaard og Henriksen (2011).
NiN	<i>Natur i Norge</i> (http://artsdatabanken.no/Pages/3).
Norsk natur	Enhver del av Norge som er utendørs (inkludert <i>sterkt endra natur</i>) samt <i>stedegne arter</i> som forekommer der; for <i>produksjonsarter</i> regnes deres <i>produksjonsareal ikke</i> til norsk natur. Se <i>naturtype</i> og avsnittene 2.3. og 2.6.3.
Nøkkelart	Art som tross liten mengde (målt i biomasse) kan ha en stor effekt på andre arters mengdeforhold, utbredelse eller diversitet (basert på Power mfl. 1996). Eksempel: bever, spett, topp-predator.
60-persentil	Den minste tallverdien som er større enn eller lik 60 % av en tallmengde eller sannsynlighetsfordeling (tilsvarende for andre prosenttall). Se fotnote på side 21.
Populasjonsstørrelse	Se <i>bestandsstørrelse</i> og avsnitt 2.7.2.
Populasjonsvekstrate (λ)	Den (potensielle) gjennomsnittlige årlige økninga i <i>bestandsstørrelsen</i> . Se avsnitt 2.7.7.
Positiv effekt	Effekten av en <i>fremmed art</i> kan kalles positiv hvis den (isolert sett) øker overlevelsen eller fruktbarheten hos en <i>stedegen art</i> (såk. fasilitering) eller hvis den stabiliserer en <i>naturtype</i> . Positive effekter bør beskrives, men skal ikke inngå i risikovurderinga.
Prevalens	Andel av en bestand som er smitta med et bestemt patogen eller en bestemt parasitt.
Produksjonsareal	Det avgrensa arealet av <i>sterkt endra natur</i> som spesifikt er avsatt til produksjon av en konkret <i>produksjonsart</i> . Se avsnitt 2.3.
Produksjonsart	Art som brukes i produksjonsøyemed. Se avsnitt 2.3. og 2.6.3. (Dette inkluderer også husdyr, hageplanter m.m.)
Påvirkning	En arts <i>invasjonspotensial</i> multiplisert med artens stedlige <i>økologiske effekt</i> . Se avsnitt 2.8.
Ramet	Del av en <i>genet</i> som utgjør et anatomisk og <i>reproduksjonsmessig</i> mer eller mindre uavhengig <i>individ</i> .
Regionalt fremmed art	Art som oppfyller definisjonen på en <i>fremmed art</i> og avgrensningene fra avsnitt 2.6, bortsett fra at den også har minst én <i>stedegen</i> bestand i Norge. Arten har dermed både regionalt stedegne (som ligger innenfor artens naturlige <i>utbredelsesområde</i>) og regionalt fremmede delpopulasjoner (som er <i>introdusert</i>). Se avsnitt 2.6.2.

Reproduksjon	Enhver form for kjønna eller ukjønna formering.
Risiko	En hendelses skadevirkning multiplisert med hendelsens sannsynlighet. Se avsnitt 2.9.2.
Risikokategori	Én av de fem kategoriene «ingen kjent risiko» (NK), «lav risiko» (LO), «potensielt høy risiko» (PH), «høy risiko» (HI) og «svært høy risiko» (SE). Risikokategorien til en fremmed art avgjøres gjennom de 16 mulige kombinasjonene av de maksimale <i>delkategoriene</i> langs hver akse av risikomatrisen (figur 6).
Rømning	<i>Se forvilling.</i>
Sekundær introduksjon / sekundær spredning	<i>Egenspredning</i> fra bestander i naboland (eller naboområder) der tilstedeværelsen skyldes tilsikta eller utilsikta menneskelig <i>introduksjon</i> .
Sjelden naturtype	<i>Naturtype</i> som er vurdert til kategori nær trua (NT) ifølge kriterium 2 eller 3 for rødlisting av naturtyper (Lindgaard og Henriksen 2011). (Lista over sjeldne naturtyper er tilgjengelig i FAB.)
Spredning	«Spredning» kan enten betegne all form for forflytning og transport av en art (dette omtales her som <i>ekspansjon</i>) eller bare «naturlige» spredningsformer (dette omtales her som <i>egen-spredning</i>).
Spredningsvei	Transportmåter, -mekanismer, -midler og -ruter som <i>introduksjon</i> og/eller <i>spredning</i> av fremmede arter kan skje på/med/langs. Spredningsveier har blitt inndelt i seks kategorier og en rekke underkategorier (se appendiks IV).
Stedegen art	Art som <i>forekommer</i> i Norge og som har vært <i>fast reproduserende</i> i Norge per 1800, eller som har en fast reproduserende bestand i Norge som ikke har opphav i <i>introduserte individer</i> , eller som er <i>migrant</i> i Norge. (Merk at enkelte arter ifølge definisjonene kan være både <i>fremmede</i> og <i>stedegne</i> !) Se avsnitt 2.2.
Sterkt endra natur	<i>Naturtyper</i> som ifølge <i>NiN</i> er definert ved de lokale miljøvariablene SX eller XY (se tabell V-1 for en fullstendig liste av disse) eller som har et intensivt hevdpreg (Halvorsen mfl. 2016).
Storskala økologisk effekt	En <i>økologisk effekt</i> som berører minst 5 % av den <i>stedegne</i> artens <i>bestandsstørrelse</i> eller <i>forekomstareal</i> eller <i>utbredelsesområde</i> .
Svak økologisk effekt	<i>Interaksjon</i> med <i>stedegne</i> arter som ikke vil ha <i>moderate</i> negative konsekvenser på bestandsnivået til de berørte <i>stedegne</i> artene.
Taxon (takson)	Art, gruppe av beslekta arter eller delgruppe av en art. Her: mest brukt om taksonomiske enheter under artsnivået (underarter, varieteter, kultivarer, hybrider osv.).
Terskelverdi	Tallverdier eller beskrivelser av <i>effekter</i> som skiller mellom ulike <i>delkategorier</i> for et gitt <i>kriterium</i> .

Tilstandsendring	Endring i en <i>naturtypes</i> lokale miljøvariasjon, tilstand, arts-sammensetning eller romlige struktur. Se s. 75.
Tradisjonell produksjonsart	<i>Produksjonsart</i> som har vært i utstrakt bruk i Norge per 1700. (Slike arter er unntatt fra risikovurderinga.)
Trua art	Art (ev. underart) som er vurdert til én av kategoriene kritisk trua (CR), sterkt trua (EN) eller sårbar (VU) ifølge <i>Norsk rødliste for arter 2015</i> (Henriksen og Hilmo 2015).
Trua naturtype	<i>Naturtype</i> som er vurdert til én av kategoriene kritisk trua (CR), sterkt trua (EN) eller sårbar (VU) ifølge <i>Norsk rødliste for naturtyper 2011</i> (Lindgaard og Henriksen 2011). (Lista over trua naturtyper er tilgjengelig i FAB).
Tydelig effekt	<i>Tilstandsendring</i> i en <i>naturtype</i> som er på mer enn en tredjedel av de definerte trinnene for minst én variabel i <i>NiNs</i> beskrivelses-system. Se tabell V-2.
Utbredelsesområde	Arealet til den minste konvekse polygonen som kan konstrueres rundt alle artens <i>forekomster</i> . Se avsnitt 2.7.5. Engelsk: <i>extent of occurrence, EOO</i> .
Utdøingsterskel	Se <i>kvasiutdøingsterskel</i> .
Vagrant	Tilfeldig gjest, dvs. art som sjelden besøker Norge eller som bruker norske arealer med en populasjon som utgjør mindre enn 2 % av artens globale bestand. (Vagranter regnes verken som stedegne eller som fremmede.)
Varians (σ^2)	Mål på omfanget av variasjonen rundt gjennomsnittet av en tallmengde eller sannsynlighetsfordeling; kvadratet av standardavviket (σ).
Vektor	(Her brukt i parasittologisk betydning:) organisme som overfører en parasitt eller sykdom til nye organismer eller områder. (Tidligere ble «vektor» også brukt for å referere til <i>spredningsvei</i> .)
Økologisk effekt	Konsekvenser som en arts tilstedeværelse har for det biotiske og abiotiske naturmiljøet, herunder negative <i>interaksjoner</i> med <i>stedegne</i> arter (konkurranse, predasjon, parasittisme m.m.), genetisk forurensning av stedegne arter (<i>introgresjon</i>) og <i>tilstandsendringer</i> i <i>naturtyper</i> .
Økosystem	Et dynamisk kompleks av planter, dyr, mikroorganismer og det ikke-levende miljøet rundt dem, som gjennom et samspill utgjør en funksjonell enhet. (CBD 1992)
Økosystemtjenester	<i>Økosystemenes</i> direkte og indirekte bidrag til menneskelig velferd. Se appendiks VII.
Øvrige arter	<i>Stedegne arter</i> som verken er <i>trua</i> eller <i>nøkkelarter</i> .
Øvrige naturtyper	<i>Naturtyper</i> som verken er <i>trua</i> eller <i>sjeldne</i> eller <i>sterkt endra</i> .

Utgiver:

Artsdatabanken

7491 Trondheim

<http://www.artsdatabanken.no>

postmottak@artsdatabanken.no

ISBN:

978-82-92838-45-7