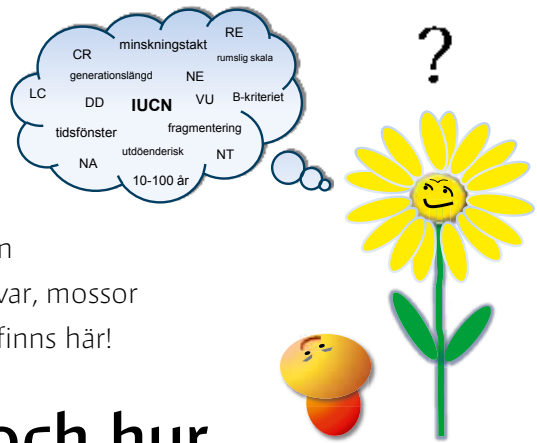


Rödlistan är ett viktigt redskap inom naturvården för att kunna prioritera åtgärder och bedöma exploateringsärenden. Men vad är rödlistan egentligen och vad krävs för att kärlväxter, alger, lavar, mossor eller svampar ska bli rödlistade? Svaren finns här!



Vad är rödlistan och hur bedöms växter och svampar?

SEBASTIAN SUNDBERG

Den 28 april 2015 publicerade ArtDatabanken en ny svensk rödlista (ArtDatabanken 2015) enligt Internationella naturvårdsunionens kategorier och kriterier (IUCN 2012).

ArtDatabanken har publicerat en ny, samlad rödlista vart femte år sedan år 2000. Innan dess publicerades rödlistor för olika artgrupper med ojämna tidsintervall. Embryot till den första – för ryggradsdjur – kom för fyrtio år sedan, och gavs ut officiellt två år senare (Ahlén 1975, 1977).

Den första listan över växter och svampar kom 1984 i form av boken *Floravård i skogsbruket* (Ingelög m.fl. 1984). Strax därefter publicerades preliminära listor över alla naturtyper för kärlväxter, lavar och mossor (Floravårdskommittéer 1985, 1987, 1988). Den första officiella rödlistan för växter och svampar kom 1991 (Databanken för hotade arter och Naturvårdsverket 1991).

Rödlistor kan tas fram på olika rumsliga skalor, den rödlista som ArtDatabanken tar fram gäller nationellt för Sverige.

Rödlistan ska inte blandas ihop med Världsnaturfondens ”rött ljus” för olika fiskarter, som är en rådgivande konsumentupplösning över om man bör köpa fisk fångad i ett visst område eller inte.

En bedömning av utdöenderisker

Rödlistan är en bedömning över arters risk att dö ut och kan ses som en barometer på arternas tillstånd i Sverige. På rödlistan finns arter som har en osäker framtid, antingen för att deras populationer minskar eller för att de är mycket små. Rödlistan är ett viktigt hjälpmedel för att kunna göra naturvårdsprioriteringar men den har, med något undantag, ingen juridisk status.

Endast arter som har invandrat spontant, utan människans hjälp, eller sådana som har införts aktivt eller passivt med människans hjälp och blivit bofasta före år 1800, kommer ifråga för bedömning för rödlistan.

Fokus vid bedömningarna ligger på artnivå. Där det är naturvårdsmässigt motiverat kan även underarter och varieteter bedömas. Detta görs enbart för kärlväxterna, där en bedömning också har genomförts för småarter bland daggkäpor, maskrosor och björnbär. Nytt för 2015 är att även fyra sektioner av hökfibblor *Hieracium* har bedömts.

Tolkningen av vad som är en art respektive en underart eller varietet förändras ständigt i takt med att ny taxonomisk kunskap växer fram. Som exempel kan nämnas att tre av de underarter som rödlistades 2010 (Gärdenfors 2010) idag anses vara separata arter.

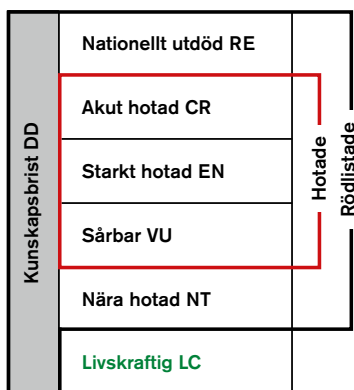
En del uppfattar rödlistan som en lista över sällsynta arter vilka av olika skäl är hotade. Detta stämmer bara delvis. Många av arterna är ännu relativt vanliga, men blir rödlistade på grund av att de har minskat, håller på att minska eller bedöms komma att minska kraftigt i framtiden.

Rödlistan är inte en lista över naturvårdsprioriteringar men den kan användas för detta ändamål om man tar hänsyn till dess begränsningar och vad den egentligen handlar om – att bedöma utdöenderisker.

Sex huvudnivåer i rödlistan

IUCN har definierat sex kategorier för arter som benämns rödlistade (figur 1; IUCN 2012, Gärdenfors 2014). Tre kategorier omfattar det som kallas hotade arter: *Akut hotad* (CR), *Starkt hotad* (EN) och *Sårbar* (VU). Därtill finns kategorierna *Nationellt utdöd* (RE) och *Nära hotad* (NT).

Den sjätte kategorin, *Kunskapsbrist* (DD), används för arter som vi har så bristfälliga kunskaper om att den ”sanna” kategorin skulle kunna vara allt från Livskraftig till Akut hotad. Många marina evertebrater



FIGUR 1. Den svenska rödlistans kategorier, enligt IUCN, med de internationella förkortningarna (RE: Regionally Extinct, CR: Critically Endangered, EN: Endangered, VU: Vulnerable, NT: Near Threatened, LC: Least Concern, DD: Data Deficient).

The Swedish red-list categories according to IUCN.

men även en del kryptogamer kategoriseras som DD. Antalet kärlväxter i denna kategori är få.

Arter som har livskraftiga populationer hamnar i kategorin *Livskraftig* (LC) och därmed utanför rödlistan. De arter som inte har bedömts, ofta till följd av för lite kunskap, hamnar i en kategori som benämns *Ej bedömd* (NE).

Arter med oklar taxonomi, låg taxonomisk rang (t.ex. varietet och form), sådana som har etablerats i Sverige med människans hjälp efter år 1800, eller spontant invandrade arter efter år 1800 som inte har varit bofasta i tillräckligt många år eller generationer, hamnar i kategorin *Ej tillämplig* (NA).

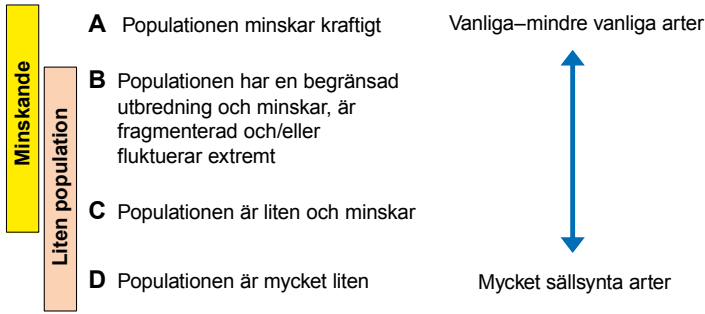
Fem huvudkriterier

En art kan bedömas enligt fem likvärdiga kriterier, A–E (figur 2, tabell 1). Det eller de kriterier som leder till den högsta rödlistekategorin är utslagsgivande. Syftet med dessa fem kriterier är att möjliggöra bedömningar av artgrupper och arter med helt olika livsform, ekologi och livslängd.

Kriterierna A, B och C är tillämpbara på arter som minskar och kriterierna B, C och D på arter som är mer eller mindre sällsynta (figur 2, tabell 1). E-kriteriet möjliggör en modellering av utdöenderisken om det finns bra dataunderlag. Ingen växt eller svamp har ännu rödlistats enligt E-kriteriet i Sverige.

Arter med en dokumenterad eller bedömd minskning om minst 15 % inom artens bedömningsfönster (tre generationer eller tio år, vilket som är längst, dock maximalt hundra år) blir rödlistade enligt A-kriteriet. A-kriteriet kan därför omfatta fortfarande vanliga arter, exempelvis ask *Fraxinus excelsior*, backtimjan *Thymus serpyllum* och garnlav *Alectoria sarmentosa*.

Arter som är mycket sällsynta (har mycket litet utbredningsområde, liten förekomstare eller mycket få individer) och därmed hotas av enskilda eller slumpartade händelser blir rödlistade enligt D-kriteriet.



FIGUR 2. Rödlistan är en sammanställning av arter som har en osäker framtid. Det kan bero på att de har minskande populationer och/eller är mycket ovanliga.

The Red List is a compilation of species with an uncertain future, because of decreasing or small populations.

Så här görs bedömningarna

Bedömningarna görs med hjälp av all tillgänglig kunskap om en arts populationsstorlek, utbredning, ekologi och populationsstatus (om en art är stabil, minskar eller ökar och i så fall med hur mycket).

Hos de allra flesta arter av alger, lavar, mossor och svampar används dock indirekta mått, som utvecklingen av den lämpliga miljön för olika arter, exempelvis mängden av en viss typ av död ved eller hur arealen naturbetesmark förändras.

Dessa bedömningar sker med hjälp av bland annat fynduppgifter i Artportalen, forskningsrapporter, miljöstatistik som går att koppla till arternas habitat, fälterfarenheter, floraväkteri och åtgärdsprogram.

Vi har ibland bättre kunskap om status och trender för riktigt sällsynta växter, som sedan 1970-talet övervakas genom Floraväktarna, än för vanligare arter.

ArtDatabankens artansvariga har för bedömningarna till sin hjälp ett hundratal experter (amatörer, forskare, musei- och myndighetspersonal, konsulter) samlade i 14 expertkommittéer. För växterna i traditionell mening finns en expertkommitté för kärlväxter, en för alger, en för lavar, en för mossor och en för svampar. Dessa har under ungefär två år innan rödlistan publiceras arbetat med att samla in information och göra bedömningar.

Vid sammanställning och bedömning används ett konsekvent arbetssätt som även kan hantera komplexa situationer.

Bedömningarna kan följas i kriteriedokumentationen för varje rödlistad art på ArtDatabankens hemsida (<http://artfakta.artdatabanken.se>).

Viktiga begrepp vid rödlistning

Ett centralt begrepp vid rödlistning är antalet reproduktiva individer (sexuella och asexuella). Det är antalet reproduktiva individer som utgör populationens storlek vid bedömningen. Andra begrepp som är viktiga är utbredningsområdets och förekomstareans storlek (se fotnot i tabell 1).

GENERATIONSLÄNGD

Generationslängden är inte åldern när en art börjar reproducera sig, dess medellivslängd eller hur gammal den kan bli, utan medelåldern för föräldrarna till avkomman (figur 3), vilken ska spegla omsättnings-hastigheten hos en population.

Generationslängden är avgörande för vilket tidsfönster (hur många år) som en eventuell minskning beräknas över vid bedömning enligt A- och C-kriterierna. Den främsta anledningen till att generationslängden måste bedömas är att faktorer som leder till att populationsstorleken minskar med en viss årlig andel (exempelvis till följd av jakt eller skogsbruk) drabbar långlivade organismer hårdare eftersom varje individ utsätts för risken att dö under längre tid (Gärdenfors 2014).

Även faktorer som slår mot reproduktionen men inte mot överlevnaden hos de

TABELL 1. Förenklad översikt över de olika rödlistningskriterierna som gäller för att en art ska rödlistas, och i vilken rödlistningskategori. Om en art uppfyller minst ett av kriterierna A–E blir den rödlistad.
Simplified overview of IUCN's red-list criteria and categories.

Kriterium	Rödlistekategori			
	CR	EN	VU	NT
A. Populationsminskning under 10 år eller tre generationer ¹ (det som är längst)	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %	≥ 15 %
B. Utbredningsområde ² eller förekomstarea ³ , samt minst 2 av följande underkriterier (a–c)	< 100 km ² < 10 km ²	< 5 000 km ² < 500 km ²	< 20 000 km ² < 2 000 km ²	< 40 000 km ² < 4 000 km ²
a. Kraftig fragmentering eller mycket få lokalområden ⁴	= 1	< 5	< 10	< 20
b. Fortgående minskning				
c. Extrema fluktuationer				
C. Populationsstorlek (antal reproduktiva individer), samt fortgående minskning	< 250	< 5 000	< 10 000	< 20 000
D. Populationsstorlek (antal reproduktiva individer) eller mycket begränsad förekomstarea	< 50 –	< 250 –	< 1000 < 20 km ²	< 2000 < 40 km ²
E. Kvantitativ analys av utdöenderisk	≥ 50 % på 10 år eller 3 generationer	≥ 20 % på 20 år eller 5 generationer	≥ 10 % på 100 år	≥ 5 % på 100 år

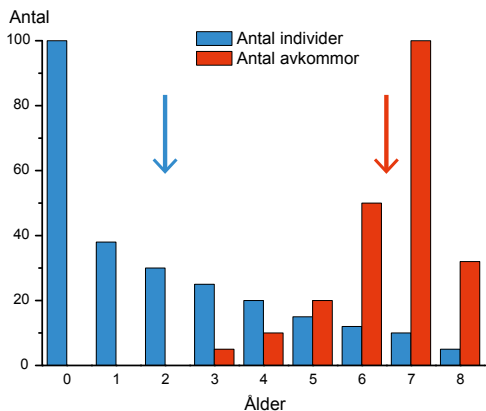
1. Generation: genomsnittsåldern hos föräldrarna till avkomman/nästa generation (se figur 3). 2. Utbredningsområde: beräknas genom att kortast möjliga linje dras runt samtliga förekomster och den inneslutna arean mäts. 3. Förekomstarea: summan i km² av antal 2 × 2 km-rutor där arten förekommer. 4. Lokalområde: ett avgränsat område inom vilket en enskild händelse snabbt skulle påverka samtliga individer. För fullständiga kriterier och definitioner se Gärdenfors (2014).

vuxna individerna innebär att en bedömning över längre tid är motiverad eftersom populationsminskningen blir fördröjd (motsvarande en utdöendeskuld) och uppmärksammas kanske inte förrän efter flera år. Detta är särskilt tydligt hos arter med så kallade restpopulationer som kan stå kvar under många år utan att reproducera sig, exempelvis hos långlivade, klonbildande växter och svampar (Eriksson 1996, Johansson m.fl. 2011).

Tidsfönstret för bedömningen enligt rödlistans A-kriterium är tio år eller tre generationer (det som är längst) men maximalt hundra år. Tidfönstret kan tillämpas på 1) närmast förfluten tid innan bedömningen (för till exempel en art som bedöms i ett

trettiårsfönster så har perioden 1984–2013 använts), 2) förfluten tid och framtid (i samma exempel skulle perioden 1999–2028 kunna användas) eller 3) endast framtid (2014–2043). Bedömningarna görs vanligen enligt alternativ 1, ibland enligt 2 (om hotet har gällt och förutspås fortsätta) men mer sällan enligt 3, då det lätt blir spekulativt.

I A-kriteriet får generationslängden ett stort genomslag: en art med kort generationstid (bedöms i ett tioårsfönster) klassas som Livskraftig om den minskar med 1,6 % per år (blir <15 % på tio år med en exponentiell minskning), medan en art med lång generationstid och hundra års tidsfönster skulle klassas som Akut hotad (80 % på hundra år).



FIGUR 3. Fiktivt exempel för att illustrera skillnaden mellan medellivslängd (blå pil) och generationslängd (röd pil), för en art där dödligheten är hög hos unga individer samtidigt som reproduktionen inleds först efter några år. Pilarna visar medelvärdet för respektive variabel.

Generationslängden (röd pil) är den som används inom rödlistningen för att avgöra bedömningsfönstrets längd, som ska vara minst tio och högst hundra år.

An imaginary example to illustrate the difference between average life expectancy (blue arrow) and generation time (red), where the latter is key for estimating population decline.

Generationslängden är mer välkänd och betydligt lättare att definiera hos ryggradsdjur än hos växter och svampar, som ofta är klonbildande. Hos dessa bedöms generationslängden ofta schablonmässigt utifrån den samlade erfarenheten och forskningen om artgruppen i allmänhet, med undantag för ett- och tvååriga växter samt mycket långlivade träd (se t.ex. Wheeler m.fl. 1998, Ehrlén & Lehtilä 2002, Hallingbäck 2007, Dahlberg & Mueller 2011).

MINSKNINGSTAKT

För många ryggradsdjur, särskilt fåglar, finns en väl fungerande årlig uppföljning och presentation som ger ett starkt statistiskt underlag för att bedöma trender på både kort och lång sikt (Green & Lindström 2014). Hos andra artgrupper använder vi andra underlag för att kunna göra bedömningar.

Hos alger, lavar, mossor och svampar används i regel en kombination av kunskap om arternas ekologi och förekomst i olika habitat tillsammans med utvecklingen av dessa habitat över tid. För kärlväxternas del finns dessutom floravakteriet som kan ge visst underlag för sällsynta arter.

Det viktigaste underlaget för kvantitativa bedömningar av trender för kärlväxternas del har annars varit de upprepade och jämförbara landskapsflorainventeringar som har genomförts i tre landskap i södra Sverige:

Skåne, Uppland och Bohuslän (se Tyler & Olsson 1997, Maad m.fl. 2009, Blomgren m.fl. 2011).

Dessa data, i kombination med erfarenheter från andra landskapsflorainventeringar, ger oss direkt en skattning av hur arters utbredning och frekvens har förändrats under en period av 40–65 år.

Skattningarna kräver dock en del bearbetningar för att bli användbara i rödlistningssammanhang, då en minskning av antalet rutor under ett visst tidsintervall inte motsvarar en direkt överförbar minskning av antalet lokaler eller populationsstorlek under ett givet bedömningsfönster (se box 1 samt figurerna 4 och 5.)

Dessutom kan man behöva korrigera för olika inventeringsinsatser vid äldre och nyare inventeringar (se box 2 och figur 6), samt uppskatta populationsförändringarna med mer realistiska modeller (se figur 7).

POPULATIONSTORLEK OCH UTBREDNINGSSOMRÅDE

Populationsstorleken vid rödlistningsbedömningar ska skattas som antalet reproduktiva individer, alltså blommande eller med sporkapslar eller fruktkroppar. Hos klonbildande arter är detta svårt och i realiteten ogörligt.

Principen är dock enkel. Den genetiska individen (genotyp eller genet) hos såväl väx-

ter som svampar kan ofta ge upphov till flera genetiskt identiska, men fysiskt åtskilda och var för sig reproducerande enheter (rameter). Antalet reproduktiva individer motsvaras därför av antalet rameter hos klonbildande arter.

I praktiken bedöms antalet individer ofta som antal stammar, blomställningar eller kvadratmeter. Hos mossor, lavar och svampar är ofta måttenheten antal bebodda träd eller stammar (t.ex. Dahlberg & Mueller 2011) och hos marklevande svampar antal mycel.

Tack vare Floraväktarna och de olika landskapsfloraprojekten, i kombination med att mycket data har samlats och gjorts lätt sökbara i Artportalen, har vi idag en relativt god uppfattning om kärllväxternas utbredning och numerär. För alger, mossor, lavar och svampar är situationen inte riktigt lika god eftersom färre intresserar sig för dessa artrika grupper. Kunskapen om arternas ekologi ökar dock stadigt och kan översättas till potentiella habitat.

MÖRKERTAL

Oftast har vi inte all den kunskap som behövs. Vi tar då hänsyn till mörkertal av populationsstorlek, förekomstarea, antal lokalområden och utbredningsområdets storlek (tabell 1). Mörkertalet är en bedömning av det som vi inte känner till, för att göra rödlistebedömningen mer realistisk. Det är svårt, men betydligt bättre än att anta att artens förekomst bara utgörs av de kända förekomsterna.

Skattningen baseras på hur iögonfallande, väl känd och uppmärksamman en art är tillsammans med vilka miljöer den förekommer i, hur frekvent den är där, hur väl undersökta dessa miljöer är samt hur mycket det finns av dessa miljöer i Sverige. När en art blir rödlistad får den ofta ökad uppmärksamhet vilket leder till förbättrad kunskap och fler fynd, med ett lägre mörkertal som följd.

FRAGMENTERING

Kraftig fragmentering är en av de fyra avgörande faktorerna i B-kriteriet (tabell 1). En arts population anses vara fragmenterad om det inte bedöms finnas något genetiskt utbyte mellan delpopulationerna (via pollen, sporer eller frön) under en generation och om arten inte kan återkolonisera förlorad mark eller ersätta förlorade delpopulationer med nya.

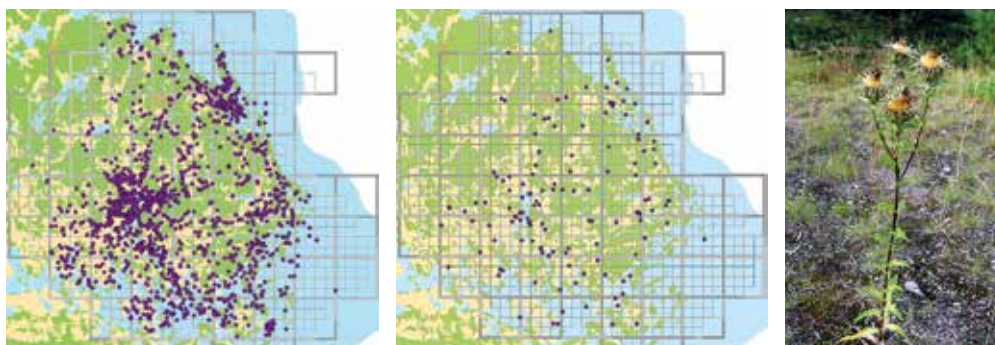
Många fröväxters populationer (kanske undantaget arter med mycket små frön som orkidéer och pyrolor; Johansson m.fl. 2014), men även en hel del alger, svampar och lavar, bedöms som kraftigt fragmenterade då frön och fragment (och även vissa sporer) huvudsakligen sprids korta sträckor, sällan mer än ett fåtal kilometer, och endast undantagsvis över större avstånd.

Den vanligaste anledningen till att arter bedöms vara kraftigt fragmenterade är att de miljöer som är gynnsamma för arten är fragmenterade varför spridning mellan lokalerna sällan sker. Även arter som växer i miljöer som minskar och som i sig blir mer och mer fragmenterade löper därmed större risk att bli isolerade.

Sporspridda kryptogamer har ofta förmågan att sprida sig över större avstånd (Edman m.fl. 2004, Sundberg 2013, Lönnell 2014, Gjerde m.fl. 2015). Populationer av dessa arter bedöms därför vanligen vara fragmenterade först om större delpopulationer är åtskilda med några hundratal kilometer (Hallingbäck 2007).

Regionala aspekter

Den svenska rödlistan är nationell, vilket innebär att arternas status i hela landet beaktas. Det finns dock flera exempel på kärllväxter som minskar kraftigt i södra Sverige men som är talrika och stabila i norr, särskilt bland arter som går upp på fjället, som exempelvis kattfot *Antennaria dioica*, sumparv *Stellaria crassifolia*, brudsporre *Gymnadenia conopsea* och kärrspira *Pedicularis palustris*.

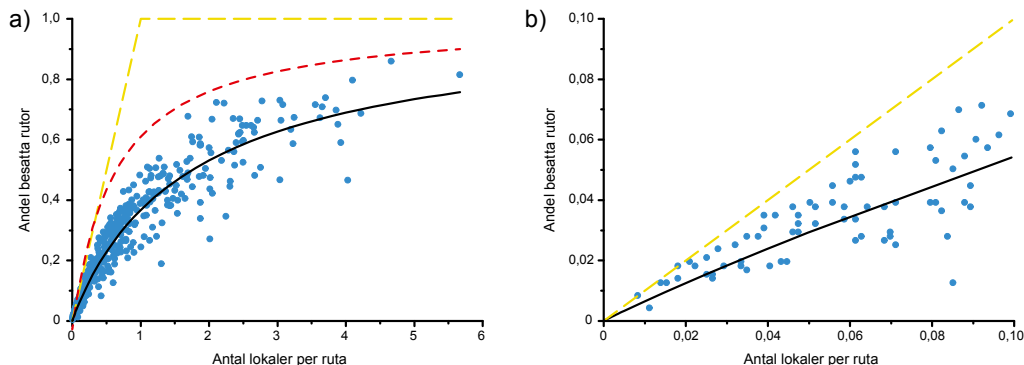


FIGUR 4. Utbredningen av spåtistel *Carlina vulgaris* i Uppland under början till mitten av 1900-talet (vänster), och hur det skulle kunna se ut om man slumpvis plockade bort 90 % av lokalerna (höger). De minsta kvadraterna på kartorna visar rutor med sidan 5 km.

Vid en minskning av antalet lokaler med 90 % blir förändringen av förekomst i andelen rutor med olika sidlängd i detta fall: 1,25 km: -89 %; 2,5 km: -85 %; 5 km: -73 %; 10 km: -48 %; 20 km: -16 %. Ju större rutor, desto mer underskattas alltså artens nedgång.

I "verkligheten" minskade denna gräsmarksart med 41 och 52 % på 5 respektive 2,5 km-skalan mellan Almquists inventering och den moderna Projekt Upplands flora, vilket motsvarar en beräknad minskning med ca 52 % av lokalerna (jämför figur 5). Detta innebär en minskningstakt av 1,12 % per år och 10,7 % på tio år, vilket betyder att denna kortlivade art inte platsar för att rödlistas enligt A-kriteriet (i Uppland åtminstone), trots en tydlig tillbakagång. FOTO: Sebastian Sundberg.

The problem of using changes in grid cell frequency as a proxy for true population change is illustrated using distribution maps of *Carlina vulgaris*. In the province of Uppland a survey was done around the middle of the 1900s (left). To the right is the distribution if the number of sites would be randomly reduced by 90%. The larger the grid cell size that is used in an inventory the larger will the true reduction in the number of sites be underestimated.



FIGUR 5. Förhållandet mellan antalet lokaler per ruta för 464 kärlväxttaxa och andelen rutor som är besatta, baserat på data från Erik Almquists kartor över Uppland, för en rutstorlek på 5 × 5 km. Blå cirkelar, observationer; svart heldragen linje, bästa anpassningen till observerade data enligt en log-logit-funktion; röd streckad linje, om lokalerna vore slumpvis fördelade; gul streckad linje, om lokalerna vore jämnt fördelade. a) Förhållandet för hela spannet av observationer; b) Förhållandet vid låga tätheter av lokaler. Den flackare lutningen för funktionen som anpassats till observerade data är en effekt av att arterna är klumpvis fördelade i landskapet (se t.ex. figur 4). Funktionen kan användas för att räkna ut det troligaste antalet lokaler utifrån andelen besatta rutor.

The observed relationship between the number of sites (per grid cell) and the proportion of occupied grid cells (black line) for 464 vascular taxa in the province of Uppland during the mid-1900s, in comparison with a random distribution (hatched red line) and a uniform distribution (long-hatched yellow line) of the sites. These observations show that the species generally have a clumped distribution, with those further below the line more so. This model can be used to calculate a more realistic number of sites from the proportion of occupied grid cells.

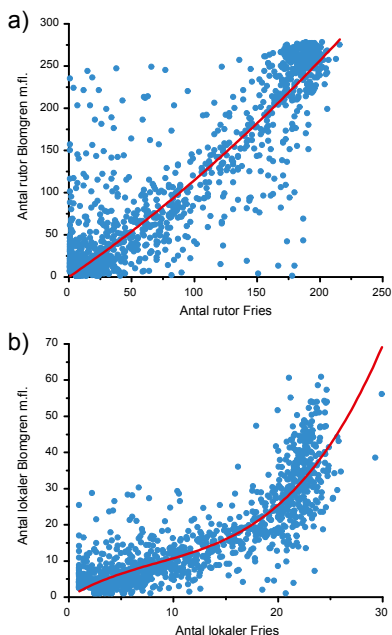
Box 1. Korrektion för fel vid uppskattning av populationsförändringar från ruttfrekvenser

En förändring i antalet rutor (om t.ex. $2,5 \times 2,5$ eller 5×5 km) där en art förekommer leder fel om syftet är att uppskatta en populationsförändring sett till antalet lokaler (figur 4).

För att minska detta problem har jag använt mig av data från Almquists inventeringar i Uppland. Eftersom dessa gjordes på lokalnivå har jag kunnat testa hur antalet lokaler förhåller sig till andelen rutor med förekomst av de olika arterna (figur 5). Den erhållna funktionen (eller snarare inversen av den) kan sedan användas för att räkna fram det troliga antalet lokaler i den moderna inventeringen, där generellt endast förekomst i rutor noterades (utom för en del sällsynta arter).

Funktionens konvexa form visar att ju vanligare en art är desto mer underskattas en förändring av antalet lokaler, men detta fel finns även för sällsynta arter. Ett sådant förhållande är inte förvånande rent statistiskt och har påvisats och använts även för att skatta förändringar hos fjärilar (Thomas & Abery 1995, León-Cortés 1999).

För att göra en ännu bättre bedömning kan man även ta hänsyn till hur pass klumpvis utbredning en art har i landskapet genom att beräkna medelavståndet mellan närmaste grannar samt medelavståndet från varje lokal till lokalernas mittkoordinat. En art som har en mer klumpvis utbredning kommer generellt att ligga lägre i förhållande till den svarta linjen i figur 5 än en art som har en jämnare utbredning i landskapet.

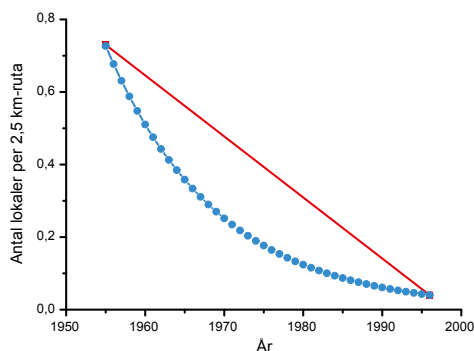


FIGUR 6. Förhållandet hos a) antalet 5×5 km-rutor och b) antalet lokaler mellan den äldre (Fries 1971) och den moderna (Blomgren m.fl. 2011) inventeringen av Bohusläns flora. I urvalet ingår observationer av 1145 arter som sågs i båda inventeringarna och hade minst sju observationer i en av dem. De stora avvikelserna bland observationerna i både höjd- och sidled beror på att vissa arter har ökat medan andra har minskat mellan inventeringarna. I b) är värdena kvadratrot-transformerade för att ge jämnare och mer normalfördelade avvikelser (residualer) från linjen. Dessa modeller kan användas för att kompensera för olika inventeringsansträngning mellan inventeringstillfällen så att man kan göra mer rättvisande jämförelser av arters frekvensförändringar. The relationship between the number of a) 5-km grid cells, and b) sites (square-root transformed) in the old survey (Fries; x axis) of the province of Bohuslän, south-west Sweden, and the modern, more systematic survey (Blomgren; y axis), for 1145 species. These models assume that the average species is stable in frequency, and show that the average species had more records during the modern survey, especially for common species. The models can be used to calculate a more probable number of sites or grid cells for a given species in the old survey, to enable a more realistic estimate of changes between the surveys.

Box 2. Korrektion för olika ansträngning vid olika inventeringsomgångar

Inventeringsinsatsen skiljer sig mellan de olika inventeringsomgångarna. De äldre inventeringarna gjordes generellt med färre inblandade och syftet var inte att systematiskt gå igenom alla delar av landskapen lika noggrant. De moderna inventeringarna har gjorts mer systematiskt. Detta leder till att man underskattar de verkliga minskningarna och överskattar ökningarna.

Genom att jämföra antalet observationer (lokaler eller rutor) mellan de båda inventeringsomgångarna i ett landskap, och anta att genomsnittsarten har varit konstant, så kan man korrigera för den lägre insatsen i en inventeringsomgång. Detta gjordes i analysen av förändringar av Skånes flora (Tyler & Olsson 1997). Ett motsvarande förhållande för Bohusläns flora presenteras i figur 6. I Uppland verkar insatsen ha varit jämförbar mellan de båda inventeringsomgångarna, sett till hela landskapet. I Uppland (liksom i andra landskap) finns dock en rumslig skevhet i inventeringsinsatserna där kusttrakterna varit underrepresenterade medan områdena kring de större städerna varit överrepresenterade i den äldre inventeringen. Detta skulle kunna gå att korrigera men är betydligt mer komplicerat.



FIGUR 7. Två olika sätt att beräkna populationsförändring utifrån data vid två tidpunkter. Data för den tvååriga kärrspiran *Pedicularis palustris* i Skåne mellan den äldre (Weimarck & Weimarck 1985) och den moderna (Tyler m.fl. 2007) inventeringen av Skånes flora. Den exponentiellt avtagande modellen (blå linje) är mer realistisk för att beräkna förändringstakter för olika tidsfönster än den linjära modellen (röd linje), enligt vilken kärrspiran skulle ha dött ut i Skåne redan innan år 2000 (vilket den ännu inte har gjort!).

Minskningen med 49 % inom bedömningsfönstret på tio år i Skåne (och stora delar av Sydsverige) skulle klart motivera att kärrspiran blir rödlistad, men arten är fortfarande vanlig och verkar vara stabil på intermediära till rika myrar och stränder i norra Sverige.

Two simplified ways of calculating population change rate between two points in time, where the exponential year-to-year change (blue) is generally preferred. The example shows the population decline of *Pedicularis palustris* in the south-Swedish province of Skåne during 41 years, from the mid until the late 1900s. According to the linear model (red) the species would have gone extinct in the province 15 years ago. Fortunately, it is still present in Skåne, although being rare.

Samma förhållande gäller för några av våra lavar, som exempelvis strutlav *Flavocetraria cucullata*, snölav *F. nivalis* och norrlandslav *Nephroma arcticum*. Detta innebär att de totalt sett inte minskar så mycket i landet att de uppfyller kriterierna för att rödlistas.

På motsvarande sätt finns det flera exempel på arter som minskar på fastlandet men som har stora delar av sina populationer på Öland och Gotland där de är relativt stabila, exempelvis spåtistel *Carlina vulgaris*, grus-

viva *Androsace septentrionalis*, sumpgentiana *Gentianella uliginosa* samt Adam och Eva *Dactylorhiza sambucina*.

Av samma anledning skulle flera idag rödlistade arter ha hamnat i en högre kategori om det inte vore för att den generella minskningen buffrades av en relativ stabilitet på Öland och Gotland eller i norra Sverige.

Öland är det enda landskap där arealen naturbetesmarker har hållit sig relativt konstant under de senaste hundra åren – idag finns här närmare tjugo procent av Sveriges naturbetesmarksareal trots att ön bara utgör 3,3 promille av Sveriges landyta (Jordbruksverket 2005).

Annat som bedömts parallellt

Inför rödlistan 2015 har biotoper, substrat och hot klassats på en grov nivå för alla rödlistade arter parallellt med själva rödlistebedömningarna. Detta innebär att alla nu själva lätt kan ta reda på vilka livsmiljöer och hot som är viktiga för arter i olika artgrupper, eller exempelvis sälla fram vilka rödlistade arter som är beroende av en viss värdart. Det är första gången denna klassning gjorts systematiskt för samtliga arter.

Ett rödlisteindex har tagits fram för vissa organismgrupper: kärleväxter, mossor, ryggradsdjur och några evertebratgrupper (dagfjärilar, bin, hopprätvingar och en del sländor). Med hjälp av detta index kan vi till exempel ta reda på hur utvecklingen ser ut generellt för artgrupper och naturtyper (om det ser bättre eller sämre ut jämfört med tidigare).

För att kunna ta fram ett rödlisteindex för en organismgrupp måste alla icke rödlistade arter ha bedömts (som LC eller NA) och man måste kunna justera tidigare klassningar om nutida kunskap om arterna skulle föranleda detta. Man tar endast hänsyn till förändringar av hotkategori som beror på verklig förändring av hotstatus och inte då det enbart beror på förbättrad kunskap.

Några avslutande tankar

Rödlistan är en prognos för risken att enskilda arter dör ut i Sverige och man kan se den som en barometer för arternas tillstånd. Med hjälp av den kan vi på bred front identifiera och prioritera naturvård för att få de naturvärden vi önskar.

Utdöenderiskerna tenderar (lyckligtvis) att överskattas i rödlistan jämfört med de faktiska utdöendena, när man har facit i hand. Utdöenderiskerna bedöms ju utifrån nuläget och att inget görs, men arter som hamnar i höga hotkategorier får ökad uppmärksamhet vilket (förhoppningsvis) leder till att de prioriteras för åtgärder och skydd vilket minskar risken att de försvinner.

Det finns flera exempel på arter som har fått förbättrade framtidsutsikter genom åtgärder och idag bedöms vara mindre hotade eller till och med livskraftiga. Det gäller exempelvis flera groddjur, rovfåglar och, bland växterna, till exempel jättemöja *Ranunculus fluitans* och sydmaskros *Taraxacum austrinum*. Dessutom har åtskilliga andra arter undvikit fortsatt populationsminskning och ökad hotstatus tack vare riktade åtgärder.

Å andra sidan kan vi inte bortse från utdöendeskulder, alltså att en arts utdöende fördröjs till följd av att den kan stå kvar en lång tid utan att reproducera sig efter att förhållandena har försämrats (Tilman m.fl. 1994) – arten har därmed dött ut som reproducerande men vi kanske inte noterar att så är fallet.

För de flesta artgrupper är det oerhört svårt att fastställa när en art har dött ut, både regionalt och nationellt. För svampar tillämpas en femtioårig karantänperiod innan en art bedöms som nationellt utdöd.

Rödlistan gör att tillståndet för alla artgrupper kan presenteras på ett enkelt och förståeligt sätt för beslutsfattare och andra intresserade. IUCN:s kriterier har fördelen att de tillämpas över stora delar av världen på alla artgrupper. Detta gör att rödlistorna

kan jämföras mellan olika länder, och vi kan förstå vad som menas med att en art klassas som exempelvis VU enligt A-kriteriet.

Framöver bör de landsomfattande miljöövervakningsprogrammen Riksskogstaxeringen och Nationell inventering av landskapet i Sverige (NILS), som samlar in data för flera hundra vanligare kärlväxt- och mossarter samt ett fåtal lavar och vedlevande svampar, leverera mer och förbättrade trenddata som är viktiga för rödlistebedömningen. Även regionala, uppföljande projekt är mycket värdefulla, exempelvis det skånska Projekt Millora (<http://millora.mixerdata.com/>). Under 2008–2014 har man återinventerat 200 slumpvis utvalda 2,5 × 2,5 km-rutor från Projekt Skånes Flora (1989–2005).

Det har ibland framförts synpunkter på att rödlistan borde infogas i svensk lagstiftning. Det kan dock vara bra att rödlistans bedömning av arters status inte har någon generell juridisk koppling. Då kan ett objektivt underlag för arternas tillstånd och trender tas fram, helt frikopplat från vad det skulle få för konsekvenser och kostnader om bristerna måste åtgärdas.

Nu är det istället i nästa steg som rödlistan infogas som ett viktigt underlag när beslutsfattare ska fatta beslut. Rödlistan spelar också en viktig roll vid prioriteringar av områdesskydd och naturvårdsåtgärder, som underlag vid utpekande av fridlysta arter, samt när arter i behov av åtgärdsprogram ska väljas ut. **SBT**

- Tack till expertkommittén för kärlväxter för givande diskussioner, Anders Dahlberg, Ulf Gårdenfors, Mora Aronsson, Göran Thor och Håkan Berglund för värdefulla kommentarer på manuskriptet, Phil Harrison för hjälp med icke-linjära regressionsmodeller, Per Stolpe för kartor, hjälp med GIS och dataextraktion, samt Johan Ehlén, Tomas Hallingbäck och Brita Svensson för litteraturtips.

Citerad litteratur

- Ahlén, I. 1975: Hotade ryggradsdjur (exkl. fiskar) i Sverige. Preliminär lista med kategorier delvis baserade på "Red Data Book", upprättad i april 1975. *Sveriges Naturs Årsbok* 1975, 126–129.
- Ahlén, I. 1977: *Faunavård. Om bevarandet av hotade djurarter i Sverige*. Skogshögskolan och Naturvårdsverket.
- ArtDatabanken 2015: *Rödlistade arter i Sverige 2015*. ArtDatabanken SLU.
- Blomgren, E. m. fl. (red.) 2011: *Bobusläns flora*. Föreningen Bohusläns Flora.
- Dahlberg, A. & Mueller, G. 2011: Applying IUCN red-listing criteria for assessing and reporting on the conservation status of fungal species. *Fungal Ecol.* 4: 1–16.
- Databanken för hotade arter och Naturvårdsverket 1991: *Hotade växter i Sverige 1990. Kärloväxter, mossor, lavar och svampar – förteckning och länsvis förekomst*. SBT-förlaget.
- Edman, M. m. fl. 2004: Spore deposition of wood-decaying fungi: importance of landscape composition. *Ecography* 27: 103–111.
- Ehrlén, J. & Lehtilä, K. 2002: How perennial are perennial plants? *Oikos* 98: 308–322.
- Eriksson, O. 1996: Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. *Oikos* 77: 248–258.
- Floravårdskommittén för kärlväxter 1985: Preliminär lista över hotade kärlväxter i Sverige. *Svensk Bot. Tidskr.* 79: 362–366.
- Floravårdskommittén för lavar. 1987. Preliminär lista över hotade lavar i Sverige. *Svensk Bot. Tidskr.* 81: 237–256.
- Floravårdskommittén för mossor 1988: Preliminär lista över hotade mossor i Sverige. *Svensk Bot. Tidskr.* 82: 423–445.
- Fries, H. 1971: *Göteborgs och Bobusläns fanerogamer och ormbunkar, 2:a upplagan*. Botaniska Föreningen i Göteborg.
- Gjerde, I. m. fl. 2015: Lichen colonization patterns show minor effects of dispersal distance at landscape scale. *Ecography* 38: under tryckning.
- Green, M. & Lindström, Å. 2014: *Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2013*. Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Gärdenfors, U. (red.) 2010: *Rödlistade arter i Sverige 2010*. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Gärdenfors, U. 2014: *Manual och riktlinjer för rödlistning i Sverige 2015*. Version 2014-05-08. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallingbäck, T. 2007: Working with Swedish cryptogam conservation. *Biol. Conserv.* 135: 334–340.
- Ingelög, T. m. fl. (red.) 1984: Floravård i skogsbruket. Del 2 – Artdel. Skogsstyrelsen.
- IUCN 2012: *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. 2:a uppl. IUCN.
- Johansson, V. A. m. fl. 2011: Remnant populations and plant functional traits in abandoned semi-natural grasslands. *Folia Geobot.* 46: 165–179.
- Johansson, V. A. m. fl. 2014: Dust seed production and dispersal in Swedish Pyroleae species. *Nord. J. Bot.* 32: 209–214.
- Jordbruksverket 2005: Ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004. Rapport 2005:1.
- Léon-Cortés, J. L. m. fl. 1999: Detecting decline in a formerly widespread species: how common is the common blue butterfly *Polyommatus icarus*? *Oikos* 22: 643–650.
- Lönnell, N. 2014: *Dispersal of bryophytes across landscapes*. Doktorsavhandling, Inst. för ekologi, miljö & botanik, Stockholms universitet.
- Maad, J. m. fl. 2009: *Floraförändringar i Uppland under 1900-talet – en analys från Projekt Upplands flora*. *Svensk Bot. Tidskr.* 103: 67–104.
- Sundberg, S. 2013: Spore rain in relation to regional sources and beyond. *Ecography* 36: 364–373.
- Thomas, C. D. & Abery, J. C. G. 1995: Estimating rates of butterfly decline from distribution maps: the effect of scale. *Biol. Conserv.* 73: 59–65.
- Tilman, D. m. fl. 1994: Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tyler, T. & Olsson, K.-A. 1997: Förändringar i Skånes flora under perioden 1938–1996 – statistisk analys av resultat från två inventeringar. *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 143–185.
- Tyler, T. m. fl. (red.) 2007: *Floran i Skåne. Arterna och deras utbredning*. Lunds Botaniska Förening.
- Weimarck, H. & Weimarck, G. 1985: *Atlas över Skånes flora*. Forskningsrådens förlagstjänst.
- Wheeler, B. D. m. fl. 1998: *Liparis loeselii* (L.) Rich. in eastern England. *Bot. J. Linn. Soc.* 126: 141–158.

Sundberg, S. 2015: Vad är rödlistan och hur bedöms växter och svampar? [What is a Red List?] *Svensk Bot. Tidskr.* 109: 208–218.

In April 2015, the Swedish Species Information Centre launched the fourth Swedish Red List according to the criteria and categories of IUCN, covering plants, fungi, invertebrates and vertebrates. A total of 4 274 species are now nationally red listed.

Here, the criteria and categories are presented, and also

how the assessments are done. Emphasis is put on how to calculate more realistic population changes when data is in the form of occupied grid squares (e.g. 5 × 5 km) in repeated surveys. This includes 1) correction for errors caused by the grid resolution, where errors are most marked for abundant species and those with a clumped distribution, 2) correction for efforts between surveys, and 3) how to calculate the most realistic decline, within ten years or three generations, given a species' estimated generation time.



Sebastian Sundberg är kärlväxtansvarig vid ArtDatabanken.

Adress: ArtDatabanken, SLU, Box 7007, 750 07 Uppsala
E-post: sebastian.sundberg@slu.se