

Biologisk mångfald och betydelsen av skyddade områden

Utvärdering och indikatorer i ett landskapsperspektiv

Martin Stjernman, Malin Tälle,
Thomas Ranius, Ullrika Sahlin,
Erik Öckinger, Åke Lindström,
Lars B. Pettersson, Henrik G. Smith

RAPPORT 7065 | JANUARI 2023



Biologisk mångfald och betydelsen av skyddade områden

Utvärdering och indikatorer i ett landskapsperspektiv

av Martin Stjernman¹, Malin Tälle², Thomas Ranius², Ullrika Sahlin³,
Erik Öckinger², Åke Lindström¹, Lars B. Pettersson¹, Henrik G. Smith^{1,3}

1 Biologiska institutionen, Lunds universitet

2 Institutionen för ekologi, Sveriges lantbruksuniversitet

3 Centrum för miljö- och klimatvetenskap, Lunds universitet

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7065-6

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2023

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2023

Omslagsfoto: Foto: Martin Stjernman



Förord

Här presenteras resultaten från forskningsprojektet Kvalitetsindikatorer för skyddade områden – vägen till framgångsrikt naturskydd, ett av fyra projekt som genomförts inom forskningsområdet Indikatorer för biologisk mångfald på landskapsnivå.

Med forskningsområdet ville Naturvårdsverket stödja forskning som ökar kunskapen om skydd och bevarande av biologisk mångfald i myndighetens arbete. Resultaten kommer att bidra till hållbart nyttjande av biologisk mångfald och ge underlag om utveckling av indikatorer.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

Rapporten har skrivits av Martin Stjernman (Lunds universitet), Malin Tälle (SLU), Thomas Ranius (SLU), Ullrika Sahlin (Lunds universitet), Erik Öckinger (SLU), Åke Lindström (Lunds universitet), Lars B. Pettersson (Lunds universitet) och Henrik G. Smith (Lunds universitet). Författarna svarar för rapportens innehåll.

Stockholm i oktober 2022

Maria Ohlman
Chef, Hållbarhetsavdelningen

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	9
1. Inledning	11
2. Syfte och metod	14
3. Resultat	15
3.1 Bakgrund till områdesskydd i ett landskapsperspektiv	15
3.1.1 Landskapsekologisk teori med relevans för skyddade områden	15
3.1.2 Störningsekologi i skyddade områden	17
3.1.3 Områdesskydd i ljuset av ett föränderligt klimat	17
3.2 Teoretiska ramverk för att utvärdera områdesskydd	18
3.2.1 Beslut och kunskapsunderlag i utvärderingar	18
3.2.2 Förändringsteori	19
3.2.3 Beslutsteori	20
3.2.4 Modeller och analys	21
3.3 Indikatorer på biologisk mångfald och områdesskydd	22
3.3.1 Generella indikatorer på biologisk mångfald	23
3.3.2 Indikatorer för områdesskydd	24
3.4 Uppföljning av områdesskydd i Sverige	24
3.4.1 Uppföljning av skyddade områden	25
3.4.2 Biogeografisk uppföljning	26
3.5 Miljöövervakning av biologisk mångfald i Sverige	28
3.5.1 Geografisk täckning och design	35
3.5.2 Tematisk täckning och tidsupplösning	37
3.5.3 Dokumentation, tillgänglighet och långsiktighet	43
4. Slutsatser och rekommendationer	45
4.1 Slutsatser	45
4.1.1 Dagens uppföljningar behöver bli bättre på att fånga effekten av områdesskydd	45
4.1.2 Utvärdering av områdesskydd saknar ett helhetsperspektiv	46
4.1.3 Processer på landskapsnivå har betydelse för effekten av områdesskydd på biologisk mångfald	46
4.1.4 Det finns potential för vetenskapligt grundande utvärderingar av skyddets verkliga betydelse för biologisk mångfald	47
4.2 Rekommendationer	47
4.2.1 Utför kontrafaktiska analyser för att utvärdera effekten av områdesskydd	47
4.2.2 Utvärdera med avseende på flera syften med skydd	48
4.2.3 Komplettera vad som mäts i nuvarande övervakning med andra arter och livsmiljöer	48
4.2.4 Stärk landskapsperspektiv i utvärderingar	49
4.2.5 Definiera målindikatorer för generella mål och landskapsperspektiv	50
4.2.6 Fortsätt att kartlägga det svenska landskapet	50

4.2.7	Stärk kvaliteten på insamlade data	51
4.2.8	Bygg utvärdering på en bredare palett av metoder anpassad till tillgängligheten på data	52
4.3	Samverkan	54
5.	Tack	55
6.	Bilagor	56
7.	Källhänvisning	57
8.	Appendix A. Landskapsperspektiv på bevarandet av biologisk mångfald i skyddade områden	75
8.1	Syftet med områdesskydd	75
8.2	Områdesskydd i ett landskapsperspektiv	76
8.2.1	Ekologisk teori	76
8.2.2	Empiriska studier i skyddade områden	79
8.3	Områdesskydd i ljuset av ett föränderligt klimat	80
8.4	Störningar	80
8.4.1	Störningsekologi i skyddade områden	80
8.4.2	Störningar i skyddade och icke-skyddade områden	83
8.5	Slutsatser om skyddade områden i dynamiska landskap	85
9.	Appendix B. Hur kan man utvärdera områdesskydd?	86
9.1	Programutvärdering – ett vetenskapligt angreppssätt	86
9.1.1	Förändringsteori	86
9.1.2	Strukturerat beslutsfattande, adaptiv förvaltning och evidens-baserat beslutsfattande	87
9.1.3	Konceptuella och kvantitativa modeller för bedömning	89
10.	Appendix C. Indikatorer för att mäta områdesskydd och biologisk mångfald – en internationell utblick	93
10.1	Internationella initiativ kring indikatorer på biologisk mångfald och områdesskydd	93
10.2	Exempel på indikatorer	94
10.2.1	Indikatorer på den biologiska mångfaldens status	94
10.2.2	Indikatorer avsedda att mäta områdesskydd	97
10.2.3	Indikatorer och ekologiska processer	99
11.	Appendix D. Uppföljning och utvärdering av skyddade områden och bevarande av biologisk mångfald i Sverige idag	101
11.1	Uppföljningens uppbyggnad	101
11.2	Uppföljning i skyddade områden	102
11.2.1	Syfte, bevarandemål, målindikatorer och tröskelvärden för skyddade områden	102
11.2.2	Struktur på uppföljning i skyddade områden	104
11.2.3	Provtagningsdesign	110
11.2.4	Utvärdering kopplad till uppföljning i skyddade områden – gynnsamt bevarandetilstånd och gynnsam bevarandestatus	111
11.2.5	IT-stöd	113
11.2.6	Uppföljningen av skyddade områden i praktiken	114

11.3	Biogeografisk uppföljning	121
11.3.1	Vad följs upp?	121
11.3.2	Bedömning	122
11.3.3	Variabler	122
11.3.4	Design	123
11.3.5	Analys	125
12.	Appendix E. Geografisk täckning och design inom generell övervakning	127
12.1	Heltäckande övervakning	127
12.1.1	Riktad övervakning med fjärranalys	127
12.1.2	Kända, väl avgränsade förekomster	128
12.2	Systematiskt urval	129
12.2.1	Regelbundet urval på nationell skala	129
12.2.2	Riktat urval mot särskilda miljöer	130
12.3	Slumpvist urval	131
12.3.1	Geografiskt slumpurval	131
12.3.2	Slumpurval från kända förekomster eller specifika miljöer	131
12.4	Subjektivt urval av lokaler	132

Sammanfattning

Trots att ytan av formellt skyddade områden ökar så minskar den biologiska mångfalden i Sverige. För att naturvården i Sverige ska bli effektivare krävs det ökad kunskap om varför områdesskyddet inte räcker till för att bevara den biologiska mångfalden. En effektiv naturvård kräver kunskap om vilken effekt områdesskydd har på den biologiska mångfalden. Eftersom biologisk mångfald påverkas av ekologiska processer på skalor som kan vara större än enskilda reservat, tar vi i denna rapport upp hur skyddade områden bör följas upp *i ett landskapsperspektiv*. Ett sådant perspektiv behandlar *var skyddade områden placeras i landskapet* och *hur landskapet runt skyddade områden hanteras* för att bevara mångfalden. Som grund för detta beskriver vi hur uppföljningen av områdesskydd i Sverige bedrivs idag, vilka aspekter som bör vägas in när man utvärderar områdesskydd, och indikatorer som idag används för att följa upp områdesskydd. Utifrån detta ger vi ett antal rekommendationer om framtida uppföljningar.

Vi beskriver relevanta ekologiska teorier för hur organismers rörelser inom generationer (dagliga eller säsongsmässiga rörelser) och mellan generationer (spridning) innebär att både risken för utrotning och lokala populationsstorlekar beror av det omgivande landskapets karaktär. I vissa fall leder dessa processer till tidsfördröjda effekter, vilket gör att det inte räcker att följa den biologiska mångfalden som sådan, utan även hur landskapets struktur utvecklas, för att hinna reagera på förändringar i tid. Relevanta ekologiska teorier kan användas för att förstå hur landskapets komposition (mängd habitat) och dess konfiguration (hur habitat är fördelat) påverkar organismer i ett skyddat område, men detta kräver ökade kunskaper om hur organismer utnyttjar resurser över olika skalor och sprider sig mellan delpopulationer. En systematisk kunskaps-sammanställning visar att ekologiska processer på landskapsskalor påverkar populationer i skyddade områden, men att det empiriska underlaget är svagt och inte tillåter analyser av vilka ekologiska processer som har störst betydelse på landskapsnivå. Även vad gäller naturliga störningar behövs ett landskapsperspektiv. Eftersom regelbundna störningar kan vara svåra att säkerställa i tillräcklig omfattning i enskilda reservat krävs ett fokus på att säkerställa förekomst av störningar i hela landskap. Även här är det empiriska underlaget svagt.

I en internationell utblick går vi igenom vilka indikatorer som kan användas för att följa upp biologisk mångfald, baserat på inventeringar, habitatkaraktärisering och expertbedömningar. Vi gör också en genomgång av uppföljning och övervakning av biologisk mångfald i Sverige idag, både generellt och med avseende på skyddade områden. Det nuvarande systemet med uppföljning av typiska arter skulle kunna utvecklas till ett indikatorsystem, genom att arter grupperas efter olika habitatkrav och rörlighet, för att fungera som indikatorer eller informera modellbaserade indikatorer. Den nuvarande hanteringen av data försvårar dock utnyttjandet av data för uppföljning. Vi beskriver hur data kan informera indikatorer som sedan kan användas för att informera beslut.

Genom att kombinera befintliga generella övervakningsprogram, specifika inventeringar och fjärranalys, kan både specifika och generella bevarandemål följas upp genom statistisk analys och processbaserad modellering. Vi sätter indikatorer i ett utvärderingssammanhang genom att utgå ifrån Förändringsteori (Theory of Change) vilken bildar grunden för ett ramverk för utvärdering av skyddade områden kallat PAME (Protected Area Management Effectiveness). Där används en process för programutvärdering som

utifrån definierade mål och medel (i det här fallet bevarande av biologisk mångfald genom områdesskydd), beskriver vägen från åtgärd till resultat i flera steg i en så kallad effektkedja. En slutsats av detta perspektiv är att dagens utvärderingar oftast saknar en kontrafaktisk analys, det vill säga en jämförelse mellan vad som hänt med och utan skydd, vilket försvårar slutsatser om områdesskyddets betydelse. Möjligheten att göra sådana analyser försvåras också av att data inte systematiskt samlas in både i och utanför skyddade områden, vilket gör det svårt att jämföra vad som händer i skyddade och icke-skyddade områden som kan skilja sig på andra sätt än i skyddet som sådant.

Utifrån våra analyser drar vi slutsatsen att dagens uppföljningar behöver bli bättre på att fånga effekten av områdesskydd som sådant och att utvärderingar av områdesskydd ofta saknar ett landskapsperspektiv. Vi menar dock att en kombination av stärkt datainsamling, bättre utnyttjande av fjärranalys, samt strukturerad uppföljning och analys med dessa data enligt Förändringsteori, utgör en bra grund för vetenskapligt grundade utvärderingar av skyddets verkliga betydelse för biologisk mångfald. Vi rekommenderar att sådana analyser är kontrafaktiska och fokuserar både på specifika och allmänna värden för biologisk mångfald. Detta kräver förstärkt insamling och nyttjande av data, både från skyddade och icke-skyddade områden. Analyser bör använda sig av ett explicit landskapsperspektiv, vilket kommer att kräva att en bred palett av metoder används, anpassad till kunskapen om enskilda organismer och deras sätt att använda landskap. Det är lämpligt att anta en strategi för hantering av varierande kunskapsunderlag inom vilken val av metod för att svara på en utvärderingsfråga kan anpassas till den kombination av information som är tillgänglig vid utvärderingstillfället. En uttrycklig hantering av osäkerhet kombinerad med försiktighetsprinciper, säkerställer att brist på kunskap inte leder till beslut som äventyrar den biologiska mångfalden.

Summary

Biological diversity in Sweden is in decline, despite an increase in protected areas. More knowledge is needed on why protected areas are not sufficient to make Swedish nature conservation more effective. This includes knowledge about the effect of protecting areas on biodiversity. Biodiversity is influenced by ecological processes on scales that can go beyond specific protected areas, and therefore we consider evaluation of protected areas in a landscape perspective. One such perspective is to consider where to place protected areas in the landscape and how the landscape around them is managed to maintain biodiversity. We describe the current evaluation of protected areas in Sweden, what aspects to consider when evaluating protected areas, and indicators currently being used to monitor protected areas. This serves as a basis for our recommendations for future evaluations.

We describe relevant ecological theories on how characteristics of the landscape surrounding protected areas influence local population dynamics, and the risk for extinction due to organism movement within and between generations. In some cases, the effects come with a time lag. To be able to react to such changes in time, it is therefore not enough to monitor biodiversity alone, but also the development of landscapes. Ecological theories can support understanding of how the composition and configuration of habitats influence organisms in a protected area, but there is a need for more knowledge on how organisms use resources on different scales and on the dispersal between subpopulations. Through a systematic literature review we show that ecological processes on landscape scales influence populations in protected areas, but that the empirical evidence is too weak to allow for assessment of which ecological processes at landscape level are most important. Natural disturbances can be placed in a landscape perspective, as this is a phenomenon not necessarily restricted to a protected area and such disturbances might have to be recreated on a landscape level.

We provide an overview of international indicators including indicators for biological diversity that are based on monitoring data of species, habitats, or expert judgement. We review current evaluation and monitoring of biodiversity in Sweden, both general biodiversity and specifically in protected areas. There is a potential to develop the current system for evaluation of typical species into an indicator system, by grouping species according to their habitat requirements and mobility. Poor data management currently makes it difficult to use data for evaluation. We describe how data could inform indicators already in use to support decision making.

It is possible to use statistical and process-based modelling to combine existing general monitoring programs, specific and targeted data collection and remote sensing, to monitor and evaluate specific and general biodiversity goals. In this report, we use Theory of Change to put indicators in a broader context of evaluation, and which constitutes the foundation of a framework for evaluating protected areas, PAME (Protected Area Management Effectiveness). There, a process for program evaluation can, based on well-defined goals and means (in this case conservation of biodiversity by protected areas), describe the path from intervention to results in a so-called effect chain. Using this perspective, we conclude that current evaluation lacks contrafactual analyses, i.e., a comparison of what would have happened if an area was not protected,

which makes it difficult to determine the value of protected areas. The possibilities to make such analyses are also held back by a lack of systematically collected data, both within and outside protected areas, and challenges in separating the effect of protection from other factors when comparing protected to non-protected areas.

We conclude that evaluations must be better at capturing the real effect of protected areas and that evaluations often lack a landscape perspective. We suggest that a combination of strengthened data collection, better use of remote sensing, and structured evaluation and analysis of these data according to Theory of Change, is a good starting point for scientifically based evaluations of the actual impact of protected areas for biodiversity. We recommend impact analysis to be contrafactual, focusing on both specific and general values for biological diversity. This will require a strengthened collection and use of data, both from protected and non-protected areas. Analyses should make use of an explicit landscape perspective, which will require a broad palette of methods to use the knowledge about specific organisms and their behaviour in a landscape. It is suitable to adopt a strategy to manage varying knowledge bases and let the choice of method to answer an evaluation question be guided by the combination of information that is available at the time of the assessment. An explicit treatment of uncertainty combined with principles for cautiousness should be used to ensure that lack of knowledge does not result in decisions that might adventure actions to preserve biological diversity.

1. Inledning

I en värld som domineras av människans användning av mark för produktion av livsmedel, fiber och energi, har förlusten av biologisk mångfald accelererat. Enligt den globala utvärderingen av biologisk mångfald och ekosystemtjänster utförd av den Internationella Panelen för Biologisk mångfald och Ekosystemtjänster (IPBES 2019), är den främsta drivkraften bakom förlust av biologisk mångfald förändrad användning av mark och vatten, följd av överutnyttjande av arter, föroreningar och spridning av främmande arter. På grund av mångfaldens inneboende, relationella och instrumentella värden (Mace m. fl. 2012, IPBES 2022), har bevarande av biologisk mångfald stått i fokus för utveckling av internationell och nationell policy. Exempel på detta internationellt är konventionen om biologisk mångfald (CBD 1993), den Strategiska planen för biologisk mångfald 2011–2020 med Aichimålen (CBD 2010), Agenda 2030 (United Nations 2015) och EU:s strategi för biologisk mångfald till 2030 inom ramen för den Gröna given (Europeiska kommissionen 2019). I Sverige har vi de svenska miljömålen om Ett rikt växt och djurliv, Levande Skogar, Ett rikt odlingslandskap m.fl. (Naturvårdsverket 2021) och den svenska strategin för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Regeringen 2013). Även om det debatteras om vilka organismgrupper som minskar, var dessa minskningar sker och i vilken takt, råder det stor konsensus om att mångfalden fortsätter att minska eftersom inte tillräckliga insatser görs för att skydda den (Leclère m. fl. 2020, Pereira m. fl. 2020).

Förlusten av biologisk mångfald kan hejdas och ibland vändas genom områdeskydd, det vill säga att områden avsätts med syfte att bevara biologisk mångfald. Andra sätt att minska människans påverkan på biologisk mångfald är mindre intensivt brukande av landskap, reglering av nyttjande av vilda arter och minskad klimatpåverkan. Inom bevarandebiologisk forskning har det funnits en intensiv debatt kring frågan om hur man skall avväga naturvårdsinsatser. Ska de inriktas mot att avsätta skyddade områden där naturvård och bevarande av biologisk mångfald är det främsta syftet, eller ska man genomföra andra typer av åtgärder som syftar till mindre intensivt nyttjande av landskap, där produktion och naturvårdssyften får samsas på samma yta (t.ex. Phalan m. fl. 2011, Tscharnkte m. fl. 2012b)? Denna debatt riskerar att dölja att en kombination av områdeskydd och hänsyn i produktionslandskap kan vara den bästa övergripande strategin (Butsic och Kuemmerle 2015). Bevarande i produktionslandskap krävs för bevarande av funktionell mångfald för ekosystemtjänster (Fischer m. fl. 2014). Traditionellt brukade miljöer, till exempel lågintensivt brukade gräsmarker eller människopåverkade skogar, är på många platser också viktiga för att bevara biologisk mångfald och kan kräva områdeskydd med skötsel som upprätthåller det traditionella brukandet (Buckley och Mills 2015, Eriksson 2021). Samtidigt utgör områdeskydd en grundbult när det gäller att bevara arter som kräver ekosystem som endast i begränsad omfattning är påverkade av mänskliga aktiviteter (Watson m. fl. 2014). Områdeskydd kan också vara en väsentlig komponent när det gäller att bevara biologisk mångfald på landskapsnivå, genom att upprätthålla livskraftiga populationer i mosaiklandskap med både skyddade och brukade områden (Tscharnkte m. fl. 2012a). Områdeskydd har därför varit i fokus i internationell policy om bevarande av biologisk mångfald (Mace m. fl. 2018), t.ex. Aichi-målet om att bevara minst 17% av alla land- och sötvattensområden samt 10 procent av

kust- och havsområden, mål som sannolikt kommer att skärpas vid FN-mötet COP-15 i Montreal i december 2022. Att sätta mål som handlar om hur stor andel av land- och vattenarealen som skall bevaras är ett trubbigt instrument, eftersom skyddade områden kan vara av mycket *olika kvalitet* och *komplettera varandra i olika grad* (Rodrigues och Cazalis 2020). Ett rent ytbaserat mål riskerar att fokusera ansträngningar att upprätta områdesskydd till områden av lågt ekonomiskt värde, oavsett deras värde för den biologiska mångfalden (Pressey m. fl. 2021). En omfattande litteratur och metodutveckling har därför fokuserat på hur man skall prioritera avsättning av skyddade områden för att maximera nytta i relation till kostnader (Moilanen m. fl. 2009, Kukkala och Moilanen 2013). Den praktiska implementeringen av dessa verktyg är dock oklar (Sinclair m. fl. 2018).

Ytbaserade mål ignorerar det faktum att många ekologiska processer sker över större rumsliga skalor än enskilda skyddade områden (Hansen och Defries 2007a, b). Detta kan till exempel gälla skalan på naturliga störningar som är kritiska för vissa arters överlevnad eller att organismers rörelser inom generationer (t.ex. rörelser för att hitta föda och partners) och mellan generationer (spridning) länkar ekologiska processer i ett visst skyddat område till processer som också innefattar det omgivande landskapet. Detta medför att även om ett område är skyddat kan arter som förekommer där ändå dö ut. Om trycket från mänskliga aktiviteter i det omgivande landskapet är högt kan det leda till förhöjd utdöenderisk även i områden som är skyddade (Brashares m. fl. 2001). Processer på landskapskalor kan också påverka i vilken mån en ögonblicksbild av mångfalden speglar bevarandevärdet. Ett exempel är att mångfalden i små och nyligen fragmenterade reservat riskerar att minska genom framtida lokala utdöenden som inte kompenseras genom kolonisering från andra områden – det vill säga att reservaten har en så kallad utdöendeskuld (Jablonski 2001, Kuussaari m. fl. 2009). Om den biologiska mångfalden i skyddade områden påverkas av det omgivande landskapet (eller vice versa), kommer den samlade effekten av att skydda en viss mängd habitat (eller satsa en viss mängd resurser på att avsätta skyddade områden) att bero på var skyddade områden placeras. Viktiga faktorer är framför allt deras storlek och aggregering i landskapet och det omgivande landskapets egenskaper. Detta innebär att ett fokus på att skydda representativa områden för olika naturtyper behöver kompletteras med ett *landskapsperspektiv* på var dessa områden skyddas (Ellis m. fl. 2012, Donaldson m. fl. 2017). Vilka rumsliga aspekter som prioriteras har konsekvenser för vilka områden som kan anses ha störst värde för bevarande (t.ex. Hanson m.fl. 2022). Det innebär att kunskap om vilka ekologiska processer som är av betydelse för att gynna bevarande är centralt för att inte andra aspekter som exempelvis fokus på habitatkvalitet ska kompromissas bort i onödan.

För att utvärdera om befintliga eller framtida strategier för att skydda områden leder till att biologisk mångfald bevaras krävs uppföljning. I Sverige behövs detta för att följa upp miljömålen men det är också ett krav från EU beträffande till exempel Natura 2000 områden. Det finns flera metoder för att följa upp områdesskydd, från enkla arealbaserade mått, via beskrivningar av befintlig biologisk mångfald i skyddade områden, till instrument som kan fånga de effekter som områdesskydd har på marginalen (det vill säga hur mycket en ökning respektive minskning av arealen skyddade områden skulle påverka bevarande; se nedan). Indikatorer för biologisk mångfald i skyddade områden som används vid beslut om skötsel av reservat och prioriteringar av framtida områdesskydd, behöver ge information för att svara på två frågor: (1) är områdesskyddet optimalt utformat (kostnadseffektivt) och (2) räcker områdesskyddet för att bevara biologisk mångfald i enlighet med de målsättningar som satts upp?

Därför behövs instrument för att följa upp hur det går för den biologiska mångfalden inom skyddade områden. Dessa ska kunna beskriva både det *nuvarande tillståndet* och potentialen för de *dynamiska processer* som äger rum i landskapen som skyddade områden befinner sig i. Det senare gäller till exempel utdöenden som äger rum på grund av att den utdöendeskuld som kan finnas ifall skyddade områden är alltför fragmenterade. Rumsliga prioriteringsverktyg kan till exempel användas i så kallade ex-post utvärderingar om relevanta data finns tillgängliga (Sacre m. fl. 2020), men frågan hur man systematiskt och trovärdigt tar hänsyn till landskapsperspektiv har rönt relativt lite uppmärksamhet. Ett exempel på hur man kan inkludera landskapsperspektivet är att utvärdera hur valda indikatorer kan spegla tidfördröjda effekter såsom pågående utdöenden (utdöendeskulder) eller koloniseringar (kolonisationskrediter; Watts m. fl. 2020).

I den här rapporten presenterar vi ett systematiskt sätt att se på uppföljning av skyddade områden, baserat på den omfattande internationella forskning och debatt som finns kring hur man bör följa upp effekter av områdesskydd på biologisk mångfald (Pressey m. fl. 2021, Geldmann m. fl. 2021, Visconti m. fl. 2019, Woodley m. fl. 2019, Rodrigues och Cazalis 2020). Vårt fokus är vad detta innebär för svenskt områdesskydd. Vi tydliggör frågan att det är områdesskyddets specifika bidrag till bevarande som måste följas upp, vilket kräver utveckling av instrument som kan utvärdera alternativa scenarier. Dessa kan gälla historiskt (ex-post; vad hade hänt om olika områden inte varit skyddade) eller framtiden (ex-ante; vad händer med den framtida mångfalden givet olika strategier för skyddade områden). Vi beaktar också hur uppföljning påverkas av de dynamiska processer som kopplar vad som händer i skyddade områden till det omgivande landskapet.

2. Syfte och metod

Syftet med denna rapport är att utvärdera och sammanställa kunskapsläget när det gäller att följa upp effekten av skyddade områden på biologisk mångfald *i ett landskapsperspektiv*. Med detta som grund föreslår vi hur man kan utveckla metodiken och verktygen för att följa upp skyddade områden. Med landskapsperspektiv avser vi här hur skyddade områden samspelar med landskapet i övrigt, då deras värde för den biologiska mångfalden påverkas både av skötseln av det skyddade området och det omgivande landskapets egenskaper. Ett landskapsperspektiv kan därmed fånga frågor som har att göra med *var skyddade områden placeras i landskapet*, och *hur landskapet runt skyddade områden hanteras* för att uppnå målsättningar med att bevara biologisk mångfald.

Först ger vi en biologisk bakgrund till hur skyddade områden kan påverka populationsprocesser och därmed arters fortlevnad. Vårt fokus är på hur denna påverkan beror på *interaktioner mellan skyddade områden och det omgivande landskapet*, med *tidsfördröjda effekter* som en möjlig konsekvens.

Sedan ger vi en teoretisk bakgrund baserad på internationell forskning kring hur en vetenskapligt grundad utvärdering av skyddade områdens effekt kan utformas för att fånga deras *marginalnytta* (d.v.s deras effekt i sig) och vilka konsekvenser detta har för *vilken information som behövs vid utvärderingar*.

Vi gör också en internationell utblick kring vilken typ av indikatorer som idag används för att följa biologisk mångfald och dess förutsättningar med relevans för utvärderingar. Där lyfter vi särskilt fram indikatorer som kan visa på landskaps-effekter.

För att få ytterligare grund för våra slutsatser gör vi sedan en *genomgång av uppföljning och övervakning av biologisk mångfald i Sverige idag*, både generellt och med avseende på skyddade områden.

Slutligen, i en syntes, knyter vi ihop dessa aspekter, för att föreslå *hur övervakningen av skyddade områden i Sverige kan stärkas så att landskapsperspektiv beaktas*.

3. Resultat

3.1 Bakgrund till områdesskydd i ett landskapsperspektiv

Avsnittet nedan är en sammanfattning av Appendix A, som mer utförligt beskriver landskapsperspektiv på bevarande av biologisk mångfald i skyddade områden. Appendix A bygger i sin tur till största delen på två vetenskapliga artiklar som producerats inom projektet och som sammanfattas på svenska i Bilaga 1 och 2 till denna rapport. För samtliga vetenskapliga referenser, se detta appendix.

3.1.1 Landskapsekologisk teori med relevans för skyddade områden

Även om ett område skyddas och sedan sköts på ett adekvat sätt, kan de arter man avsett att skydda försvinna samtidigt som andra skyddsvärda arter ibland tillkommer trots att ingen påtaglig förändring av området inträffat (Brashares m. fl. 2001, Öckinger m. fl. 2006). En viktig orsak till detta är att arter, och därmed den biologiska mångfalden, i ett skyddat område påverkas av ekologiska processer som även innefattar det omgivande landskapet (Hansen och Defries 2007a). Detta beror bland annat på att organismer är rörliga, vilket leder till att enskilda individer utnyttjar resurser både inom och utanför det skyddade området och att spridningsprocesser förbinder populationer i skyddade områden med andra populationer i det omgivande landskapet (jfr Hanski 1999, Cook m. fl. 2002, Blitzer m. fl. 2012). Även om det skyddade området inte förändrats, kan habitatförändringar i det omgivande landskapet därför påverka reproduktion och överlevnad för de arter man avser att skydda. Det kan ske genom förlust av resurser som också finns i det skyddade området (så kallad landskapssupplementation) eller av kompletterande resurser som inte finns i reservatet men som behövs under vissa säsonger eller livshistoriestadier (s.k. landskapskomplementering; Dunning m. fl. 1992). Förlust av habitat i det omgivande landskapet kan också minska sannolikheten att nykolonisation återskapar en population av en art som slumpmässigt utrotats i ett skyddat område (kolonisations-utrotningsdynamik) eller att spridning från andra habitat av hög kvalitet upprätthåller populationer i det skyddade området (källor-sänkor dynamik; Pulliam 1988, Hanski och Ovaskainen 2002). Arter i det skyddade området kan också påverkas av inflöde av andra arter (t. ex. predatorer eller konkurrenter) beroende på hur området relaterar till det omgivande landskapet (s.k. kanteffekter; Fagan m. fl. 1999, With 2002).

Dessa processer medför att bevarandet av biologisk mångfald i skyddade områden inte kan beaktas i isolering, utan måste förstås och följas upp med ett landskapsperspektiv. Utifrån ekologisk teori har vi identifierat sju egenskaper som påverkar utvecklingen av biologisk mångfald i skyddade områden. Tre av dem är lokala egenskaper: storleken på ett skyddat område, dess mångfald av livsmiljöer, samt inflytandet av kanteffekter. Fyra av dem är egenskaper hos det omgivande landskapet: konnektivitet, det vill säga hur väl förbundna skyddade områden är med liknande livsmiljöer i landskapet, mängden respektive mångfalden av livsmiljöer i landskapet, samt fördelningen (aggregeringen) av skyddade områden i landskapet. Genom att systematiskt kartlägga internationellt

publicerad forskning, undersökte vi vilket empiriskt stöd som finns för betydelsen av dessa egenskaper för bevarande av arter eller biologisk mångfald i skyddade områden. Vi fann att biologisk mångfald gynnas av stora och variationsrika områden som är lokaliserade i landskap med stora arealer av viktiga livsmiljöer samt med hög konnektivitet och mångfald av livsmiljöer. Kanteffekter kan ha både positiv och negativ inverkan på arter och biologisk mångfald, men är ofta negativa för specialister knutna till de specifika habitat man försöker bevara i skyddade områden. Det saknas studier av skyddade områden som visar om dessa bör fördelas på några få stora eller flera små områden för att maximera bevarandet av biologisk mångfald. Eftersom få studier undersökt den relativa betydelsen av skyddade områdens egenskaper, går det utifrån dessa inte heller att bedöma vilka av egenskaperna som ska prioriteras. De flesta empiriska studier har inte beaktat att arter och den biologiska mångfalden påverkas med en tidsfördröjning (utdöendeskulder), vilket inte minst gäller effekter av det omgivande landskapets karaktär. Få av studierna har tagit hänsyn till vilka konsekvenser storskaliga miljöförändringar som klimatförändringar får för hur områdesskydd skall prioriteras och utvärderas.

Eftersom biologisk mångfald i skyddade områden påverkas av ekologiska processer på större rumsliga skalor, kräver en utvärdering av områdenas funktion indikatorer som återspeglar förutsättningarna utanför skyddade områden samt hur skyddade områden förhåller sig till varandra. Sådana indikatorer handlar ofta om tillgången på lämpliga habitat och deras rumsliga fördelning. För att de skall vara relevanta, måste de ha en tydlig koppling till hur, och över vilka avstånd, de arter man vill bevara rör sig i landskapet, både inom generationer (dagliga och säsongsmässiga förflyttningar) och mellan generationer (spridning). Indikatorer kan i sin enklaste form visa på mängden och mångfalden av olika livsmiljöer med hänsyn tagen till avståndet från skyddade områden (konnektivitet). Mer avancerade indikatorer bygger på processbaserade modeller som förutsäger konsekvenser för populationers fortbestånd och storlek baserat på kunskap om deras biologi. Sådana indikatorer bör kombineras med fältdata över artförekomster/individantal, för att återspegla hur arter hittills har svarat på egenskaperna hos skyddade områden och kringliggande landskap. Inom uppföljningen av skyddade områden (se nedan) förekommer (mål)indikatorer på förekomst eller areal av olika livsmiljöer (naturtyper eller strukturer såsom död ved eller blottad sand), men dessa mäts generellt endast inom de skyddade områdena och väger inte in förekomster av samma eller kompletterande livsmiljöer i det omkringliggande landskapet eller hur väl förbundna de är. Internationellt finns dock exempel på index som inkluderar konnektivitet kopplat till olika organismers spridningsförmåga. Dessa skulle kunna utgöra modell för utveckling av existerande livsmiljöindikatorer i Sverige.

För vissa arter finns idag biologisk kunskap när det gäller vilka ekologiska processer och strukturer som är viktiga och på vilka rumsliga skalor de är relevanta. Det finns också data för att utvärdera indikatorer som bygger på denna kunskap. För andra arter är kunskapen bristfällig. Det finns emellertid möjlighet att gruppera arter baserat på deras ekologiska karaktäristika (funktionella egenskaper), vilket innebär att man kan utveckla indikatorer som är relevanta inte bara för en enskild art utan för en grupp av arter med liknande egenskaper. Vi föreslår därför att en uppsättning indikatorer identifieras (jämför ”typiska arter”) grupperade efter krav på livsmiljö och vilken rumslig skala de svarar på miljöförändringar, och att relevanta indikatorer utvecklas baserat på dessa.

3.1.2 Störningsekologi i skyddade områden

Eftersom många arter är beroende av störningar vars frekvens har minskat, till exempel skogsbränder och hävd av ängs- och hagmarker (Hobbs och Huenneke 1992, Dale m. fl. 2001, Cremene m. fl. 2005, Eide m. fl. 2020), är det viktigt att övervaka och säkerställa förekomsten av sådana störningar och associerade arter. Det kan göras antingen inom ramen för områdesskydd eller genom att skapa incitament (t.ex. miljöstödd, certifiering) för störningar i landskapen generellt. För att undersöka dessa strategier i skog och gräsmarker, sammanställde vi slutsatser från vetenskapliga studier av effekter av störningar i skyddade och icke-skyddade områden, samt information om hur störningar styrs och genomförs av svenska myndigheter och andra organisationer. Denna sammanställning visade att störningar i skyddade områden ofta har högre kvalitet än utanför skyddade områden, i synnerhet i skog. Det finns dock ett behov av kontrafaktiska analyser för att klargöra om det finns ett tillskottsvärde av att förlägga störningar i skyddade områden jämfört med i icke-skyddade områden, till exempel beroende på att dessa har högre kvalitet eller bättre effekt i skyddade områden. En fördel med störningar i skyddade områden är att detaljerade och långsiktiga skötselplaner kan öka sannolikheten för att de består över tid. I den andra vågskålen ligger att den begränsade storleken på och omfattningen av skyddade områden, leder till att störningars omfattning lokalt och i landskapet blir liten om de enbart sker i skyddade områden. Vi bedömer därför att det bästa sättet att bevara störningsgynnade arter är att upprätthålla störningar i både skyddade och icke-skyddade områden. På så sätt skulle störningar av hög kvalitet men låg utsträckning i skyddade områden kompletteras av högre utsträckning men lägre kvalitet av störningar i resterande landskapet.

För att övervaka tillståndet för störningsgynnade arter räcker det inte att använda ett områdes skyddsstatus som kvalitetsindikator, eftersom det inte garanterar att störningsgynnade arter bevaras. Övervakning bör därför baseras på förekomsten och arealen av störningar eller strukturer som uppstår genom störningen och på förekomsten av en uppsättning störningsgynnade arter med olika krav på sin livsmiljö. Detta görs delvis redan genom målindikatorer på brunnen skog och hävd. Störningsdynamiken kan manifesteras på olika skalor, vilket gör att det är viktigt att övervaka den rumsliga och tidsmässiga fördelningen av störningar i hela landskapet.

3.1.3 Områdesskydd i ljuset av ett föränderligt klimat

Utöver de rumsliga ekologiska processer som har tagits upp här finns andra dynamiska processer som påverkar i vilken mån ett skyddat område uppfyller sina bevarandemål. Klimatförändringar leder redan till att arters utbredningar förändras, och kan ge upphov till stora indirekta effekter via förändring i vegetation, störningsregimer och markanvändning (Burrows m. fl. 2011, Thomas 2011).

Klimatanpassning av områdesskydd bör syfta till att öka lokala populationers motståndskraft mot förändring, gynna de dynamiska processer som bidrar till att arter kan förändra sina utbredningsområden och säkra klimarefugier, d. v. s. områden som långsammare påverkas av ett förändrat klimat (Hodgson m. fl. 2009, Gillson m. fl. 2013, Morelli m. fl. 2020, McLaughlin m. fl. 2022). Stora skyddade områden eller nätverk av skyddade områden ökar sannolikheten för en sådan anpassning.

3.2 Teoretiska ramverk för att utvärdera områdesskydd

3.2.1 Beslut och kunskapsunderlag i utvärderingar

Syftet med utvärderingar av områdesskydd är att skaffa underlag för beslutsfattande. Det kan handla om beslut som rör skydd eller skötsel av enskilda områden, strategiska beslut kring skydd av en viss typ av habitat, eller policybeslut som berör områdesskyddet som helhet (såsom budget, prioriteringar eller regler för skydd). Utvärderingar bör därför utgå ifrån målen med områdesskyddet, eftersom olika typer av mål kan kräva olika typer av utvärderingar. Målen med områdesskydd kan utgöras av specifika bevarandemål i enskilda områden eller generella bevarandemål, såsom marginal-effekten av att utöka eller minska det samlade områdesskyddet.

Målen för skyddet av ett enskilt område är en delmängd av en bredare ambition med områdesskydd på regional och nationell skala, där ett enskilt reservat kan vara inriktat mot specifika arter för att därigenom bevara den totala mångfalden på större skalor. Biologisk mångfald är ett komplext begrepp, vilket gör att målen med skyddet av ett område också kan vara komplexa. Mål relaterade till olika typer av biologisk mångfald (såsom genetisk variation, variation i arter eller mellan artsamhällen) behöver samsas med mål på olika rumsliga skalor, taxonomiska grupper och livsmiljöer. Mål med områdesskydd kan dessutom sträcka sig över en lång tidshorisont, under vilken det fattas flera beslut kopplade till områdesskydd som kan påverka effekten av skyddet. Detta innebär att målsättningar inte bör tolkas för snävt vid utvärdering av områdesskydd (Cunningham m. fl. 2021), och att möjliga målkonflikter bör lyftas fram när man utformar utvärderingar.

Möjligheten att framgångsrikt genomföra utvärderingar kan begränsas av flera olika faktorer; en utvärdering kan handla om frågor som är svåra att besvara, det kan finnas brister i existerande faktaunderlag, eller begränsat med resurser (inklusive tid) för att genomföra utvärderingen. Beslutsfattande sker därför under en osäkerhet som bör beskrivas för att kunna hanteras (Freckleton 2020). En osäkerhet rör relationen mellan biologisk mångfald och markanvändning eller skötsel. En annan kan vara vad som skulle ha hänt eller kommer att hända med ett område med och utan områdesskydd.

Utvärderingar bör ge underlag till att jämföra olika handlingsalternativ. Det kan vara kontrafaktiska utvärderingar (ex post), det vill säga utvärderingar som jämför vad som hade hänt om man inte hade haft områdesskydd eller alternativa framtidsscenarioer (ex ante), det vill säga om vad som kan hända om man skyddar ett område eller inte. För att kunna göra detta krävs både ett biologiskt underlag om hur den biologiska mångfalden påverkas av olika typer av skötsel och ett socio-ekonomiskt underlag om vilken skötsel ett område förväntas ha om det ligger under områdesskydd eller inte. Här koncentrerar vi oss på det ekologiska underlaget, men poängterar att en fullständig utvärdering också kräver tillgång till scenarier för framtida markanvändning baserade på socio-ekonomiska förhållanden.

Områdesskydd är en allmän angelägenhet och därför är det viktigt att processen för utvärdering av områdesskydd är tydlig och öppen. För att underlätta utvärdering och omvärdering är det dessutom önskvärt att processen för utvärderingen, det vill säga dokumentation, metoder och analyser, är reproducerbar.

Som information i utvärderingar beräknas ofta index som relaterar till måluppfyllelse. Nyttan med index beror framför allt på två faktorer; om de beskriver det

vi vill veta och om de är tillförlitliga. Index som baseras på data, med eller utan stöd av modellberäkningar, kan fånga trender i hur relevanta variabler utvecklas över tid. Det är även möjligt att väga in osäkerheter i användningen av index. I en utvärdering kan ett eller flera index jämföras mot uppsatta mål. En del index är relativt enkla att beräkna, såsom ytan eller andelen skyddad mark. Sådana enkla index missar dock att beskriva mer komplexa fenomen, såsom områdesskyddets kvalitet eller landskaps-sammanhang (Mascia m. fl. 2014). Ett sätt att fånga relevanta aspekter av biologisk mångfald är att använda index som beskriver såväl kvalitet som kvantitet. Index som fångar kvalitet ställer högre krav på information och kan därför vara svåra att mäta. Kraven ökar ytterligare på index som fångar upp ett skyddat områdes värde på sikt (t.ex. för att det finns en utdöendeskuld; Tilman m. fl. 1994). Möjligheten att ta hänsyn till faktorer som påverkar tillförlitligheten i index, såsom skevheter i systematiskt insamlade data, kan också spela stor roll för resultatet (Kleijn och Sutherland 2003).

Val av index bör formas utifrån vad beslutsproblemet är och hur man väljer att angripa det (beslutsstruktur), vad man väljer att väga in vid bedömning (bedömningsmodell) och vad det finns för data och information för utvärderingen (bedömningsunderlag). Teorier för utvärdering av områdesskydd (även kallad programutvärdering) berör en eller flera av dessa delar och kan ge riktlinjer för olika beslut kring utvärdering, vilka kan vara:

- Beslutsstruktur: Förtydliga beslutsproblemet, definiera mål och åtgärder, göra avvägningar mellan olika mål, anta strategi för beslutsfattande (inklusive kunskapsinsamling)
- Bedömningsmodell: Bestäm vad som ska utvärderas (steg i effekt-kedja), specificera en konceptuell modell, identifiera mätvariabler och vad bedömningen ska ta hänsyn till
- Bedömningsunderlag: Definiera vilka typer av evidens som kan användas vid bedömningen, anta en strategi att samla och värdera evidens, och föreslå en plan för kunskapsinsamling

Här följer en sammanfattning av teorier och principer som kan användas för utvärdering. En mer fördjupad beskrivning med vetenskapliga referenser finns i Appendix B.

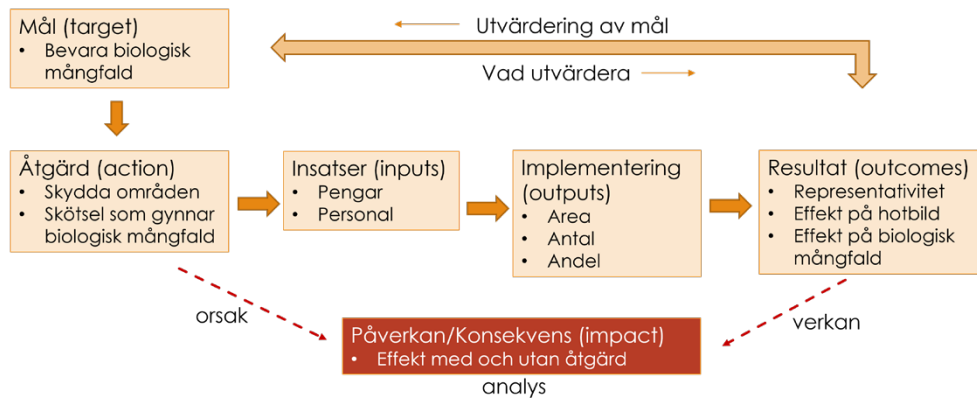
3.2.2 Förändringsteori

Planering och utvärdering av program för att bevara biologisk mångfald kan dra nytta av teoretiska ramverk utvecklade för programutvärdering.

Så kallad Förändringsteori (eng. Theory of Change; Margoluis m. fl. 2013, Rice m. fl. 2020, Pressey m. fl. 2015) kan tillämpas på processen för utvärdering av bevarande av biologisk mångfald genom områdesskydd. Teorin beskriver vägen från åtgärd till resultat i flera steg i en så kallad effektkedja (Figur 1). Stegen utgörs av

- Tilldelning av insatser, såsom pengar, arbetskraft och andra resurser
- Utfall från insatserna, det vill säga ”vad man får för pengarna”, såsom skyddad area eller omfattning på skötsel
- Resultat i form av status och trend för organismer och habitat (bevarande)
- Påverkan/konsekvens i form av effekten av skyddet i sig på bevarande av biologisk mångfald

En effektkedja ger en tydlig bild av orsakssambanden mellan åtgärd och resultat och därmed en förståelse för planeringsbehov och vilka steg man behöver mäta för att utvärdera effekten av åtgärder. En tillämpning av förändringsteori på områdeskydd är PAME (Protected Area Management Effectiveness) som är ett ramverk för utvärdering av hela effektkedjan (Figur 1). Även om hela kedjan avses, är det i praktiken ofta endast en liten del som handlar om de sista stegen, d.v.s. resultat och påverkan (Leverington m. fl. 2010).



Figur 1. Förändringsteori visar på en kedja av effekter från mål och åtgärd till resultat, vilket utgör delar i en programutvärdering. En fullständig utvärdering bör inkludera en kontrafaktisk analys av den påverkan eller konsekvens en åtgärd har haft på uppsatta mål.

Förändringsteori visar vad man bör mäta för att utvärdera grunden för den bedömningsmodell som behövs. Förändringsteori går att kombinera med andra teorier för beslutsstruktur och bedömningsunderlag (se nästa stycke), vilka bidrar till ytterligare krav på bedömningsmodellerna och därmed vilka index som behövs för utvärdering.

3.2.3 Beslutsteori

STRUKTURERAT BESLUTFATTANDE

Strukturerat beslutsfattande är ett ramverk (Gregory m. fl. 2012) som kombinerar beslutsteori med principer för riskanalys. Detta ramverk framhåller vikten av väl formulerade mål, ett genomtänkt förhållningssätt till hur ett vetenskapligt underlag kan användas, inklusive hantering av osäkerhet, och en tydlighet i hur olika samhällsvärden (kopplade till bevarande och andra kostnader eller nyttor) kan vägas samman i beslutfattandet. Strukturerat beslutsfattande ingår ofta som en del av adaptiv förvaltning.

ADAPTIV FÖRVALTNING

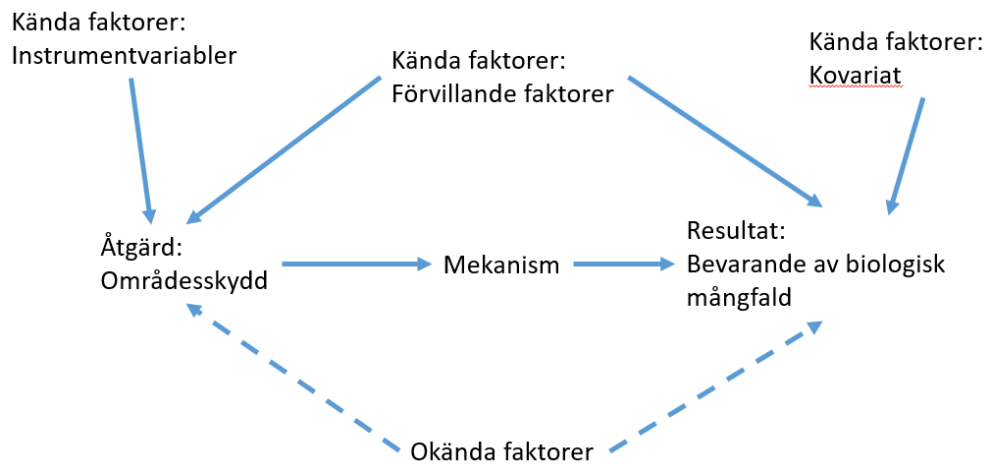
Beslut kring skydd kan behöva ändras över tid och anpassas till hur skyddsbehovet förändras eller hur väl områdesskyddet fungerar. Adaptiv förvaltning (Lindenmayer och Burgman 2005, Keith m. fl. 2011) är ett ramverk för att strukturera kunskapsinsamling och beslut som går ut på att minska risken för att göra fel på grund av att man har begränsad kunskap om hur systemet svarar på en åtgärd. Detta genom att beslut kontinuerligt omprövas och baseras på rådande kunskapsläge om de system som förvaltas.

EVIDENSBASERAT BESLUTFATTANDE

Evidensbaserat beslutsfattande är ett koncept som härrör från medicin, men som idag används inom många olika områden, inklusive miljö- och naturvård (Sutherland m. fl. 2004). Fokus är på att sammanställa kunskap om åtgärder inom olika områden som ska ligga till grund för beslutsfattande eller policy. Ett utmärkande drag är kritisk granskning av kunskapskällor, vilka kan ordnas i hierarkier där randomiserade kontrollerade studier tilldelas högt värde. Slutsatser dras oftast genom att experter granskar och bedömer tillgänglig evidens.

3.2.4 Modeller och analys

Modellbaserade analyser är användbara, om inte nödvändiga, för att kunna göra en fullständig utvärdering av områdesskyddens betydelse för biologisk mångfald. Möjligheten att svara på en utvärderingsfråga begränsas om man enbart förlitar sig på data eftersom det ställer stora krav på hur denna data samlas in och det ofta är svårt att kombinera data från olika källor. Vilka variabler som behöver mätas och modeller som behöver skapas för att utveckla indikatorer för utvärdering av områdesskydd beror således på uppsatta mål och åtgärder. Det beror också på hur utvärderingsfrågan ställs och vilken ansats som väljs för kunskapsinsamling. Sammantaget får detta konsekvenser för vilka data som behövs, till exempel hur och var denna data samlas in. För att kunna tolka mönster i data, ställs även krav på kunskap om de biologiska system som skall bevaras och de hot de utsätts för. Ju viktigare det är att försäkra sig om att observerade förändringar på biologisk mångfald är orsakade av områdesskyddet *i sig*, desto större krav ställs på vår förståelse av processer och mekanismer som påverkar organismer och habitat och deras långsiktiga överlevnad.



Figur 2. En konceptuell modell för faktorer och variabler att ta hänsyn till vid analys av en åtgärds (områdesskydd) betydelse för resultatet (bevarande av biologisk mångfald; från Ferraro och Hanauer 2014).

KONCEPTUELLA MODELLER FÖR ANALYS AV ORSAK-VERKANSSAMBAND

Formulering av en konceptuell eller mental modell är användbart för att strukturerat kunna svara på en viss frågeställning. Sådana modeller utgör grund för analys av orsak-verkanssamband, genom att förtydliga mekanistiska förklaringar och peka på vilka instrumentella variabler och förvillande faktorer (Ferraro och Pattanayak 2006) som behöver beaktas för en fullständig utvärdering av betydelsen av skydd (Figur 2).

KONTRAFAKTISK ANALYS

Frågan hur status eller trend för biologisk mångfald i ett idag skyddat område hade varit *utan områdesskyddet* kan bemötas med en kontrafaktisk jämförelse (Pressey m. fl. 2015). I praktiken görs kontrafaktiska analyser genom att jämföra skyddade områden med icke-skyddade områden som liknar de skyddade områdena så mycket som möjligt, helst både före och efter skyddets införande. Det finns goda förutsättningar för kontrafaktiska analyser av områdesskydd med statistiska metoder på tids-serier eller "what-if" analyser med simuleringsstudier. Statistiska process-baserade modeller öppnar upp för analyser som kombinerar en mekanistisk förståelse för hur områdesskydd påverkar den biologiska mångfalden med modeller för den typ av data som analysen kan byggas på. Kontrafaktiska analyser kan även utföras med expertbedömningar, men för att säkerställa dess trovärdighet krävs strukturerade ansatser och transparens vad gäller såväl evidensunderlaget som processen för bedömningen.

3.3 Indikatorer på biologisk mångfald och områdesskydd

Avsnittet nedan är en sammanfattning av Appendix C, som mer utförligt beskriver indikatorer för att mäta områdesskydd och biologisk mångfald med en internationell utblick. För vetenskapliga referenser, se detta appendix.

Behovet av att följa och utvärdera den biologiska mångfaldens status har lett till flera internationella initiativ. Dessa är inriktade på att sammanställa information om såväl den övervakning som sker som de indikatorer som utvecklas för att översätta insamlade data till mått som kan användas i utvärdering och som beslutsstöd. Här ingår Biodiversity Indicator Partnership (BIP) och Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network (GEO BON) på den globala scenen samt Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) och EuropaBON på den europeiska. Inom initiativen har ett relativt stort antal (närmare hundra) olika indikatorer tagits fram av vilka många tagits upp som officiella av internationella samarbetsorgan såsom Konventionen om biologisk mångfald (CBD), Internationella naturvårdsunionen (IUCN) och Den mellanstatliga plattformen för biologisk mångfald och ekosystemtjänster (IPBES).

Indikatorerna kopplar till många internationellt uppsatta miljö- och hållbarhetsmål, men här fokuserar vi på de mål som sorterar under Aichimålen 5, 11 och 12. Dessa är inriktade på att kraftigt minska eller stoppa förlust och fragmentering av naturliga livsmiljöer (mål 5), skydda minst 17 procent av terrestra miljöer och 10 procent av marina miljöer på ett effektivt, rättvist och representativt sätt med avseende på biologisk mångfald och ekosystemtjänster (mål 11) och stoppa utrotningen av hotade arter och förbättra deras status (mål 12). Indikatorerna kan delas in i två huvudsakliga grupper; de som mäter status eller förändring i biologisk mångfald generellt och de som mäter aspekter av områdesskydd i relation till biologisk mångfald.

3.3.1 Generella indikatorer på biologisk mångfald

Indikatorer som mäter biologisk mångfald generellt utan hänsyn till förekomsten av områdesskydd bygger på antingen direkta mätningar av biologisk mångfald, indirekta skattningar baserade på förekomst och kvalitet på livsmiljöer, eller expertbedömningar av arters status, trend eller utrotningsrisk.

En första typ av indikatorer, t.ex. Wild Bird Index och Living Planet Index, väger samman populationsstorleken hos ett antal arter. Populationsstorlekar skattas genom regelbundna (i princip årliga) och standardiserade inventeringar. Genom att relateras till ett gemensamt basår kan sedan arter med vitt skilda populationsstorlekar kombineras, oftast som geometriskt medelvärde som mäter proportionella förändringar. Index kan beräknas för grupper av arter som är specialiserade till en specifik livsmiljö, för att spegla statusen hos den biologiska mångfalden i dessa miljöer. I Sverige beräknas sådana index t.ex. för fåglar i jordbruksmark, skog och våtmark och för fjärilar i gräsmark. Trender i dessa mer eller mindre årliga index kan ge relativt tidiga signaler på ändrade förhållanden jämfört med index som följer förändringar i utbredning (utdöende eller kolonisering).

En andra typ av generella indikatorer kopplar förekomst av arter till förekomst av olika typer av livsmiljöer eller markanvändning. Genom att kombinera information om miljövariabler (temperatur, nederbörd, markfuktighet, altitud), geografiskt läge och markanvändning (åker, betesmark, lövskog, våtmark) med information om arters förekomster kan kartor skapas som beskriver vilken kvalitet marken har som livsmiljö för arterna. Kvalitetsskattningen kan baseras på statistisk modellering, vetenskaplig litteratur eller expertbedömningar. Species habitat index (SHI) använder sådana habitatkvalitetskartor gjorda över tid och beskriver den proportionella förändringen i habitatkvalitet i en region för arten i fråga. Miljö- och markanvändningsinformation kan också kvantifieras utifrån i vilken grad mark och miljö påverkats av mänskliga aktiviteter. I Biodiversity Intactness Index (BII) och Biodiversity Habitat Index (BHI) utnyttjas exempelvis en databas över studier av olika mått på biologisk mångfald i lokaler med en gradient av livsmiljöer som till olika grad påverkats av människan. Statistiska modeller applicerade på dessa data används för att skatta och förutsäga artsammansättning under rådande mänsklig påverkan jämfört med under naturliga förhållanden, d.v.s. hur mycket av den naturliga artsammansättningen (BII) eller de naturliga livsmiljöerna (BHI) som finns kvar i ett område (land eller region).

En tredje typ av indikatorer utgörs av sammanställningar av existerande expertbedömningar. Det kan exempelvis vara en enkel sammanräkning av andelen arter som bedömts tillhöra olika hotkategorier enligt rödlistan (Conservation status of species under the EU Habitats Directive, SEBIO03), men det finns även mer avancerade sammanräkningar såsom Red list index (RLI) som summerar en numerisk översättning av rödlistekategorierna för alla arter och standardiserar mot den summa som erhållits om alla arter varit utdöda. RLI kan ses som ett mått på hur långt från utrotning ett lands alla rödlistade arter är. Motsvarande index finns också för hela ekosystem (baserad på motsvarande rödlista för ekosystem).

3.3.2 Indikatorer för områdesskydd

De indikatorer som i internationella sammanhang lyfts fram för att spegla områdesskydd kan delas in i tre grupper. En grupp mäter de skyddade områdenas täckning, en grupp mäter hur sammanhängande de skyddade områdena är och en sista grupp baseras på expertbedömningar av skyddets funktion ur flera olika aspekter, såväl administrativa som biologiska.

Områdesskyddets täckning beräknas på olika sätt. De mest grundläggande indexen (t.ex. Protected Area Coverage) mäter andelen yta av ett land eller region som är under områdesskydd. De tar inte hänsyn till var skyddet är placerat, men kan anpassas så att den ytmässiga täckningen beräknas för områden som innehåller hög biologisk mångfald. Ett mer avancerat täckningsindex använder information om artsammansättning för att dels väga samman de skyddade områdenas täckning för områden med likartad artsammansättning, dels vikta betydelsen av områdenas täckning med hur unika artsamhällena är så att områden med unik artsammansättning väger tyngre (t. ex. PARC representativeness index). Sådana index mäter alltså hur väl den biologiska mångfalden är representerad i skyddade områden. Ytterligare en förfining är att relatera täckningen till uppsatta mål för varje art. Indikatorernas användbarhet bygger på att man definierat hur stor del av arternas livsmiljöer som behöver vara säkrade (skyddade) för att arten ska bevaras långsiktigt. Index kan uttrycka hur stor andel av behovet av säkrad livsmiljö som uppnåtts för varje art och kan summeras som ett medelvärde (t. ex. Species Protection index).

Index som mäter konnektiviteten mellan de skyddade områdena använder sig av förväntade rörelse/spridningsavstånd för de organismer man avser skydda (t. ex. Protected Connected index, PARC connectedness index). Indexen beräknas genom att sammanräkningar av areorna på de skyddade områdena (ibland inkluderas oskyddade områden av hög kvalitet) viktas med avståndet mellan dem där viktningen bestäms av organismernas mobilitet. Sammanräkningarna kan vara alla parvisa produkter av områdenas ytor eller summeringar på landskapsnivå där organismer förväntas röra sig enligt minsta motståndets lag (lättare att röra sig i skyddad eller orörd natur).

En sista grupp av index utnyttjar experters bedömningar av kvalitet, status och trend för olika företeelser i de skyddade områdena. Bedömningarna görs i rangordnade steg utifrån ett noggrant utformat frågeformulär (s.k. scorecard). Bedömningarna omvandlas till poäng och jämförs med uppsatta gränsvärden för önskvärt tillstånd. Metoden är formaliserad i olika utvärderingsverktyg inom det ramverk som kallas Protected Area Management Effectiveness (PAME).

3.4 Uppföljning av områdesskydd i Sverige

Avsnittet nedan är en sammanfattning av Appendix D, som mer utförligt beskriver uppföljning och utvärdering av skyddade områden och bevarande av biologisk mångfald i Sverige idag. För vetenskapliga referenser, se detta appendix.

I Sverige finns två kompletterande system för att följa upp status och bevarande av biologisk mångfald. Uppföljningen av skyddade områden har som avsikt att följa hur syftet och målen med bevarande uppnås i enskilda områden samt hur områdesskyddet generellt bidrar till bevarande av biologisk mångfald. Den biogeografiska uppföljningen syftar till att på biogeografisk eller nationell nivå följa arter och naturtyper som finns upptagna i EU:s art- och habitatdirektiv, d.v.s. arter och naturtyper som anses vara av särskilt intresse att bevara i ett europeiskt perspektiv.

3.4.1 Uppföljning av skyddade områden

Uppföljningen av skyddade områden bygger på att det för dessa finns specificerade syften och specifika bevarandemål för hur förhållandena ska vara för att tillståndet skall betraktas som gynnsamt. Till målen ska en uppsättning indikatorer (s.k. målinikatorer), samt associerade tröskelvärden, specificeras som ska kunna användas för att bedöma tillståndet för arter eller naturtyper. Bedömningen görs generellt genom att utifrån inventeringar skatta medelvärde och osäkerhet (konfidensintervall) för målinikatorerna, vilka sedan jämförs med tröskelvärdet för att avgöra om gynnsamt tillstånd råder.

Uppföljningen består av a) en obligatorisk uppföljning (block A) som skall utföras i alla Sveriges skyddade områden och fokuserar på ett begränsat antal arter, naturtyper och åtföljande målinikatorer, b) en områdesvis uppföljning (block B) där länsstyrelserna i större utsträckning väljer vilka områden, arter och naturtyper som är i fokus, och där ett större utbud av målinikatorer kan användas och c) en kompletterande uppföljning där Naturvårdsverket har möjlighet att i ett stickprov av skyddade områden följa upp delar som inte täcks av övrig uppföljning (block C). Block A och C är främst avsedda för nationell utvärdering medan block B i större utsträckning används för i utvärdering av den lokala förvaltningen av enskilda områden. Målinikatorerna för naturtyper är av tre typer: areal, struktur/funktion och typiska arter. Strukturer och funktioner kan utgöras av viktiga livsmiljöer (t.ex. blottad sand, död ved), viktiga störningsprocesser (t.ex. hävd och brand) eller negativa processer (t.ex. igenväxning av buskar och träd). Typiska arter är sådana som karaktäriserar naturtypen. Naturtypsuppföljningen bygger på att dessas utbredning är karterad i alla skyddade områden och varje naturtyps utbredning i varje skyddat område utgör uppföljningsenheter som inventeras var för sig och till vilka målinikatorerna kopplas. För arter finns målinikatorerna utbredning (förekomst), utbredningen av deras livsmiljö och mått som beskriver deras populationsutveckling. Vilken av dessa som används beror bland annat på artens bevarandestatus, dess betydelse som indikatorart och hur lätt den är att inventera.

Uppföljningen regleras i fastställda riktlinjer och metodiken finns detaljerat beskriven i tjugotalet uppföljningsmanualer uppdelade på olika markslag och artgrupper. Inventeringarna ska företrädesvis utgöras av totalinventeringar (hela uppföljningsenheten täcks, ofta med fjärranalys) eller objektiva (regelbundet utlagda) eller i undantagsfall riktade (om företeelsen som inventeras är aggregerad) stickprov i form av provtytor eller transekter med en 6- eller 12-årig omdrevsfrekvens (tid mellan återbesök).

Information om de skyddade områdena såväl som uppföljningen ska lagras i det övergripande datasystemet VIC Natur, där SkötselDOS, Uppdragsportalen och Natura-naturtypskartan (NNK) är speciellt relevanta för uppföljning. I SkötselDOS lagras bland annat målinikatorer, tröskelvärden, och planerade inventeringar. Inventeringsuppdragen skickas till Uppdragsportalen där de görs tillgängliga för utförare och där dessa rapporterar in resultat. I systemen ingår en funktionalitet för analys av inventeringsresultaten som ger skattningar och jämförelser av målinikatorer mot tröskelvärden. NNK innehåller geografisk information om naturtypernas utbredning i skyddade områden vilken justeras vid förändringar i naturtypens areal. Det är framför allt för uppföljning av naturtyper som dessa system används. Målinikatorer för arter kan inte lagras i SkötselDOS och data från inventeringarna av arter kan inte lagras i Uppdragsportalen utan lagras i Artportalen och kan därför inte analyseras på samma sätt.

Noggranna riktlinjer och väldokumenterad metodik är ingen garanti för ett problemfritt genomförande, vilket Naturvårdsverkets egna utvärderingar (CMA Research AB 2017, Ekologigruppen AB 2018), vår analys av ett utdrag ur SkötselDOS (utdrag gjort december 2020) samt våra kontakter med landets länsstyrelser visar. Regionala och nationella sammanställningar försvåras av att framför allt SkötselDOS och Uppdragsportalen används i väldigt varierande grad av länen. Detta sägs bero på systemens bristande funktionalitet och användarvänlighet. Ett fåtal län står för huvuddelen av de registrerade målkriterierna i SkötselDOS och problemet förvärras av att betydligt mer än hälften av målkriterierna inte har några registrerade tröskelvärden, vilket gör att man för de flesta målkriterier inte kan bedöma gynnsamt tillstånd. Liknande problem gäller för Uppdragsportalen där endast registrering av data från uppföljning i gräsmark, skog och rikkärr är möjlig och graden av länens registreringar av målkriterier och tröskelvärden är låg. Mycket av resultaten från uppföljningsverksamheten hanteras alltså inte i de centrala datasystemen, utan lagras och analyseras lokalt.

Bedömning av gynnsamt bevarandetilstånd kan inte göras om målkriterierna skattas med för stor osäkerhet. Dessvärre mäts många målkriterier med en osäkerhet som är större än vad som i normalfallet utgör gränsen för när bevarandetilståndet med säkerhet kan bedömas som uppnått eller ej (tillståndet bedöms då som osäkert). Typiska arter är ett exempel på målkriterier som ofta mäts med stor osäkerhet eftersom de ofta förekommer med låga tätheter i de stickprovsbaserade provytorna.

Oaktat dessa problem innebär systemet med att bedöma om gynnsamt tillstånd uppnåtts genom jämförelser av målkriterier mot tröskelvärden vissa fördelar. Framför allt kan många olika typer av målkriterier, som mäter olika aspekter på områdeskyddet och där måtten har olika enhet, enkelt kombineras på en gemensam skala för sammanvägd bedömning av både ett enskilt områdes tillstånd och statusen på alla områden i en region eller nationellt. Det kräver dock att fastställande av tröskelvärden görs enhetligt för alla målkriterier och inte schablonmässigt för vissa och mer vetenskapligt underbyggt för andra vilket ofta är fallet i dagens uppföljning. De vetenskapligt satta tröskelvärdena är ofta mer ambitiösa än schablonen vilket leder till att gynnsamt tillstånd i större utsträckning signaleras för målkriterier med vetenskapligt mindre välgrundade tröskelvärden.

En viktig nackdel med uppföljningen av skyddade områden är att målkriterierna i princip uteslutande mäts i de skyddade områdena och man har därför inga uppmätta målkriterier i områden utan skydd med vilka kontrafaktiska jämförelser kan göras. Uppföljningen av skyddade områden räcker därför inte ensam till för att utvärdera skyddets effekt.

3.4.2 Biogeografisk uppföljning

SYFTE OCH INNEHÅLL

Den biogeografiska uppföljningen är avsedd att tillgodose de krav som art- och habitatdirektivet ställer på övervakning och rapportering och gäller enbart de arter och naturtyper som tas upp i direktivet. Uppföljningen utnyttjar information insamlad inom annan övervakning av biologisk mångfald, inklusive uppföljningen av skyddade områden men bygger också i varierande grad på egen datainsamling. Naturtypsuppföljningen utnyttjar uteslutande nationella övervakningssystem (se avsnitt 3.5 och Bilaga 3) med stor täckning över landet och där naturtyper klassas som en del av övervakningen (fr. a. Terrester habitatuppföljning, Riksskogstaxeringen, Satellitbaserad övervakning av våtmarker) och riktad regional övervakning för särskilda naturtyper

(gräs- och hållmarksnaturtyper). Arter följs däremot i större utsträckning i egna inventeringsprogram uppdelat på grupperna däggdjur, fladdermöss, grod- och kräldjur, trollsländor och dykarskalbaggar, landsnäckor, fjärilar, skal- och skinnbaggar och klockrypare, kärlväxter samt mossor och lavar.

Uppföljningen bygger på mätningar av areal, strukturer och funktioner och typiska arter för naturtyper och utbredningsområde, populationsstorlekar och livsmiljö för arter. Arter och naturtyper prioriteras efter hotbild eller tillgång på data, där prioriterade arter eller naturtyper mäts med större noggrannhet.

DATAKVALITET I DEN BIOGEOGRAFISKA UPPFÖLJNINGEN

Inventeringarna inom den biogeografiska uppföljningen planeras efter hur vanlig arten eller naturtypen är och hur den är fördelad i landet. Den biogeografiska uppföljningen är, särskilt för vissa arter eller artgrupper, fortfarande under utveckling. Detta gäller exempelvis kärlväxter och vedlevande evertebrater (Jansson 2019). Även naturtypsuppföljningen utvecklas, bland annat genom förändringar inom Nationella inventeringen av landskapet i Sverige och Terrester habitatuppföljning (NILS resp. THUF; Adler m. fl. 2020) och pågående utveckling av program för att följa upp specifika naturtyper framför allt i gräsmark (Lundin m. fl. 2016, Glimskär m. fl. 2018). För andra artgrupper, som exempelvis fjärilar, grynsnäckor och mossor (Wiklund 2015, Jonsson 2018, Pettersson och Arnberg 2021), har den biogeografiska uppföljningen hunnit etablera lokalnätverk med god täckning och standardiserade metoder.

Utvärderingar av datakvaliteten i den biogeografiska uppföljningen pågår. Resultaten hittills indikerar stor osäkerhet i skattningar av såväl naturtypernas arealer som arternas populationsstorlekar. I Berglund (2019) framgår att i merparten av naturtypsarealerna lever detekterbar förändring inte upp till Naturvårdsverkets ambitioner på nationell nivå. Uppföljning av naturtypernas struktur och funktion har inte utvärderats men vi bedömer att den typen av variabler skattas med minst lika stor osäkerhet. Den främsta anledningen till att den biogeografiska uppföljningen för naturtyper idag inte lever upp till Naturvårdsverkets ambitioner uppges bero på många naturtyperns begränsade utbredning, vilket gör dem svåra att fånga upp med de aktuella uppföljningssystemen.

Utvärdering av den biogeografiska uppföljningen av arter visar också att endast ett fåtal arters uppföljning når upp till Naturvårdsverkets ambitionsnivå (Sandström och Berglund 2019). Man påpekar dock att ambitionsnivån är hög och kan vara svår att nå upp till med dagens resurser. Det kan även krävas långa tidsserier för att detektera förändring i de fall arterna har långa generationstider. Utvärderingen lyfter trots detta fram att den biogeografiska uppföljningen i kombination med andra övervakningsprogram ger en relativt god bild av populationstrender.

VAD BEDÖMS

I rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet ska en bedömning av bevarandeåtgärdernas, inklusive Natura 2000-områdenas, effekter på bevarandet av direktivets arter och naturtyper anges. I rapporterna framgår dock inte hur denna effekt beräknas och någon tydlig definition av innebörden av Natura 2000-områdenas effekt eller bidrag har heller inte hittats. I de svenska resultaten av den senaste utvärderingen enligt direktivet (Westling m. fl. 2020) redovisas för art- och naturtypsgrupper i bästa fall hur stor andel av förekomsten eller utbredningen som täcks av Natura 2000-områden men ofta anges bara den skyddade arealen. Det är inte alltid tydligt angivet hur arealer och andelar beräknats. Ibland används skattningar från nationella miljöövervakningssystem men

ofta handlar det om uppskattningar och schabloner. Översatt till stegen i effektkedjan inom Förändringsteori (se Figur 1) mäter *arealen* skyddad naturtyp eller artutbredning *implementering*. Den *procentuella andelen* av en utbredning som *täcks av skydd* mäter *resultat i form av representativitet*. Dessa mått i sig mäter alltså inte skyddets *påverkan* eller effekt (marginaleffekten). Om man exempelvis drar slutsatser om skyddets betydelse utifrån representativitet, förutsätter man att skyddet har en bevarande effekt, men man kan inte dra slutsatser kring huruvida den förutsättningen gäller.

JÄMFÖRELSE MELLAN BIOGEOGRAFISK UPPFÖLJNING OCH UPPFÖLJNING AV SKYDDADE OMRÅDEN

Den biogeografiska uppföljningen har likheter med uppföljningen av skyddade områden, genom att man mäter i stort sett samma typ av variabler som de skyddade områdenas målindikatorer och genom att man bedömer bevarandestatus genom jämförelser med referensvärden. Referensvärdena baseras på värden som gällde vid Sveriges inträde i EU och speglar därför inte nödvändigtvis den status som behövs för långsiktigt bevarande.

En stor skillnad mot uppföljningen av skyddade områden är att biogeografisk uppföljning utgår från de följda arternas och naturtypernas hela utbredning i landet och inkluderar därmed i möjligaste mån lokaler både i och utanför skyddade områden.

3.5 Miljöövervakning av biologisk mångfald i Sverige

Den information som samlas in genom svensk miljöövervakningen ska ligga till grund för bedömningar vid utvärdering av miljömålen, för rapportering enligt internationella åtaganden inom miljöområdet och för utformning av åtgärder och beslut inom miljöpolitiken (SOU 2019). Vår genomgång inriktas på den miljöövervakning som gäller biologisk mångfald och livsmiljöer. Dock är miljöövervakningen, till skillnad från uppföljningen av skyddade områden och den biogeografiska uppföljningen, inte lika starkt kopplad till rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet eller fågeldirektivet och inte heller direkt utformad för att mäta framgången med områdesskyddet. Men den innefattar data för arter, livsmiljöer och olika strukturer och funktioner som potentiellt kan användas för utvärdering av områdesskyddets roll i naturvården. I många fall strävar man efter samordning av design, metoder och inventeringsinsatser mellan miljöövervakningen och såväl uppföljningen av skyddade områden som den biogeografiska uppföljningen.

Här behandlar vi nationella miljöövervakningsprogram under Naturvårdsverket, Jordbruksverket, Skogsstyrelsen, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Lunds universitet, såväl som den regionala miljöövervakning som bedrivs av länsstyrelserna inom deras regionala miljöövervakningsprogram gällande programperioden 2015–2020 (ex. Länsstyrelsen Dalarnas län 2014, Länsstyrelsen i Blekinge län 2014). Även om omfattande miljöövervakning förekommer i både marina och limniska miljöer tar vi här endast upp den som i huvudsak behandlar terrestra miljöer.

Vi går heller inte närmare in på beskrivning av metoder och design hos de olika åtgärdsprogram som finns framtagna för många av våra mest hotade arter och miljöer, i dagsläget drygt 130 program för ca 300 arter, även om denna kunskap om hotade arter kan vara värdefull i uppföljningssammanhang. Åtgärdsprogrammen liknar den

biogeografiska uppföljningen i så måtto att man har ett art- eller naturtypsperspektiv och inhämtar och sammanställer kunskap från många olika källor. Programmen är huvudsakligen inriktade på att ta fram åtgärder och genomföra punktinsatser för att bevara de hotade arterna och miljöerna och utgör därmed ett komplement till annat bevarandearbete såsom skydd av områden, utan speciellt fokus på skyddade områden.

Övervakningsprogrammen spänner över flera olika skalor både geografiskt och tematiskt men karaktäriseras generellt av regelbundet återkommande inventeringar som utförs enligt en fastställd metodik. I det följande sammanfattar vi de stora dragen i övervakningen och försöker lyfta fram aspekter med bäring på huruvida den kan vara användbar i utvärdering av områdesskydd. I Tabell 1 återfinns en översiktlig sammanfattning av programmen medan en detaljerad redovisning återfinns i Appendix E, samt Bilaga 3 och 4.

Tabell 1. Beskrivning av terrester miljöövervakning i Sverige.
* = Program där GIS-information inte erhållits. § = Program där GIS-information för några lokaler saknas

Övervakningsprogram	Stickprovdesign	Geografisk skala	Habitat	Variabler	Omdrev	Metodik
Riksskogstaxeringen (RT)	Systematiskt utlagda lokaler, s.k. trakter, där 4–12 provytor är placerade längs kanten i en rektangel eller kvadrat	Nationell	Skog/Generellt (översiktligt)	bestånd, ståndort, substrat, struktur, naturtyp, mark, åtgärder/påverkan, växter	5 år (skogsrelaterade variabler) 10 år (fr.a. mark-variabler)	Fält – provytor
Nationell inventering av landskapet i Sverige (NILS)/Terrester habitatuppföljning (THUF)	Systematiskt utlagda 1x1 km-rutor (5x5 km) med förtätningar i vissa regioner. 12 provytor och 12 linjer längs kanten av rutan	Nationell	Generellt	träd/skog, markanvändning, lutning, naturtyp, struktur, åtgärder/påverkan, växter	5 år	Fjärr – helyta Fält – provytor
Nya NILS/THUF*	Balanserat urval ur heltäckande 1x1 km-rutnät (5000–20000 rutor i urvalet) med 196 provytor per ruta	Nationell	Lövskog, Gräsmark, Fjäll	träd/skog, markanvändning, lutning, naturtyp, struktur, åtgärder/påverkan, växter	5 år	Fjärr – alla provytor i stickprovet Fält – utvalda provytor med förekomst
Svensk fågeltaxering (SFT) -Standardrutter	Systematiskt utlagda 2x2 km-rutor. 8st linjer (1km) och 8 punkter längs kanten av rutan	Nationell	Generellt	fåglar, däggdjur	1 år (1–6 år, genomsnitt 2 år)	Fält – linjer och punkter
SFT-Punktrutter§	Fritt utlägg av 20 punkter per rutt	Nationell	Generellt	fåglar	1 år	Fält – punkter
SFT-Kustfåglar	Stratifierat urval från rutnät (2x2 km rutor) längs Sveriges kust	Nationell	Kust	fåglar	1 år	Fält – helyta
SFT-Nattrutter*	Fritt utlägg av 20 punkter inom 25x25 km-ruta. 1 rutt per ruta	Nationell	Generellt	fåglar, däggdjur, groddjur	1 år	Fält – punkter
Svensk dagfjärilsövervakning	Fritt utlägg av punkt eller slinga	Nationell	Generellt	dagfjärilar	1 år (ca 5 lokalbesök/år under inventeringsåret)	Fält – punkt (25 m radie, 5 m höjd), slinga (0.5–3 km, 5 m bredd/ höjd)
Floraväkten§	Kända förekomster (växtplatser/ populationer) av rödlistade arter	Nationell	Generellt	Växter, notering av hot och påverkan	1–5 år	Fält – helyta/population
Havsstrandsinventeringen*	Systematiskt utlagda 2.5x5 km rutor längs kusten täckta av hexagonalt nät av linjer. Slumpurval av punkter där linje korsar strandlinje.	Nationell	Havsstrand	strand, träd, buskar, naturtyp, struktur, växter	5 år	Fjärr – helyta (polygon) Fält – transekt vinkelrät mot strandlinje (20 m bred)

Övervakningsprogram	Stickprovdesign	Geografisk skala	Habitat	Variabler	Omdrev	Metodik
Kvalitetsuppföljning i ängs- och betesmarker	Slumpurval (PPS) av 1-4 TUVÅ-objekt i NILS-rutor 5x5 km eller 15x15 km (Norrländ).	Nationell	Betesmark	växter, dagfjärilar, humlor, strukturer	5-6 år (ca 3 lokalbesök/år under inventeringsåret)	Fält - provytor (1-11) och transekt, antal/längd enligt objektstorlek
TUVA	Kända betesmarker från Ängs- och hagmarksinv., Ängs- och betesmarksinv. och blockdata-basen.	Nationell	Betesmark	växter, strukturer	ej direkt omdrevs-förfarande, ominventering pågår	Fält - helyta
Uppföljning av biologisk mångfald i skog med höga naturvärden (UBM)§	Slumpurval av nyckelbiotoper från register hos Skogsstyrelsen och stora skogsbolag.	Nationell	Skogliga nyckelbiotoper	bestånd, substrat, ätgärder, vegetations-/naturtyp, signal-/rödlistade skogsarter	ca 10-12 år	Fält - helyta av max. 2 ha av objektet + transekt
Satellitbaserad övervakning av våtmarker*	Heltäckande i öppen myrmark enligt SMD	Nationell	Våtmark	Förändring i utbredning, uttorkning, igenväxning	ca 10 år med ca 10 års fördröjning	Fjärr - helyta av öppen myr
Miljöövervakning av smådäggdjur*	Utvälda platser i Norrlands inland, fjällen och Skåne	Nationell	Generellt (skog och fjäll)	Smågnagare, näbbmöss	0,5 år	Fält - slagfällor i 1 ha rutor
Skyddsvärda träd§	Slumpurval från ekokartblad varur slumpurval 500x500 m-rutor (1-4 st.) stratifierat på trädforekomst	Regional 9 (8) län	Generellt	Skyddsvärda träd	10 år, 25% byts ut per omdrev (= max 30 års serie)	Fält - helyta
Fladdermöss	Lämpligt habitat och kända förekomster. Linjetransekt (m bil) spridda över Gotland.	Regional 3 län	Generellt / Lämpliga platser	fladdermöss	3 år	Fält - punkter och transekt
Utter§	Lämpliga platser för utterspår, ca 4 st lokaler per 10x10km ruta i heltäckande rutnät	Regional 10 län	Generellt / Lämpliga platser	utter	6 år	Fält - punkter eller 200-600 m transekt
Regional miljöövervakning i landskapsrutor (Remilil) - vegetation och ingrepp i våtmarker	Systematiskt utlägg av 3x3 km rutor enl SFT:s rutnät ev. förtätat 2 el. 4 ggr. enl. lst's ambitionsnivå	Regional 5 län	Våtmark	växter, strukturer	6/12 år	Fjärr - rutor Fält - provytor
Remilil - småbiotoper i åkerlandskapet	Systematiskt utlägg av 3x3 km rutor enl SFT:s rutnät ev. förtätat 2 el. 4 ggr. enl. lst's ambitionsnivå	Regional 11 län	Åkermark	småbiotoper	6 år	Fjärr - rutor Fält - helyta i rutor 3x3km

Övervakningsprogram	Stickprovdesign	Geografisk skala	Habitat	Variabler	Omdrev	Metodik
Remil – gräsmarkernas gröna infrastruktur	Systematiskt utlägg av 3x3 km rutor enl SFT's rutnät ev. förtätat 2 el. 4 ggr. enl. lsts ambitionsnivå	Regional Flygbildsinventering 18 (21) län Fältinventering 15 län	Gräsmark	växter, strukturer	6 år	Fjärr – rutor Fält – provytor
Dagfjärilar i ängs- och betesmarker	Slumpurval av TUVÅ-objekt i rutor i systematiskt rutnät (ej samma som SFT)	Regional 6 län	Ängs- och betesmark	dagfjärilar	5 år (ca 3 lokalbesök/år under inventeringsåret)	Fält – transekt i och slingor utanför objekt
Slätterängar	Samtliga eller urval av länens TUVÅ-objekt	Regional 2 län	Slätterängar	växter (1 län), struktur (hävd)	3 år (hävd; 1 län), 6 år (växter; 1 län) 7 år (hävd; 1 län)	Fält – provytor
Rikkärr	Slumpurval bland kända rikkärr, stratifierade på 4 storleksklasser (7 per klass)	Regional 12 (11) län	Rikkärr	växter, igenväxning, störning	12 år (ev. 6 år i södra Sv)	Fält – provytor
Kryptogamer i ädel-lövskog/boskog	Slumpurval bland nyckelbiotoper och värdekäror, stratifierat på storlek	Regional 4 län	Boskogsområden	epifytiska lavar och mossor	6 – 12 år	Fält – helyta upp till 3 ha annars 3 provytor á 1 ha (slumpade)
Extensiv övervakning av värdefulla skogsbiotoper	Utvalda naturreservat (2 län), nyckelbiotoper och produktionsbestånd (1 län)	Regional 2 län	Värdefull skog	bestånd, ståndort, substrat, struktur, indikatorarter	10 år	Fält – provytor, transekt
Strandängsfåglar	Samtliga strandängar?	Regional 7 län	Strandängar (enstaka inlandsstrandängar)	fåglar	<= 5 år	Fält – helyta
Insjöfåglar	Samtliga fågelskär med kolonihäckande fåglar i de fyra stora sjöarna	Regional 9 län runt Vänern, Vättern, Mälaren, Hjälmaren	Fågelskär	häckfåglar på fågelskär	1 år	Fält – helyta
Kustfåglar i Bottniska viken	Slumpmässigt urval av 2x2 km-rutor i grupper om 4 rutor från heltäckande rutnät av rutor med öar (grupp utgör inventeringsenhet)	Regional 4 län	Kust och öar	kustfåglar	1 år (fasta rutor, rörliga rutor utan omdrev)	Fält – helyta (alla öar eller delar av öar inom rutorna)

Övervakningsprogram	Stickprovdesign	Geografisk skala	Habitat	Variabler	Omdrev	Metodik
Fjällfågelinventering	SFT's standardrutten i fjällen kompletterat med riktat utlägg av transekt	Regional 4 lään	Fjäll	fåglar	1-3 år	Fält - linjer och punkter
Fjällvegetation	Utvalda fjälltoppar (>1000m)	Regional 3 lään	Fjäll	vegetationstäckning, växter	5 år	Fält - provtytor
Artövervakning av ripa (inom Nyckelarter i fjällen)*	Utvalda områden (22) i fjällen	Regional 3 lään	Fjäll	fjällripa, dalripa	1 år	Fält - linjer
Artövervakning av jaktfalk (inom Nyckelarter i fjällen)*	Kända häckplatser i ≥ 4 områden i fjällen	Regional 3 lään	Fjäll	jaktfalk	1 år (2 besök/år)	Fält - revir/bobesök
Myrfågeltaxering	Utvalda fågelrika myrar	Lokal	Myrmark	fåglar	5-6 år	Fält - helyta (heltäckande transekt)
Fåglar i odlingslandskapet	Fritt utlagda punkter i jordbruksmark i älvdalar	Lokal	Jordbruksmark	fåglar	1 år	Fält - punkter
Flora i ängs- och betesmarker	Värdefullaste TUVÅ-objekten (ca. 50)	Lokal	Värdefulla ängs- och betesmarker	växter, struktur (hävd)	12 år alla objekt 6 år hävd 3 år enstaka objekt	Fält - provtytor
Kärlväxter i sörmåndska ängs- och hagmarker*	Urval av de finaste objekten i länet från bl.a. ängs- och hagmarksinventeringen	Lokal	Värdefulla ängs- och hagmarker	växter	6 år	Fält - provtytor
Linjeinventering av humlor	Urval av TUVÅ-objekt i NILS 5x5km-rutnät	Lokal	Ängs- och betesmark	humlor	6 år	Fält - transekt
Kustfågel E-län	Fågelskär m gråtrut + mindre urval (geografiskt utspritt) av dessa	Lokal	Kust och öar	kustfåglar	3 år (mindre urval) 10 år (större urval)	Fält - helyta
Gaddsteklar i jordbrukslandskapet	Slumpurval bland 5x5km-rutor med TUVÅ-objekt (10 per år)	Lokal	Småbrutet odlingslandskap, skog	gaddsteklar (och andra pollinatörer)	Endast en ominventering	Fält - punkter och blomrika ytor
Barrskogslandskapets gröna infrastruktur*	Satellitbildsanalys av hela länet Fältinventering av kända tjäder-spelplatser	Lokal	Skog	tjäder, tjäderhabitat	1 år (25-40 spelplatser) 6 år (habitatanalys från satellitbild)	Fjärr - hela länet Fält - spelplatser

Övervakningsprogram	Stickprovdesign	Geografisk skala	Habitat	Variabler	Omdrev	Metodik
Skogliga indikatorarter	Raggbock: Jämnt fördelade 100 ha rutor (4) i utvalda ekonomiska kartblad (5) Långskägg: samtliga länets kända lokaler	Lokal	Skog	raggbock, långskägg, livsmiljöer	5 år (raggbock) 3 år (långskägg)	Fält – helyta, långskägg provytor (10m)
Vedlevande insekter i skogsvärdestrakter	Tre utvalda naturreservat och ett brukat bestånd i en skogsvärdestrakt samt 4 par bestående av ett naturreservat och en nyckelbiotop (närliggande)	Lokal	Skog	vedlevande insekter, urval skogsvariabler från RT-metodik	6 år	Fält – slumpurval av substrat + skogsvariabler i provytor
Vegetationsförändringar i sanddynor*	Slumpurval bland länets dynområden. Beteseffekter i två av dessa, ett med och ett utan bete	Lokal	Sanddynor	kärl- och vedväxter, mossor, lavar (2 arter), förna, blottad sand	6 år, 2 år (beteseffekter)	Fält – transektor och provytor
Vegetationsförändringar i våtmarker§	Slumpvis urval bland klass 1 objekt från våtmarksinventeringen	Lokal	Våtmark	kärlväxter, mossor, antal träd (höjd ≥ 2dm)	5(-6) år	Fält – provytor
Övervakning av palsa-myror*	Subjektivt urval av lämpliga och representativa palsaområden	Lokal	Våtmark	strukturer, (vegetation)	5 år (minst)	Fjärr – helyta (vegetation i provytor)
Trumgräshoppa	Kända lokaler med fynd inom 10 år	Lokal	Gräsmark	trumgräshoppa, vegetationshöjd, träd- busktäckning	6 år	Fält – fångst/återfångst

3.5.1 Geografisk täckning och design

Programmets geografiska utbredning och design speglar generellt övervakningens syfte, det vill säga att det beror på vilken typ av företeelser man vill studera och hur dessa är rumsligt fördelade.

Den nationella miljöövervakningen har ett bredare fokus och täcker den studerade företeelsen i landet som helhet, åtminstone geografiskt. De regionala övervakningsprogrammen är i större utsträckning inriktade på att följa specifika arter, artgrupper eller habitat/naturtyper och begränsas av administrativa gränser. De företeelser som studeras i dessa system kan mycket väl finnas på många platser i Sverige men övervakningen är begränsad till de län som valt att delta i programmen. Anledningar till att inte delta kan vara att man har valt att använda sina resurser till annan övervakning eller naturvårdsarbete. Den geografiska omfattningen kan ändå vara betydande om flera län har gått samman i gemensamma övervakningsprogram där alla län använder samma metodik. I många fall drivs programmen då av ett ansvarigt län eller andra utförare såsom SLU eller Lunds universitet, vilket underlättar ett enhetligt utförande. Regional övervakning kan vara nationellt heltäckande när företeelsen endast förekommer i ett eller några få län, till exempel program som följer vegetation eller fåglar i fjällen.

I stället för att kategorisera övervakningen enligt geografiska eller administrativa avgränsningar kan man dela in den efter design eller urvalsmetodik. Det är alltid önskvärt att täcka den företeelse man vill studera i sin helhet. Ju större del av den totala populationen (i statistisk bemärkelse) som man mäter desto säkrare blir den skattade statusen och när man täcker hela förekomsten mäter man något som ligger nära det faktiska värdet. Man kan aldrig vara helt säker på att alla förekomster täcks in och det kvarstår alltid osäkerheter som till exempel beror på mätnoggrannhet. Oftast går det dock inte att täcka in hela populationen och man är då tvungen att förlita sig på olika former av stickprov, det vill säga man studerar ett urval av alla förekomster och drar slutsatser om helheten utifrån dessa stickprov. Det finns olika sätt att välja ut ett stickprov och valet av metodik påverkar vilka slutsatser som kan dras.

Vi har identifierat fyra huvudsakliga grupper av designer eller metoder bland övervakningsprogrammen:

- Heltäckande – där övervakningen täcker hela förekomsten av företeelsen
- Systematiskt urval – övervakningen görs i stickprov där lokalerna systematiskt (regelbundet) fördelas över Sverige eller en region
- Slumpvis urval – lokalernas väljs slumpvis, geografiskt eller från en lista
- Subjektivt urval – man väljer lokalernas placering mer aktivt utifrån formella urvalskriterier

HELTÄCKANDE ÖVERVAKNING

Det finns situationer när man åtminstone förekomstmässigt eller ytmässigt kan komma ganska nära att övervaka allt. En är när det som studeras går att följa via fjärranalys (satellitbilder eller flygfoton). *Satellitbaserad övervakning av våtmarker* använder sig uteslutande av fjärranalys där man följer igenväxning och vegetationsammansättning i bottenskiktet baserat på förändringsanalyser (jämförelser av Landsat¹-satellitbilder från två tidsperioder). Heltäckande övervakning kan också användas för företeelser där man utifrån kartmaterial säkert kan avgränsa den intressanta företeelsen (till exempel öar i en skärgård) eller företeelser som man redan har god kännedom om (särskilt vad gäller förekomst, t.ex. hotade arter). Detta gäller exempelvis *Floraväktariet*, *Ängs- och betesmarksinventeringen/TUVA* och flera olika *regionala kustfågelinventeringar*.

SYSTEMATISKT URVAL

Systematiskt urval används i övervakningsprogram som strävar efter att ge en för Sverige heltäckande bild men där företeelserna som studeras har en utbredning eller karaktär som inte lämpar sig för heltäckande övervakning. Systematiskt urval innebär att inventeringarna görs i ett stickprov som speglar företeelsen mot en representativ bakgrund av omvärldsfaktorer. Tillvägagångssättet varierar något mellan dessa program.

Regelbundet urval på nationell skala, som används av *Svensk fågeltaxerings (SFT) standardrutten*, *Riksskogstaxeringen (RT)*, *Nationell inventering i landskapet i Sverige (NILS)* och *Terrester habitatuppföljning (THUF)* innebär att lokaler läggs ut i ett rutnät (på fasta avstånd) över hela landet.

Det systematiska urvalet kan också vara *riktat mot särskilda miljöer* för övervakning av mindre vanliga miljöer, t. ex. gräsmarker, kuster eller våtmarker, där det inte finns anledning att lägga ut ett lokalnät över hela Sverige. Detta gäller t.ex. *Havsstrandsinventeringen* och den regionala övervakningen av gräsmarker, våtmarker och småbiotoper i åkermark inom *Regional miljöövervakning i landskapsrutor (Remiil)*.

SLUMPVIS URVAL

Slumpvis urval av lokaler har i svenska miljöövervakningsprogram gjorts på två olika sätt. Det ena är ett geografiskt urval där man slumpar utifrån ett heltäckande rutnät. Det andra är ett slumpurval gjort ur register över kända förekomster av den studerade företeelsen. Geografiskt slumpurval används exempelvis inom *SFT:s kustfågelinventering* och slumpurval från kända förekomster eller specifika miljöer görs i *Uppföljning av biologisk mångfald i skog med höga naturvärden (UBM)*, *Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker* och flera andra program.

SUBJEKTIVT URVAL

I några program är lokalurvalet mer eller mindre subjektivt. Det innebär att övervakningen inriktas mot de mest värdefulla objekten eller miljöerna, till platser med större förväntad sannolikhet att hitta den eftersökta företeelsen, till platser man anser vara representativa eller som är lätta att ta sig till. Exempel på sådana program är övervakningen av *Fladdermöss* och *Utter* som bygger på kännedom om dessa

¹ Landsat 5 TM/Landsat 7 ETM; <https://landsat.gsfc.nasa.gov>

organismers livsmiljöer, *Fåglar i odlingslandskapet*, *Fjällfågelinventeringen* och *Myrfågeltaxeringen* som placeras i representativa miljöer och *SFT:s punktrutter* och *natrutter* och *Svensk Dagfjärilsövervakning* där inventerarna själva väljer lokaler.

En mer detaljerad beskrivning av övervakningsprogrammets täckning och design återfinns i Appendix E.

3.5.2 Tematisk täckning och tidsupplösning

ARTER, LIVSMILJÖER OCH STRUKTURER

Fåglar täcks väl av den svenska miljöövervakningen. Åttio procent av Sveriges häckande fågelarter övervakas genom SFT:s olika program. Majoriteten av dessa arter följs mot en representativ bakgrund av miljöer genom SFT:s standardrutter (Green m. fl. 2021). Fåglar knutna till kuster, som täcks sämre av standardrutterna, inventeras i SFT:s Kustfåglar samt flera regionala kustfågelprogram, främst längs Östersjökusten, med i stort sett samma stickprovsdesign och inventeringsmetodik. Utanför SFT:s olika delprogram omfattas strandängarnas fåglar och kolonihäckande fåglar i de fyra största insjöarna av heltäckande inventeringar i regionala övervakningsprogram. Fåglar inventeras också i de fyra fjällänen i ett åtminstone till största delen systematiskt stickprov (SFT:s standardrutter). Andra habitat är sämre täckta av övervakning. Enstaka län genomför en begränsad övervakning av fåglar i jordbruksmark, på myrar och i skog. Dessa utförs i mer eller mindre subjektivt utvalda lokaler. Fågelinventeringarna utgörs generellt enbart av räkningar av individer/par eller i några fall revirkarteringar, men inga andra variabler samlas in i samband med inventeringarna. Ett intressant övervakningssystem är programmet Barrskogslandskapets gröna infrastruktur i Jönköpings län där man kombinerar fjärrkartering, modellering och klassificering av lämpliga tjäderhabitat med inventering av spelande tuppar på spelplatser.

Kärlväxter inventeras i många övervakningsprogram även om växtinventeringen i sig inte är det primära målet med övervakningen. Växtinventering av ett ganska stort urval arter ingår i de nationella programmen RT, NILS och UBM. Växtinventeringar utgör en central del av de större program som är riktade mot specifika markslag såsom Remiils inventeringar i gräsmarker, våtmarker och småbiotoper, Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker och det regionala programmet Rikkärr. Artlistorna är då anpassade till dessa markslag. Växtinventering utförs också i de regionala och lokala övervakningsprogrammen Vegetation i fjällen, Slätterängar, Vegetationsförändringar i våtmarker och Vegetationsförändringar i sanddynor. Oftast utgörs växtinventeringarna av registreringar (förekomst eller täckningsgrad) i mindre provtyper utplacerade i lokalerna. Rödlisterade växtarter täcks av detaljerad övervakning inom Floraväkeriet, där man räknar eller skattar antalet individer eller skott i ett stort antal kända populationer.

Mossor och lavar inventeras i olika grad i de nationella övervakningssystemen NILS, RT och UBM. I dessa system ingår att dels skatta täckningen av bottenskiktet, dels skatta täckning eller förekomst av ett antal utvalda arter. Liknande skattningar görs även inom Remiils gräsmarksövervakning och inom det lokala övervakningsprogrammet Extensiv övervakning av värdefulla skogsbiotoper som i stort använder samma inventeringsmetodik som RT. Signalarter och rödlisterade arter bland mossor och lavar på träd inventeras i det regionala övervakningsprogrammet Skyddsvärda träd. Det finns också ett regionalt övervakningsprogram, Kryptogamer i ädellövskog, som inventerar mossor och lavar på ädellövträd i äldre värdefulla bokskogar i de fyra sydligaste länen.

Insekter är en mycket artrik grupp som täcks dåligt av Sveriges övervakningsprogram. Dagfjärilar är den mest övervakade insektsgruppen, som övervakas både i de nationella programmen Svensk Dagfjärilsövervakning och Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker och i det regionala programmet Dagfjärilar i ängs- och betesmarker som är gemensamt för sex län. Kvalitetsuppföljningen inventerar även humlor på samma platser som fjärilarna. Insektsarter som ingår som signalarter för nyckelbiotoper och rödlistade insekter inventeras kvantitativt inom Skogsstyrelsens nationella övervakningsprogram UBM. Det finns även några regionala system som har direkt fokus på insekter men som bara görs i enstaka län, och som ibland är begränsade till att innefatta få lokaler eller en mindre del av utbredningen inom länet. Linjeinventering av humlor i Västernorrland görs enligt ungefär samma metodik och design som uppföljningarna av fjärilar. Spillningslevande bladhorningar är en grupp som tidigare varit inkluderade i det nationella Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker men representeras nu bara av ett lokalt program i Östergötlands län. Gaddsteklar och andra pollinatörer inventeras på många utvalda lokaler i ett län (Västra Götaland). Vedlevande insekter är endast representerade av två geografiskt mycket små program. Det ena följer en enda art, långhorningen raggbock, i Torsby kommun i Värmland. Det andra, Vedlevande insekter i skogsvärdetrakter, är begränsat till några få lokaler i en skogsvärdetrakt i Dalarna. Ett lokalt delprogram i Östergötland följer arten trumgräshoppa detaljerat med fångst-återfångststudier i alla för arten kända lokaler i länet.

En särskild svårighet med att övervaka trender för insekter är att de ofta varierar stort i individantal mellan år (en tiopotens i skillnad mellan år är inte ovanligt). Detta gör att trendsattningar från övervakningsprogram med längre omdrevtid än ett år riskerar att bli osäkra. För insektsgrupper där aktivitetsperioden över året skiljer sig mellan arter behövs dessutom ofta flera besök per år för att täcka in de olika arterna. I genomsnitt inventeras Svensk Dagfjärilsövervaknings lokaler 5 ggr per år. Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker och det regionala programmet Dagfjärilar i ängs- och betesmarker inventerar 3 ggr per år.

Däggdjur och groddjur är underrepresenterade bland övervakningsprogrammen och **kräldjur** ingår inte i något program. Övervakning av däggdjur och groddjur i systematiskt utlagda stickprov görs i SFT:s standardrutter (däggdjur) och natrutter (däggdjur och groddjur). Inom Miljöövervakningen av smågnagare följs smågnagare och näbbmöss relativt detaljerat lokalt med systematiskt utplacerade fällor inom varje lokal men antalet lokaler/platser i landet Sverige är litet (6 st.). Fladdermöss och uter omfattas av riktade övervakningsprogram där man placerat lokalerna på platser med för arterna lämpligt habitat. Större däggdjur (björn, lo, järv, varg, fjällräv, älg och annat klövvilt) följs inom Rovdjursinventeringen samt med hjälp av observationer insamlade av allmänheten och genom datainsamling i samband med älgjakten (Viltdata: Älgobs, Kronobs, Rovdjursobs). Dessa har som huvudsyfte att samla information som kan ligga till grund för beslut om jakt och åtgärder för skadebegränsning och leds av Svenska Jägareförbundet. Här ingår observationer gjorda under jakt, avskjutningsdata och observationer inrapporterade av allmänheten men också riktade inventeringar utförda av länsstyrelserna. Hur dessa riktade inventeringar av stora rovdjur utförs varierar mellan arter men generellt följs de stora rovdjurens populationer detaljerat, för varg till och med på individnivå.

Naturtyper, livsmiljöer, strukturer/funktioner är variabler som med undantag för naturtypsuppföljningen inom THUF inte har egna dedikerade övervakningsprogram. Dock ingår i flera av övervakningsprogrammen naturtypsbedömningar samt mätningar och registreringar av variabler som beskriver strukturer och funktioner. Naturtypsbedömningar ingår som en central del i de nationella programmen NILS,

Riksskogstaxeringen och Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker och naturtyper klassas även i flera regionala övervakningar. Många variabler som relaterar till strukturer registreras i NILS och Riksskogstaxeringens inventeringar. De övervakningar som görs i ängs- och betesmarker och våtmarker inkluderar oftast mätningar av igenväxning eller hävd. Övervakning i skog använder ibland vissa av de variabler som ingår i Riksskogstaxeringen. Generellt registreras fler miljövariabler som relaterar till livsmiljön i de övervakningsprogram som inventerar växter medan fågelövervakningen sällan registrerar habitatbeskrivande variabler.

TIDSSERIE OCH UPPLÖSNING

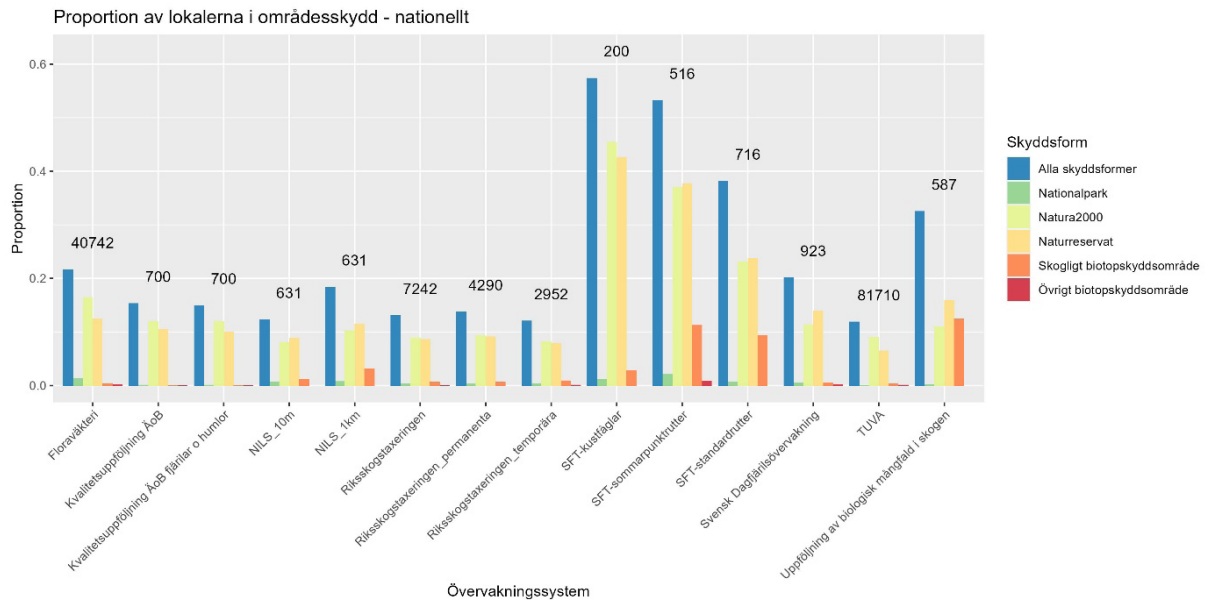
De regionala miljöövervakningsprogrammen löper oftast över 6 år, vilket leder till att de flesta inventeringslokalerna i de regionala programmen återbesöks med 6 eller 12 års mellanrum. I de nationella övervakningarna är det oftast 5 eller 10 år mellan återbesöken men i Svensk fågeltaxering och Svensk dagfjärilsövervakning besöks en majoritet av lokalerna varje år. Ett omdrevsförfarande där man besöker alla lokaler under ett 5- eller 6 års-intervall i stället för att inventera alla varje år innebär att man kan ha fler lokaler i programmet eller utföra mer detaljerade inventeringar vid varje besök. Nackdelen med långa omdrevstider är att det tar längre tid att få ett fullständigt stickprov av tidsserier som lämpar sig för trendberäkningar (regression), särskilt för artgrupper som naturligt varierar stort i individantal mellan år, som de flesta insektsgrupper. Därför bygger man ofta analysen av inventeringsresultaten på jämförelse med närmast föregående mätning i stället för att beräkna trender baserade på en längre tidsserie. Få övervakningssystem har pågått så länge att man hunnit med mer än två eller tre omdrev. De program som har årliga eller nästan årliga inventeringar och där man gör trendanalyser är oftast sådana som baseras på snabbt utförda räkningar eller mätningar. De är dessutom ofta utförda av frivilliga inventerare vilket innebär att man kan ha ett större antal lokaler trots ett ettårigt inventeringsintervall.

ÖVERVAKNING I OCH UTANFÖR OMRÅDESSKYDD

För att övervakningsprogrammen ska vara användbara vid utvärdering av skyddade områden är det viktigt att ha övervakningslokaler både i och utanför skyddade områden. Vi har därför undersökt hur stor andel av lokalerna som ligger i skyddade områden. Analyserna är baserade på det GIS-material som samlats in inom projektet. Det kan således saknas lokaler för vissa program, antingen från enstaka län i ett gemensamt program eller enstaka lokaler inom ett program. Detta kan bero på att lokalerna ännu inte är digitaliserade eller att ansvariga inte kunnat bistå med informationen av andra orsaker. Redovisad täckning gäller alltså under förutsättning att täckningen inte är avsevärt annorlunda i det material som inte ingår. Vi har inte sett något tecken på sådana skillnader.

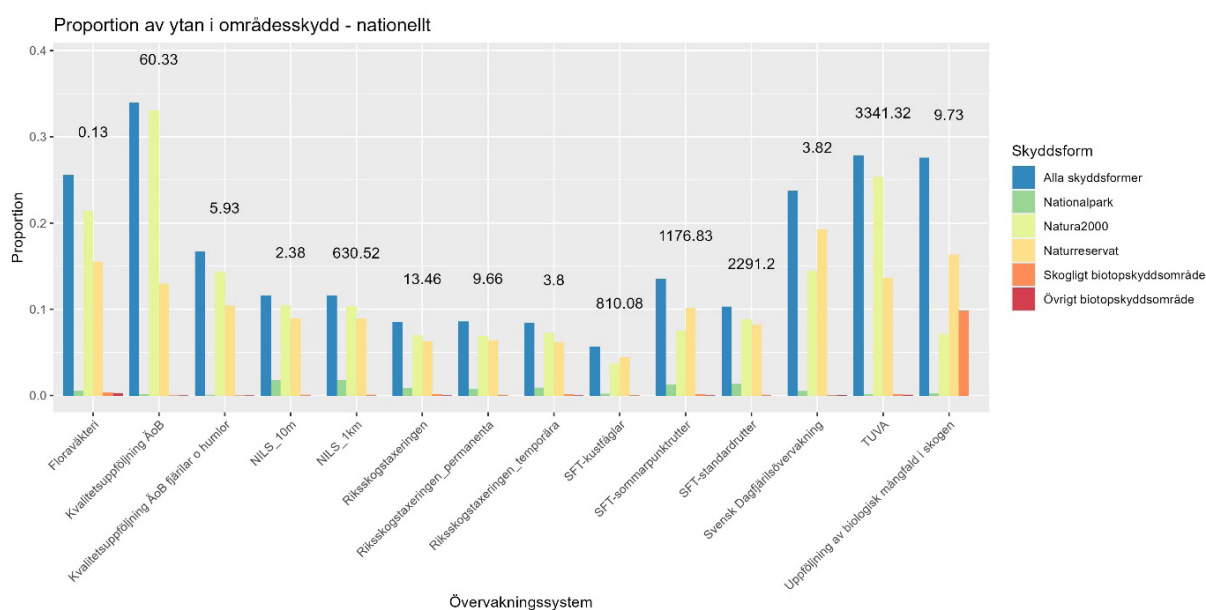
Det kan vara en fördel att ha en övervikt av lokaler utanför skyddade områden så länge det finns tillräckligt många lokaler inom skyddade områden så att uppmätta variabler kan skattas med stor noggrannhet. Minst 10% av lokalerna inom alla nationella övervakningsprogram har någon del av lokalen inom skyddade områden (Figur 3). De flesta av dessa områden är naturreservat och Natura 2000-områden. Övriga skyddsformer är med några undantag sparsamt representerade bland lokalerna. Andelen lokaler i nationalparker är låg, vilket kan förklaras av att få övervakningsprogram har många lokaler i fjällen där många av (de stora) nationalparkerna finns. Några program har majoriteten av sina lokaler i skyddade områden. Att en hög andel av lokalerna i

SFT:s kustfågelinventering överlappar med skyddade områden kan förklaras av att en stor andel av landets kuster är skyddad eftersom kustfågellokalerna är slumpvis utlagda. Den höga andelen av SFT:s sommarpunkttrutter som ligger inom skyddade områden är ett tecken på att det subjektiva valet slagit igenom och att inventerarna valt att förlägga sina punkter till fina platser.



Figur 3. Proportionen av lokalerna i nationella övervakningsprogram som har någon del av lokalen i skyddade områden. Siffrorna ovan staplarna visar antalet lokaler. Lokaler kan utgöras av trakter, rutor eller rutter (RT, NILS, SFT), betesmarks- eller nyckelbiotopsobjekt (Kvalitetsoverf., TUVA, UBM), slingor och punkter (Svensk Dagfjärilsövervakning) eller punktlokaler (Floraväkteri; kan bestå av flera punkter med samma lokalnamn). Provytor/transekter inom samma lokal är grupperade. NILS visas med ett provytelager (10m) som representerar fältinventeringen och ett rutlager som representerar fjärranalysen. För Floraväkteriet är punkter som gäller samma lokal men olika arter separerade.

Proportionen av de nationella programmens yta som ligger inom skyddade områden är oftast lägre vilket visar att många lokaler endast har en mindre del av undersökningsytan inom ett skyddat område (Figur 4). Den ytmässiga proportionen av SFT:s kustrutor och punkttrutter är exempelvis betydligt lägre än den antalsmässiga proportionen. En och samma lokal har alltså delar (t.ex. vissa provytor) både inom och utanför skyddade områden. Det kan eventuellt vara användbart att ha en någorlunda jämn fördelning mellan provytorna inom lokaler i skydd/icke-skydd. De lokalerna kan användas för parvisa jämförelser mellan skydd och icke-skydd, där man kan kontrollera för effekter av exempelvis inventerare. Dock är sådana jämförelser inte utan problem. Bland annat är de skalberoende; om provytorna ligger nära varandra är det bara väldigt lokala företeelser som kan studeras.

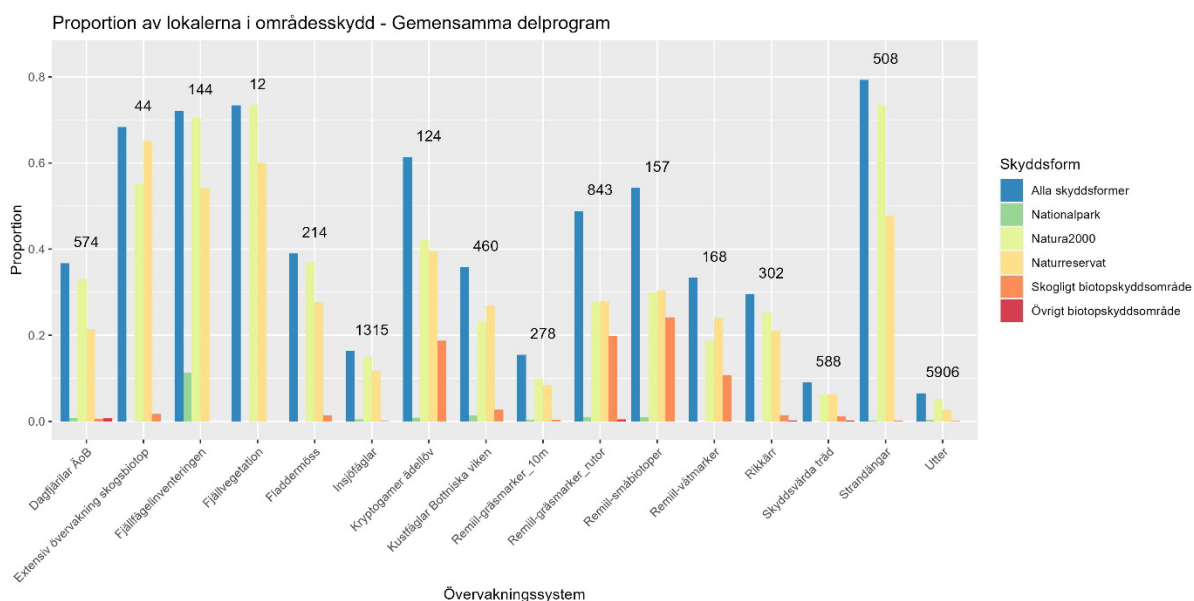


Figur 4. Proportionen av lokalernas yta i nationella övervakningsprogram som ligger i skyddade områden. Siffrorna ovan staplarna visar lokalernas totala yta i km². Proportionen av de sex skyddskategoriernas yta i förhållande till Sveriges totala yta är²: Alla skyddsformer 14,3%, Nationalpark 1,4%, Natura 2000 12,4%, Naturresevat 9,5%, Skogligt biotopskyddsområde 0,3% och Övrigt biotopskyddsområde 0,0%. För att beräkna en ytmässig proportion för punktolaker har en buffert med radien 1 m skapats kring punkten. För övrig information se Figur 3.

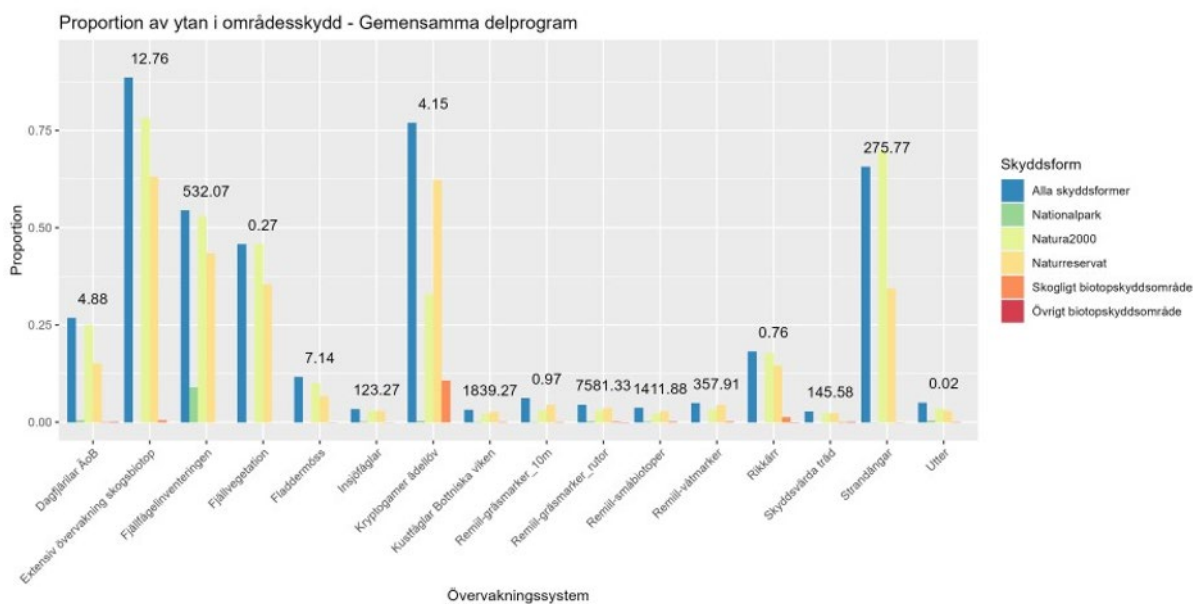
För de gemensamma regionala övervakningsprogrammen (där fler än ett län ingår) är andelen lokaler belägna i skyddade områden generellt högre (Figur 5). I några fall kan det förklaras av att övervakningsprogrammen är riktade mot skyddsvärda markslag eller naturtyper som i hög utsträckning är skyddade. För Remills övervakningar kan det snarare förklaras av att lokalerna är stora (3x3 km-rutor) vilket ökar sannolikheten att någon del träffar ett skyddat område. Fältinventeringarna i provytor inom Remiils gräsmarks- och våtmarksprogram (här endast representerade av gräsmarksövervakningen) uppvisar en lägre andel av lokaler i skyddade områden.

Den ytmässigt lägre täckningen av skyddade områden i de regionala programmens lokaler stödjer förklaringarna till den höga antalsmässiga täckningen (Figur 6). Det framgår till exempel att endast en liten del av ytan i Remiils 3x3-km rutor ligger i skyddade områden och program riktade mot värdefullare och i större utsträckning skyddade miljöer har även ytmässigt en stor del av lokalerna i skyddade områden.

² <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/markanvandning/skyddad-natur/pong/tabell-och-diagram/formellt-skyddad-natur-sammanfattning>



Figur 5. Proportionen av lokalerna i gemensamma regionala övervakningsprogram som har någon del av lokalen i skyddade områden. Siffrorna ovan staplarna visar antalet lokaler. Remiils gräsmarksövervakning visas både med 3x3 km-rutor (flygfotokartering) och provtytor (fältinventering; 10m).



Figur 6. Proportion av lokalernas yta i gemensamma regionala övervakningsprogram som ligger i skyddade områden. Siffrorna ovan staplarna visar lokalernas totala yta i km². För att beräkna en ytmässig proportion för punktlokaler har en buffert med radien 1 m skapats kring punkten. För övrig information se Figur 5.

3.5.3 Dokumentation, tillgänglighet och långsiktighet

Under vår sammanställning av de olika övervakningsprogrammen identifierades flera faktorer som har betydelse för om man ska kunna använda programmets inventeringar i utvärdering av skyddade områden. Vi tar här upp några aspekter utan att peka på specifika program.

DOKUMENTATION

Det är ibland svårt att få en entydig bild av hur inventeringarna går till och hur lokaler och provytor fördelas. I beskrivningarna av många övervakningsprogram i länens regionala miljöövervakningsprogram hänvisas till Naturvårdsverkets övervakningsmanualer³, som innehåller kvalitetssäkrade metoder för övervakning av habitat eller arter. Dessa ger generellt bra riktlinjer och beskrivningar för hur design och inventeringsmetodik ska gå till. Manualerna beskriver ofta hur inventeringen ska utföras i det generella fallet eller ger förslag på olika alternativ (till exempel olika ambitionsnivåer). Däremot framgår sällan i beskrivningarna vilket alternativ som valts eller i vilken utsträckning de följs i de utförda inventeringarna. Oklarheter uppstår också när programmets dokumentation utgörs av utrednings- eller utvecklingsrapporter där metoder som beskrivs enbart är förslag till design eller metodik och det inte framgår i vilken grad förslagen har fastställts och därmed vilken metodik som faktiskt används.

GIS-MATERIAL

Vi efterfrågade geografisk information (GIS-material) om övervakningens lokaler och provytor framför allt för att undersöka hur lokalerna är rumsligt fördelade i förhållande till skyddade områden. GIS-materialet användes också som ett komplement till dokumentationen för att bättre förstå övervakningens upplägg. Tillgång till en korrekt rumslig avgränsning av undersökningslokalerna i form av GIS-material är central för att kunna analysera inventeringsresultaten och relatera dem till olika omvärldsfaktorer, inte minst om övervakningens resultat ska användas i utvärdering av områdeskydd. Några övervakningssystem samlar in sådan kringinformation i samband med inventeringarna men det kan trots det finnas behov av att komplettera med data från andra källor som exempelvis kartmaterial eller satellitinformation. Våra förfrågningar gav en bild av hur tillgängliga geografiska data från övervakningarna är. Vi har inte frågat om inventeringsresultaten och kan därför inte säga något om hur tillgängliga den typen av data är.

Vi fann att det i många fall var svårt att få tillgång till GIS-material, både från nationella och regionala övervakningsprogram. Förfrågningar om data har ofta fått göras upprepade gånger innan de har skickats och svarstiden har varit lång. I några fall har det inte gått att få data överhuvudtaget, bland annat eftersom lokalerna inte varit digitaliserade eller att materialet inte gått att hitta hos ansvariga. Delvis kan detta förklaras av att ansvariga på länsstyrelserna varit engagerade i stabsarbete med anledning av coronapandemin och inte kunnat hantera förfrågningarna. Det är troligt att fler och snabbare leveranser hade gjorts i normala fall. Det kan dock konstateras att mycket av GIS-materialet från landets övervakning inte lagras i centrala databaser med god

³ Undersökningstyper; <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljoovervakning/handledning-for-miljoovervakning>

tillgänglighet och att det råder stor variation i hur och i vilket skick materialet finns lagrat lokalt. Det har också varit stor variation i kvaliteten på det GIS-material vi erhållit. Betydande justeringar av materialet har varit nödvändiga, exempelvis på grund av saknade lokaler, felaktiga koordinater eller ofullständiga geometrier. En formell analys av hur mycket arbete som har behövts läggas ner för att hantera GIS-materialet har inte gjorts bland annat för att det varit svårt att kontrollera för hur mycket tid som investerats i arbetet med GIS-materialet. Detta har av olika anledningar varierat mellan programmen. Vi kan dock konstatera att en grov uppskattning visar att åtminstone 35% av materialet inte kunnat användas utan betydande insatser och endast strax under 20% kunnat användas utan någon nämnvärd insats.

LÅNGSIKTIGHET

I vår genomgång framgick också att långsiktigheten i övervakningsprogrammen varierar. Några program avslutas, andra gör förändringar i metodik eller lokalurval. Detta sker av olika orsaker. Det kan bero på att finansieringen förändras vilket leder till att inventeringarna måste effektiviseras men också på ändrade behov av data eller resultat från utvärderingar som visar på olika brister. Exempelvis att den studerade företeelsen förändrats och inte längre täcks av inventeringarna eller att moment redan täcks av andra program och därmed anses överflödiga. Dessa förändringar kan vara nödvändiga och fördelaktiga ur många aspekter (jfr. t.ex. Nichols och Williams 2006, Lindenmayer och Likens 2009) men påverkar användbarheten i det insamlade data-materialet inte minst genom att värdefulla tidsserier bryts.

4. Slutsatser och rekommendationer

4.1 Slutsatser

Trots att den formellt skyddade ytan ökar så minskar den biologiska mångfalden i Sverige. För att naturvården i Sverige ska bli effektivare krävs det ökad kunskap om varför områdesskyddet inte räcker till för att bevara den biologiska mångfalden som sedan kan användas för att effektivisera områdesskyddet. Konsekvenserna av områdesskydd – både det som existerar idag och olika framtida alternativ – bör därför utvärderas på olika rumsliga skalor med syfte att a) identifiera status och behov av åtgärder och b) bedöma för- och nackdelar med alternativa utformningar av områdesskydd.

Vetenskapligt grundade utvärderingar av områdesskyddet i Sverige kräver både tydliga frågeställningar och kvantitativa ansatser som kombinerar datainsamling och efterföljande analys. Genom att identifiera relevanta *indikatorer* kan man inrikta insamlingen av data mot variabler som återspeglar **status och utveckling** av biologisk mångfald samt variabler som kan användas för att bedöma **hur områdesskyddet bidrar** till bevarande av biologisk mångfald. I denna rapport har vi beskrivit hur uppföljningen av områdesskydd i Sverige bedrivs idag, vilka aspekter som bör vägas in när man utvärderar områdesskydd i en landskapsansats, och gett exempel på indikatorer som idag används för att följa upp områdesskydd. Här sammanfattar vi våra slutsatser och ger rekommendationer för hur den framtida uppföljningen av områdesskydd i Sverige kan utvecklas.

4.1.1 Dagens uppföljningar behöver bli bättre på att fånga effekten av områdesskydd

Vår första slutsats är att dagens uppföljningar inte på ett tillräckligt sätt fångar effekten av områdesskydd som sådant. Vår sammanställning av befintlig övervakning visar att uppföljning av skyddade områden mäter mycket som är relevant för utvärderingar, men inte i någon större omfattning den verkliga (kausala) effekten av skyddet. Uppföljning av skyddade områden baseras på inventeringar gjorda i de skyddade områdena, vilket inte räcker för att kunna bedöma hur situationen hade varit om skyddet inte fanns (kontrafaktisk analys). Befintlig uppföljning av biologisk mångfald i skyddade områden i Sverige innefattar således bara de första stegen i effektkedjan i Förändringsteori (som innefattar åtgärder, insatser, implementering och resultat) genom att fokusera på vad som satsas (resurser) på skyddet och hur detta är placerat rumsligt, snarare än att fokusera på vilket bidrag områdesskyddet ger (effekt). Den biogeografiska uppföljningen görs dock både i och utanför skyddade områden, med fokus på status på arter och naturtyper i art- och habitatdirektivet och hur mycket som skyddas. Det är dock oklart i vilken grad, om alls, uppföljningen utnyttjas för kontrafaktisk analys av områdesskyddets betydelse. Sammantaget innebär detta att vi idag vet för lite om vilket bidrag skyddade områden ger till bevarandet av mångfald i Sverige. Det är därför svårt att avgöra hur mycket och var det behöver satsas på områdesskydd för

att klara målsättningar om att bevara biologisk mångfald, liksom om det vore kostnadseffektivt att i stället satsa på andra former av hänsyn (till exempel på landskapsnivå). Denna brist på kunskap innebär inte att nuvarande skydd saknar betydelse. Tvärtom finns det gott om exempel där områdesskydd gynnar hotade arter. Däremot saknas det vetenskapligt grundande utvärderingar för att bedöma i hur stor grad skyddet bidrar till detta och vad alternativa utformningar av skyddet skulle betyda.

4.1.2 Utvärdering av områdesskydd saknar ett helhetsperspektiv

Vår andra slutsats är att utvärderingen av områdesskydd saknar ett helhetsperspektiv som kopplar till de olika syften som finns med områdesskydd. Betydelsen av områdesskydd kan dels utvärderas med avseende på specifika mål, det vill säga status för arter i skyddade områden, dels generella mål, det vill säga biologisk mångfald generellt eller hur populationer/naturtyper i de skyddade områdena bidrar till biologisk mångfald generellt. Dagens uppföljning är dessutom i hög grad fokuserad på att utvärdera nuvarande skydd, men det behövs även utvärderingar avseende behovet av och utformning av framtida skydd. Detta handlar delvis om i vilken mån ett utvärderings-system utformas för att uppfylla formella krav på rapportering, eller om systemet även utformas för att kunna användas som stöd för adaptiv förvaltning, både vad gäller skötsel och val av framtida områden som skall skyddas. När målet med utvärdering är att göra uppföljning på nationell skala krävs ett enhetligt sätt att samla in och hantera data, medan utvärdering för förvaltningsändamål på regional nivå medger större frihet när det gäller att anpassa indikatorer och tröskelvärden till den lokala eller regionala situationen.

4.1.3 Processer på landskapsnivå har betydelse för effekten av områdesskydd på biologisk mångfald

Vår tredje slutsats är att processer på landskapsnivå har avgörande betydelse för bevarandet av biologisk mångfald, det vill säga att effekten av områdesskydd beror på hur det omgivande landskapet utvecklas. Vår sammanställning av den vetenskapliga litteraturen visar att arter som lever i skyddade områdena och som man avser att bevara, påverkas av ekologiska processer som sker på större rumsliga skalor än det skyddade området som sådant. Det handlar om en rad olika ekologiska processer som relaterar till organismers rörlighet inom eller mellan generationer. Populationer kan vara beroende av att utnyttja supplementära (som också finns i det skyddade området) eller komplementära (som inte finns i det skyddade området) resurser utanför de skyddade områdena. Spridning mellan det skyddade området och omgivningen kan påverka lokala populationsstorlekar till exempel genom käll-sänk dynamik. Kontakt med populationer utanför det skyddade området kan minska risken för stokastiskt utdöende och förlust av genetisk variation. Det innebär att populationerna i det skyddade området kan påverkas av förändringar i det omgivande landskapet, utan att livsmiljöerna inom det skyddade området som sådant har förändrats. Många av dessa processer skapar tidsfördröjning, från att förändringar i markanvändningen äger rum till det att biologisk mångfald förändras på grund av dessa. De leder också till att mångfalden i ett skyddat område, med större eller mindre tidsfördröjning, reagerar på hur landskapet i övrigt utvecklas. Därför krävs också att man använder sig av indikatorer som gör det möjligt att väga in de ekologiska processer som är av betydelse

på landskapsnivå inklusive områden som omger skyddade områden. Eftersom dessa processer är artspecifika – olika arter påverkas av olika processer och på olika skalor – måste utvärdering gentemot generella bevarandemål bygga på information om flera arter.

4.1.4 Det finns potential för vetenskapligt grundande utvärderingar av skyddets verkliga betydelse för biologisk mångfald

Vår fjärde slutsats är att det är fullt möjligt att åstadkomma vetenskapligt grundade utvärderingar av områdesskyddets betydelse för biologisk mångfald. Vi ser att det skulle kunna gå att utföra kontrafaktiska analyser inom den biogeografiska uppföljningen, eftersom den utförs både i och utanför områdesskydd. En begräsning med biogeografisk uppföljning är att den endast gäller arter och naturtyper i art- och habitatdirektivet. För att kunna utvärdera med avseende på annan biologisk mångfald ser vi möjligheter till att utnyttja de stora mängder data som insamlas i dagens miljöövervakning. För att kunna göra vetenskapliga utvärderingar av skyddets effekt krävs således att uppföljningen förändras, både genom komplettering av data och vilken typ av analyser som utförs.

Svar på utvärderingsfrågor kan kräva att man kombinerar olika typer av kunskapsunderlag för att bedömma, såsom data insamlad via fjärranalys, olika typer av fältinventeringar eller expertbedömningar. Det betyder att man i större utsträckning behöver implementera metoder och verktyg (till exempel kvantitativa rumsliga modeller och metoder att hantera kunskapsosäkerhet) för att analysera områdesskyddets konsekvenser. Insamlade data behöver också tillgängliggöras i större utsträckning än idag. Det innebär ett behov av en infrastruktur som tillåter lagring av kvalitetssäkrade data i enhetligt format med hög användarvänlighet både för dataleverantörer och potentiella användare. Även om utvecklingen med datavårdskap pågår är det mycket som återstår.

4.2 Rekommendationer

4.2.1 Utför kontrafaktiska analyser för att utvärdera effekten av områdesskydd

Utifrån vår slutsats att dagens uppföljningar behöver bli bättre på att fånga effekten av områdesskydd rekommenderar vi att utföra kontrafaktiska analyser av skydd. För detta behövs exempelvis målindikatorer som baseras på jämförelser (vilka kan vara modellbaserade) av utveckling i och utanför skyddat område med i övrigt likvärdiga förhållanden. En starkt övervakning som kombinerar art- och habitatdata kan också bidra med en bättre förståelse av orsakssamband, och därmed bidra till kunskap om behovet av förändring i bevarandestrategier. Detta kräver dock utveckling både beträffande tillgång på data och verktyg (kvantitativa statistiska och processbaserade modeller) för analys. Vår genomgång av befintlig övervakning visar att den biogeografiska uppföljningen, med sitt fokus på arters eller naturtypers hela utbredning och med undersökningslokaler placerade för att ge en övergripande bild av deras status, har en stor potential att bidra med information för att bedöma marginaleffekten av områdesskydd (för exempelvis Natura 2000-områden). Vi föreslår därför att det som ett första steg genomförs kontrafaktiska analyser kopplade till den biogeografiska uppföljningen.

4.2.2 Utvärdera med avseende på flera syften med skydd

Utifrån vår slutsats att dagens uppföljningar saknar ett helhetsperspektiv rekommenderar vi att utvärderingar genomförs med avseende på multipla syften med skydd. Uppföljning som syftar till att utvärdera områdesskydd bör kombinera ett fokus på hur specifika målsättningar med enskilda områden uppfylls med vilket värde områdesskydd har generellt för att uppfylla nationella och internationella mål för bevarandet av biologisk mångfald. Uppföljning som företas i skyddade områden är värdefull för att kunna följa effekter av de åtgärder som genomförs och kan relateras till områdesspecifika målsättningar. Detta kan ge information som kan vara viktig för förvaltningen av enskilda områden. Vi visar i vår genomgång av teorier kring programutvärdering att sådan uppföljning dock inte räcker för att avgöra vilken roll skyddade områden spelar för att bevara biologisk mångfald enligt nationella och internationella mål. Sådan övervakning kräver ett brett fokus eftersom skyddade områden oftast har värden utöver specifika uppsatta mål på objektsnivå (det vill säga för det specifika skyddade området). Det kräver också kontrafaktiska analyser där utvecklingen i skyddade områden jämförs med utvecklingen i stort, vilket ställer krav på tillgång på data både i och utanför skyddade områden och verktyg för att hantera dessa data, till exempel metoder att utifrån dessa beräkna relevanta index. Vi ser därför ett behov av att utvärderingar i större utsträckning görs mot generella mål, exempelvis genom att utveckla den biogeografiska uppföljningen och genom att utnyttja generell övervakningen av biologisk mångfald för att analysera marginal-effekter av områdesskydd.

Kontrafaktiska analyser behöver inte nödvändigtvis bara jämföra skydd med icke-skydd. För skötsel eller störningsgynnade arter finns det möjlighet att jämföra områdesskydd med andra typer av bevarandeåtgärder, till exempel miljöstödd och certifiering. Utvärdering av konsekvenser av områdesskydd för störningsgynnade arter kan utnyttja indikatorer som beskriver förekomsten av störningar både inom skyddade områden och i det vidare landskapet. Det viktigaste måttet på förekomsten är arealen, men även den tidsmässiga och rumsliga fördelningen har betydelse. Relevanta indikatorer kan också handla om skattningar av tillgången på viktiga strukturer såsom volymen av bränd ved eller arealen gräsmark med specifika kvalitéer. Om detta kombineras med stärkt övervakning av störningsgynnade arter med olika krav på sin livsmiljö (Nilsson m fl. 2001), finns det en god möjlighet till att göra kontrafaktiska analyser. Kontrafaktiska analyser kan klargöra om det finns ett tillskottsvärde av störningar i skyddade områden jämfört med de störningar som sker inom ramen för skogscertifiering (brand) och som stöds av miljöstödd (slätter, bete), till exempel genom att hålla en högre kvalitet.

4.2.3 Komplettera vad som mäts i nuvarande övervakning med andra arter och livsmiljöer

För att utvärdera den verkliga effekten av skydd utifrån både specifika och generella mål rekommenderar vi att komplettera vad som mäts i nuvarande övervakning med andra arter och livsmiljöer. För att kunna upptäcka generella förändringar i biologisk mångfald behövs data för en uppsättning arter, vilka väljs ut för att de svarar på miljöförändringar i olika rumsliga skalor och som har olika krav på sin livsmiljö (jfr. Nilsson m. fl. 2001). Vår genomgång av befintlig övervakning i Sverige visade på ett behov av att bredda fokus. Den biogeografiska uppföljningen innefattar endast

arter och naturtyper som finns listade i EU:s art- och habitatdirektiv. För att kunna följa andra aspekter av den biologiska mångfalden, och därmed förstå områdesskyddets betydelse för generella bevarandemål, bör den biogeografiska övervakningen kompletteras med andra arter och habitat. De artinriktade programmen inom den biogeografiska uppföljningen tar i sin design i möjligaste mån hänsyn till lokalernas representation i skyddade områden och tillsammans med de kompletterande inventeringarna inom uppföljningen av skyddade områden (block C) kan dessa utgöra en bra grund för analyser där situationen i de skyddade områdena kan kontrasteras med oskyddade kontrollområden (kontrafaktisk analys). Den generella övervakningen av biologisk mångfald (till exempel av fåglar och fjärilar) har potential att utnyttjas för generella analyser, men det förutsätter att denna övervakning i tillräcklig omfattning inkluderar skyddade områden, vilket ofta inte är fallet då andelen skyddad mark i många delar av Sverige är låg. Utvecklingen av det balanserade stickprovsurval som används i delar av naturtypsuppföljningen bör således väga in skydd som en faktor i balanseringen. Vi föreslår en analys av om de generella övervakningssystemen kan kompletteras för att medge sådana analyser. Det är viktigt att säkerställa långsiktighet i den övervakning som redan sker då det historiska perspektivet är central för förståelsen av de biologiska processer och konsekvenser av landskapsförändringar som pågår under lång tid. Betydelsen av områdesskydd för uppfyllandet av generella bevarandemål behöver bedömas utefter en ny uppsättning indikatorarter som har olika krav på sin livsmiljö och som svarar på miljöförändringar på olika rumsliga skalor. Detta med hänsyn tagen till hur man kan öka tillgängligheten på data i befintliga övervakningsprogram.

4.2.4 Stärk landskapsperspektiv i utvärderingar

Utifrån vår slutsats att processer på landskapsnivå har betydelse för effekten av områdesskydd på biologisk mångfald är vår rekommendation att stärka beaktande av landskapsperspektiv i utvärderingar. Vissa av dessa processer har konsekvenser som sker med tidsfördröjning, vilket ger upphov till bland annat utdöendeskulder. Därför behövs indikatorer som återspeglar förutsättningar också utanför skyddade områden och hur skyddade områden förhåller sig till varandra. Dessa indikatorer kan vara strukturella, det vill säga beskriva tillgång på habitat/resurser eller beskriva tillståndet för arter (indikatorarter) där det finns kunskap om på vilka skalor de svarar på förändringar. Både beträffande specifika bevarandemål (t.ex. hotade arter för vilka skyddade områden inrättats) och generella bevarandemål, krävs övervakning av populationer både i reservat och i det vidare landskapet. Sådan övervakning saknas för många arter eller livsmiljöer, framför allt av den anledningen att de är svåra att övervaka. I sådana fall bör man försöka identifiera indirekta faktorer som lättare låter sig mätas men som i tillräcklig grad speglar situationen för viktiga fenomen som är svåra att övervaka. Strukturer som kan mätas via fjärranalys skulle kunna vara särskilt intressanta, t.ex. skogsstrukturer som korrelerar till förekomst av hotade arter.

Det finns en uppsjö indikatorer som beskriver förutsättningarna för landskapsprocesser som påverkar hotade arter. Många av dessa mäter konnektivitet, men utan att koppla måtten till arters spridningsbiologi, vilket gör deras biologiska relevans osäker. Andra indikatorer är alltifrån enkla index på habitattillgång med hänsyn tagen till avståndet från skyddade områden, till processbaserade modeller som predikterar konsekvenser för populationers fortbestånd och storlek. De flesta indikatorer på landskapsnivå bygger på analys av tillgång på habitat, till exempel i form av

komplementära resurser eller graden av konnektivitet mellan kritiska habitat (som i sin tur kan vara skyddade eller oskyddade). Indikatorer kan också baseras på artdata, vilket framför allt är användbart om man har kunskap om hur arterna reagerar på landskapsförändring.

Det är inte brist på förslag på hur relevanta indikatorer kan beräknas som här är begränsande, utan bristen på kunskap om arters krav och tillgång på data som beskriver habitat på ett sätt som är relevant för dessa krav. Vi föreslår därför att det utvecklas en uppsättning indikatorarter, som har olika krav på sin livsmiljö och som svarar på miljöförändringar som sker på i olika rumsliga skalor. Indikatorer kan antingen bygga direkt på artdata, eller så kan man utveckla modellbaserade indikatorer som speglar dessa arters ekologi och de skalor som de svarar på förändringar, vilka i sin tur parametriseras med hjälp av befintliga data.

4.2.5 Definiera målandikatorer för generella mål och landskapsperspektiv

Det finns fördelar med att jämföra målandikatorer mot önskvärda värden (tröskelvärden) för bedömning av gynnsamt tillstånd så som nu görs i uppföljningen av skyddade områden. Den viktigaste fördelen är att det tillåter sammanställningar av indikatorer av ganska olika karaktär för att beskriva situationen (tillståndet) i ett skyddat område eller för att göra en analys för flera områden där målandikatorn har olika tröskelnivåer. Vi visar i vår översikt att de målandikatorer som används i dagens uppföljning beskriver status och trend för de skyddsvärda arterna i skyddade områden. Det behövs också målandikatorer för att utvärdera generella mål som rör bevarande av biologisk mångfald, samt målandikatorer för skydd i ett landskapsperspektiv, som visar hur ett eller flera skyddade områden kan upprätthålla nödvändiga ekologiska processer.

4.2.6 Fortsätt att kartlägga det svenska landskapet

Det landskapsperspektiv vi har beskrivit som nödvändigt för att utvärdera områdeskyddet ställer krav på kunskap om och övervakning av landskapet som helhet, oavsett om det är skyddat eller inte. Kunskap om förekomsten och utvecklingen av naturtyper utanför skyddade områden behövs till exempel för att matcha den naturtypskartering (NNK) och uppföljning som finns inom skyddade områden. Nationella övervakningssystem som NILS, Terrester habitatuppföljning och Riksskogstaxeringen utför sådan övervakning i stickprov. Nyligen har det också gjorts karteringar av mindre kända naturtyper i Sverige (Backe 2014, Ahlkrona m. fl. 2017, Åkerholm m. fl. 2017). Det finns dock brister i vår kunskap om utbredningen av skyddsvärda naturtyper, vilket till exempel illustreras av att utbredningsområdet för landets kända hällmarkstorrängar ökade betydligt efter att man utvecklade den biogeografiska uppföljningen mot den naturtypen (Lundin m. fl. 2016). Det är därför viktigt att fortsätta utveckla dessa karteringar med fler naturtyper och att införliva dessa i kontinuerlig uppföljning (t.ex. Lundin m. fl. 2016, Glimskär m. fl. 2018). De satsningar på mer fokuserad övervakning och utveckling av stickprovsmetoder som görs inom flera övervakningssystem är i linje med detta (t.ex. Adler m. fl. 2020). De visar på möjligheter till övervakning som kan utformas för att svara på kontrafaktiska frågeställningar. Även utvecklingen inom mer allmän landskapskartering går snabbt. Bland annat blir detaljrikedomen

i de data som samlas in allt högre. Den laserskanning⁴ av skog som nu genomförs över hela Sverige är ett exempel som både är av värde i sig själv och ingår i underlagsmaterial vid framtagande av annat kartmaterial. Sådant nytt karteringsmaterial bör utnyttjas i utvärderingar, men det kräver att omkarteringar görs med en regelbundenhet som är rimlig i förhållande till hastigheten hos de biologiska processerna. Det är en fördel om flera mätningar görs inom en tidsperiod inom vilken man inte förväntar sig avgörande förändringar, för att kunna skatta mätnoggrannhet och naturlig variation. Aktualiteten i materialet är också viktig. Datamaterialet som blir tillgängligt bör beskriva situationen i närtid för att kunna kopplas till motsvarande mätningar av biologiska data.

4.2.7 Stärk kvaliteten på insamlade data

Ett sätt att stärka vetenskaplig kvalitet i utvärderingar av skyddets verkliga betydelse för biologisk mångfald är att stärka kvalitén på insamlade data. Övervakning av biologisk mångfald i skyddade områden, som inkluderar både processer i skyddade områden (till exempel relaterade till skötsel) och landskapsprocesser (som till stor del handlar om vad som sker utanför skyddade områden), ställer höga krav på tillgång på data. Den osäkerhet som idag finns i bedömningarna av måluppfyllelse medför också ett behov av större noggrannhet i skattningar av de storheter som mäts. För att åstadkomma detta behöver den befintliga insamlingen av biologiska data utvecklas. Generell övervakning kan kompletteras med data insamlade med samma metoder inom skyddade områden, men specifik övervakning kan också behöva kompletteras med starkt bevakning utanför skyddade områden. Övervakning av mångfald i skyddade områden kan i ökande omfattning kombineras med data från satellit- och flygbilder, givet att modeller utvecklas så att sådana data kan kopplas till förutsättningar för biologisk mångfald. En strategisk utveckling kan bygga på att kombinera fjärranalys och fältinventeringar där de senare koncentreras till de aspekter som inte kan detekteras på satellit- eller flygbilder. Erfarenheter från flera miljöövervakningsprogram som använder sådan metodik kan utnyttjas liksom metoder för att reducera skattningsosäkerheten genom balanserat stickprovurval (ex. Adler m. fl. 2020). Med lämpligt valda målindikatorer, kan ett sådant system ge tidiga signaler på förändringar i tillståndet baserat på fjärranalys och detaljerad information om realiserade konsekvenser via fältinventeringar. Samtidigt som ny teknik möjliggör insamling av nya eller mer detaljerade parametrar skall man vara medveten om att förändringar i övervakningen som följd av fortsatt teknikutveckling kan göra det svårare att få långa jämförbara tidsserier.

De stora mängder data på biologisk mångfald i Sverige som redan samlas in underutnyttjas när det gäller utvärdering av områdesskydd. Ett skäl till det kan vara att befintliga data lagras på ett sådant sätt att de är svåra att få tag på. Dessutom är olika data strukturerade på olika sätt, vilket försvårar sammanslagning och samkörning. Samordning av inventeringsinsatser är ofta ett ledord, både i regionala miljöövervakningsprogram och i riktlinjerna för uppföljningen. Upprättade uppföljningsmanualer och undersökningstyper borgar för enhetlig datainsamling, vilket kan underlätta sammanslagning av data för analys. Denna samordning verkar dock inte ha slagit

⁴ <https://www.lantmateriet.se/sv/Om-Lantmateriet/Samverkan-med-andra/laserskanning-for-skogliga-grunddata/>

igenom när det gäller lagring och hantering av framför allt GIS-information om lokalernas placering. Även dokumentationen av provtagningsdesign och metodik, så kallad metadata, saknar i många fall en central registerhållning (utöver uppföljningsmanualer och undersökningstyper). Inventeringsdata (de faktiska mätresultaten) lagras i stor utsträckning på Artportalen där data märks med respektive projektnamn. Märkningen är dock inte strikt formaliserad vilket gör att det finns risk att data från samma övervakningsprogram märks med olika projektnamn, eller att olika program får liknande namn, vilket försvårar uttag och användning av data. Det finns även stora mängder metodbeskrivningar, inventeringsdata och GIS-information som lagras internt, antingen hos ansvariga utförare eller enskilda länsstyrelser.

Utveckling av metoder för övervakning och utvärdering av effekten av skyddade områden är en uppgift för forskningen, där kunskapen behöver öka om hur olika arter reagerar på strukturella förändringar i landskapet inom och utom skyddade områden på olika skalor och med olika tidsfördröjningar. För att möjliggöra detta måste insamlad data från såväl olika övervakningssystem som uppföljningen av skyddade områden vara tillgänglig och användbar. Vi har i vårt arbete upplevt betydande svårigheter att sammanställa data och olika utövare vi har haft kontakt med har samma erfarenheter. Ett ökat utnyttjande av befintlig övervakning ställer alltså krav på samordnad hantering av data kombinerat med åtgärder som gör den lätt att dela och hämta oavsett vem som är datavärd eller vilka lagringssystem som används.

4.2.8 Bygg utvärdering på en bredare palett av metoder anpassad till tillgängligheten på data

Ett annat sätt att stärka vetenskaplig kvalitet i utvärderingar av skyddets verkliga betydelse för biologisk mångfald är att öppna upp för en bredare palett av metoder för utvärdering. Uppföljningen av biologisk mångfald i skyddade områden är fortfarande under utveckling. Komplexiteten i hur biologisk mångfald påverkas av förändringar av habitat på olika skalor och hur detta samspelar med andra storskaliga förändringar, såsom klimatförändringar, försvårar utvärderingen av betydelsen av områdesskydd. Detta innebär att flera metoder kan behöva kombineras för att utföra utvärderingar, inte minst för att kombinera olika kunskapskällor. Här följer några rekommendationer kring vad detta kan innebära.

Tillgänglighet på data för att genomföra utvärderingar varierar; en del skyddade områden har bättre data än andra och i vilken mån olika indikatorer och variabler mäts beror på hur resurskrävande mätningarna är. Det finns en risk att utvärderingar av betydelsen för skydd endast görs där det finns bästa möjliga data. Utvärdering av skyddade områden kommer därför innebära en hantering av kunskapsunderlag av olika slag, vilket underlättas av en i förväg genomtänkt strategi för hur dessa kunskapskällor kan backa upp slutsatser. Stärkt datainsamling bör backas upp med metoder som anpassar metod för bedömningar efter tillgänglighet på data, eventuellt även kombinerat med expertbedömning där det saknas data, och samtidigt visar på brister i bedömningen. Detta förfaringsätt ökar möjligheten att dra slutsatser och samtidigt bidra till att identifiera var behovet av kompletterande data är som störst.

Det första steget i ett vetenskapligt angreppssätt för att utvärdera effekten av skydd utgår från *konceptuella modeller för faktorer och samband*. Konceptuella modeller är kvalitativa och kan vara implicita, och uttrycks sällan i utvärderingar, men vi visar att de behövs för att identifiera vad som ska mätas och vägas in när

man drar slutsatser. Det är ovanligt att förvillande faktorer beaktas i statistiska eller kvantitativa analyser för uppföljningar, men det är viktigt vid kontrafaktiska analyser. Vilken eller vilka statistiska modeller som behövs kan utläsas från så kallad kausal analys på den konceptuella modellen och modeller för data. Utifrån denna princip kan samma konceptuella modell kombineras med olika typer av data, vilket gör det möjligt att anpassa metoden till de data som är tillgängliga.

Systemet med att jämföra målintikatorer mot tröskelvärden görs idag med hypotestestning. Tröskelvärden bör sättas på enhetligt sätt, men det är inte alltid fallet. Ibland förekommer en extra marginal som är godtyckligt satt, för att undvika risken att dra fel slutsats. Definitionen av målintikatorer och dess tröskelvärden behöver harmoniseras så att det är samma saker som mäts när skydd från flera områden utvärderas tillsammans. En samlad uppföljning bygger på flera olika typer av hypotestester och därmed en ökad risk för statistiska fel, vilket ofta hanteras genom att korrigera signifikansnivån i enskilda tester. Måluppfyllelse kan vara mer eller mindre uppnådd och därför borde effekt av skydd även bedömas som obetydlig till avgörande på en glidande skala. Detta gör det möjligt att sammanfatta information på ett annat sätt jämfört med om det finns en skillnad gentemot ett tröskelvärde eller inte. Analysen av målintikatorer kan *komplettera hypotestestning med statistiska skattningar*, vilket gör det möjligt att dra slutsatser kring hur nära eller långt ifrån måluppfyllelse man är. Vi saknar en analys av vad en samlad bild av målintikatorerna visar och vilka slutsatser man kan dra baserat på olika utfall.

Det finns utrymme att i högre grad använda *kvantitativ modellering* för trendanalys, jämförande analyser för detektion av anomalier och kontrafaktiska analyser. Statistiska modeller kan användas för att ta hänsyn till variabilitet och mätfel i data. Kvantitativa rumsliga dynamiska simuleringsmodeller har potential att undersöka vilken effekt på biologisk mångfald en ökning eller minskning av områdesskyddet får (marginaleffekt), effekter av hur man rumsligt allokering reservat, liksom effekter av olika skötsel av omgivande landskap. Satsningar på att utveckla kvantitativa metoder för utvärdering av områdesskydd bör även inkludera skattning av den statistiska styrkan för dessa.

Expertbedömningar används på ett informellt sätt i dagens uppföljning för att dra slutsatser utifrån olika kunskapsunderlag. *Strukturerade metoder för expertbedömningar* kan bidra till att öka tillförlitlighet i dessa expertbedömningar, motverka inflytandet av gruppdynamik eller psykologiska skevheter, samt göra processerna väldokumenterade och reproducerbara. Expertbedömningar behövs för att resonera kring vilka källor till osäkerhet som är relevanta och hur de påverkar bedömningen.

Brister i kunskapsunderlag kommer alltid att finnas och beslut fattas därför alltid under osäkerhet beträffande data och förståelsen för system och processer samt beträffande framtiden. När osäkerhet bedöms vara stor är en vanlig strategi att inte dra någon slutsats alls. Men man kan fråga sig hur stor osäkerheten i så fall ska vara och om det går att hantera osäkerhet och ändå komma fram till en slutsats. Det finns en risk att brist på kunskapsunderlag används som ett argument för att inte komma fram till en slutsats för att skydda andra intressen. Ett vetenskapligt förhållnings-sätt till bedömningar inkluderar således en *strategi för att hantera osäkerhet*, som t.ex. skulle kunna inspireras av hur osäkerhet hanteras av IPBES. Information om att det finns brister i kunskapsunderlag och vilka konsekvenser de medför är värdefullt, särskilt om det går att identifiera vad man kan göra för att minska osäkerheten när beslutfattandet påverkas av att det finns osäkerhet. En öppen och strukturerad hantering av osäkerhet kan på sikt leda till att bevarande i högre grad blir baserat

på evidens. Dels för att det underlag som finns kommer till användning, dels för att det är lättare att identifiera och argumentera för var det behövs mer kunskap. Hantering av osäkerhet kan kräva nya metoder jämfört med traditionell forskning.

Vi har inte tagit fram information om hur uppföljning påverkar beslutsfattande kring områdesskydd och kan därför inte bedöma hur osäkerhet kan påverka detta. Vi bedömer det dock troligt att beslutsfattare är känsliga för om det finns osäkerhet om huruvida områdesskydd har en effekt eller inte. Innebär stor osäkerhet att man ska fortsätta med skydd? Ska man fortsätta samla in data och följa upp tills man vet med säkerhet att skyddet har eller inte har någon effekt? Kan osäkerhet medföra att man väljer att lägga resurser på de skydd som man vet fungerar? Denna typ av frågor kan hanteras genom att *definiera och analysera beslutsprocesser för områdesskydd* och placera dem inom ramen för adaptiv förvaltning, inom vilken inhämtning av kunskapsunderlag utgör en betydande del.

4.3 Samverkan

För att följa dessa rekommendationer krävs samverkan mellan vetenskapliga experter och berörda myndigheter. Uppföljningar kan bli bättre på att fånga effekten av områdesskydd och väga in landskapsperspektiv, men vägen dit behöver ske i steg, där man arbetar med att stärka datainsamling parallellt med strategier och verktyg för utvärdering.

5. Tack

Vi vill rikta ett tack till ansvariga för de olika uppföljnings- och övervakningsprogrammen på landets länsstyrelser, Naturvårdsverket, Skogsstyrelsen, SLU och Lunds universitet som har bidragit med underlag till rapporten. Vi vill även tacka granskare för värdefulla och användbara synpunkter som avsevärt förbättrat rapporten.

6. Bilagor

Bilaga 1. Prioritering av områdesskydd utifrån ekologisk teori – en sammanställning av empiriska bevis

Bilaga 2. Vikten av både skyddade och icke-skyddade områden för bevarande av störningsgynnade arter

Bilaga 3. Beskrivning av nationella miljöövervakningsprogram

Bilaga 4. Beskrivning av regionala miljöövervakningsprogram

Dessa bilagor finns tillgängliga via naturvardsverket.se/publikationer. Sök därefter på rapportens ISBN: 978-91-620-7065-6

7. Källhänvisning

- Adler, S., P. Christensen, H. Gardfjell, A. Grafström, Å. Hagner, H. Hedenås och Å. Ranlund. 2020. Ny design för riktade naturtypsinventeringar inom NILS och THUF. Arbetsrapport 513, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Ahlkrona, E., C. Giljam och S. Wennberg. 2017. Kartering av kontinuitetsskog i boreal region. Metria AB på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Ahrné, K., R. Ottvall och L. B. Pettersson. 2020. Biogeografisk uppföljning av arter – en översyn av delsystem fjärilar. SLU, Artdatabanken.
- Alsén, M. och N. Kruys. 2019. Grön infrastruktur i Uppsala län. 2019:3, Länsstyrelsen Uppsala län, Uppsala.
- Angelstam, P. 2017. Tivedens skogslandskap som grön infrastruktur för landsbygdsutveckling: intressentanalys och förslag. version 2017–09–10, Laxå kommun, Laxå.
- Backe, S. 2014. Kartering av Sveriges palsmyrar. 4/2014, Länsstyrelsen i Norrbotten.
- Baker, W. L. 1992. The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology* **7**(3):181–194.
- Batáry, P., L. V. Dicks, D. Kleijn och W. J. Sutherland. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* **29**(4):1006–1016.
- Belote, R. T., P. Beier, T. Creech, Z. Wurtzebach och G. Tabor. 2020. A Framework for Developing Connectivity Targets and Indicators to Guide Global Conservation Efforts. *Bioscience* **70**(2):122–125.
- Bengtsson, J., P. Angelstam, T. Elmqvist, U. Emanuelsson, C. Folke, M. Ihse, F. Moberg och M. Nyström. 2003. Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **32**(6):389–396.
- Berg, Å., E. Cronvall, Å. Eriksson, A. Glimskär, M. Hiron, J. Knape, T. Pärt, J. Wissman, M. Żmihorski och E. Öckinger. 2019. Assessing agri-environmental schemes for semi-natural grasslands during a 5-year period: can we see positive effects for vascular plants and pollinators? *Biodiversity and Conservation* **28**(14):3989–4005.
- Berglund, H. 2019. Steg 1-utredning av brister i biogeografisk uppföljning av terrestra naturtyper (Version 3). SLU ID: SLU.dha.2019.5.2-16, Artdatabanken, SLU.
- Berglund, M. 2013. Strategi för naturvårdsbränning i Jämtlands län 2012–2021. 2013:2, Länsstyrelsen i Jämtlands län, Östersund.
- Berlin, G. och J. Niss. 2019. Handlingsplan för grön infrastruktur - insatsområden för grön infrastruktur 2019–2030, aktuell period 2019–2022. 2019:3, Länsstyrelsen i Skåne, Malmö.
- Biala, K., S. Condé, B. Delbaere, L. Jones-Walters och A. Torre-Marín. 2012. Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. 11/2012, European Environment Agency, Copenhagen.

- Bischoff, A. 2002. Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation* **104**(1):25–33.
- BISE (2022) Streamlined European Biodiversity Indicators. Biodiversity Information System for Europe. <https://biodiversity.europa.eu/track/streamlined-european-biodiversity-indicators>, besökt: 2022-07-01.
- Blitzer, E. J., C. F. Dormann, A. Holzschuh, A.-M. Klein, T. A. Rand och T. Tscharntke. 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **146**(1):34–43.
- Bouget, C. och G. Parmain. 2016. Effects of landscape design of forest reserves on Saproxyllic beetle diversity. *Conservation Biology* **30**(1):92–102.
- Brackhane, S., A. Reif, E. Zin och C. B. Schmitt. 2021. Are natural disturbances represented in strictly protected areas in Germany? *Global Ecology and Conservation* **26**:e01436.
- Brashares, J. S., P. Arcese och M. K. Sam. 2001. Human demography and reserve size predict wildlife extinction in West Africa. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **268**(1484):2473–2478.
- Brawn, J. D., S. K. Robinson och F. R. Thompson Iii. 2001. The Role of Disturbance in the Ecology and Conservation of Birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* **32**(1):251–276.
- Brotons, L., M. Mönkkönen, E. Huhta, A. Nikula och A. Rajasärkkä. 2003. Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in Northern Finland. *Landscape Ecology* **18**(4):377–393.
- Bråthen, K. A., F. I. Pugnaire och R. D. Bardgett. 2021. The paradox of forbs in grasslands and the legacy of the mammoth steppe. *Frontiers in Ecology and the Environment* **19**(10):584–592.
- Buckley, P. och J. Mills. 2015. The flora and fauna of coppice woods: winners and losers of active management or neglect? Sidorna 129–139 i K. J. Kirby och C. Watkins, (redaktörer), *Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Bullock, J. M., R. G. Jefferson, T. H. Blackstock, R. J. Pakeman, B. A. Emmet, R. J. Pywell, J. P. Grime och J. Silvertown. 2011. Semi-natural grasslands. Sidorna 162–195 i *Technical Report: The UK National Ecosystem Assessment*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Burrows, M. T., D. S. Schoeman, L. B. Buckley, P. Moore, E. S. Poloczanska, K. M. Brander, C. Brown, J. F. Bruno, C. M. Duarte, B. S. Halpern, m. fl. 2011. The Pace of Shifting Climate in Marine and Terrestrial Ecosystems. *Science* **334**(6056):652–655.
- Butchart, S. H. M., H. Resit Akçakaya, J. Chanson, J. E. M. Baillie, B. Collen, S. Quader, W. R. Turner, R. Amin, S. N. Stuart och C. Hilton-Taylor. 2007. Improvements to the Red List Index. *PLOS ONE* **2**(1):e140.
- Butsic, V. och T. Kuemmerle. 2015. Using optimization methods to align food production and biodiversity conservation beyond land sharing and land sparing. *Ecological Applications* **25**(3):589–595.

- Butsic, V., T. Kuemmerle, L. Pallud, K. J. Helmstedt, L. Macchi och M. D. Potts. 2020. Aligning biodiversity conservation and agricultural production in heterogeneous landscapes. *Ecological Applications* **30**(3).
- CBD. 1993. Convention on Biological Diversity (with annexes). Concluded at Rio de Janeiro on 5 June 1992. United Nations—Treaty Series **1760**(30619):142–382.
- CBD (2010) COP decision X/2. Strategic plan for biodiversity 2011–2020. Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=12268>, besökt: 2022-02-04.
- CBD Secretariat. 2021. Measuring Ecosystem Integrity (Goal A) in the Post-2020 Global Biodiversity Framework: the GEO BON Species Habitat Index (SHI) i Open-ended working group on the post-2020 Global Biodiversity Framework, Montreal.
- Chadès, I., S. Nicol, T. M. Rout, M. Péron, Y. Dujardin, J.-B. Pichancourt, A. Hastings och C. E. Hauser. 2017. Optimization methods to solve adaptive management problems. *Theoretical Ecology* **10**(1):1–20.
- Chevalier, M., J. C. Russell och J. Knape. 2019. New measures for evaluation of environmental perturbations using Before-After-Control-Impact analyses. *Ecological Applications* **29**(2):e01838.
- Christensen, P., Å. Eriksson och S. Sandring. 2015. Jordbrukslandskapet - Tillstånds- och förändringsanalyser baserade på data från NILS. Arbetsrapport 445, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Christie, A. P., T. Amano, P. A. Martin, G. E. Shackelford, B. I. Simmons och W. J. Sutherland. 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. *Journal of Applied Ecology* **56**(12):2742–2754.
- Claesson, S. och A. Eriksson. 2017. Avrapportering av regeringsuppdrag om frivilliga avsättningar. 4/2017, Skogsstyrelsen.
- CMA Research AB. 2017. Utvärdering av Uppföljning av skyddade områden. Naturvårdsverket/CMA Research.
- Cook, C. N., H. P. Possingham och R. A. Fuller. 2013. Contribution of Systematic Reviews to Management Decisions. *Conservation Biology* **27**(5):902–915.
- Cook, W. M., K. T. Lane, B. L. Foster och R. D. Holt. 2002. Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* **5**(5):619–623.
- Cousins, S. A. O., A. G. Auffret, J. Lindgren och L. Tränk. 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *Ambio* **44**(S1):17–27.
- Cremene, C., G. Groza, L. Rakosy, A. A. Schileiko, A. Baur, A. Erhardt och B. Baur. 2005. Alterations of Steppe-Like Grasslands in Eastern Europe: a Threat to Regional Biodiversity Hotspots. *Conservation Biology* **19**(5):1606–1618.
- Cunningham, C. A., C. D. Thomas, M. D. Morecroft, H. Q. P. Crick och C. M. Beale. 2021. The effectiveness of the protected area network of Great Britain. *Biological Conservation* **257**:109146.
- Dale, V. H., L. A. Joyce, S. McNulty, R. P. Neilson, M. P. Ayres, M. D. Flannigan, P. J. Hanson, L. C. Irland, A. E. Lugo, C. J. Peterson, m. fl. 2001. Climate Change and

Forest Disturbances: Climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *Bioscience* **51**(9):723–734.

Dániel-Ferreira, J., R. Bommarco, J. Wissman och E. Öckinger. 2020. Linear infrastructure habitats increase landscape-scale diversity of plants but not of flower-visiting insects. *Scientific Reports* **10**(1):21374.

de Groot, W. J., M. D. Flannigan och A. S. Cantin. 2013. Climate change impacts on future boreal fire regimes. *Forest Ecology and Management* **294**:35–44.

de Snoo, G. R., N. Naus, J. Verhulst, J. van Ruijven och A. P. Schaffers. 2012. Long-term changes in plant diversity of grasslands under agricultural and conservation management. *Applied Vegetation Science* **15**(3):299–306.

Dellar, M., C. F. E. Topp, G. Banos och E. Wall. 2018. A meta-analysis on the effects of climate change on the yield and quality of European pastures. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **265**:413–420.

DG Environment. 2005. Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001–2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3). DG Env. B2/AR D(2004), Directorate-General Environment, European Commission, Brussels.

DG Environment. 2017. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013–2018. Directorate-General Environment, European Commission, Brussels.

Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* **7**(2):129–146.

Donaldson, L., R. J. Wilson och I. M. D. Maclean. 2017. Old concepts, new challenges: adapting landscape-scale conservation to the twenty-first century. *Biodiversity and Conservation* **26**(3):527–552.

Drielsma, M., S. Ferrier och G. Manion. 2007. A raster-based technique for analysing habitat configuration: The cost–benefit approach. *Ecological Modelling* **202**(3):324–332.

Dunning, J. B., B. J. Danielson och H. R. Pulliam. 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos* **65**(1):169–175.

Eales, J., N. R. Haddaway, C. Bernes, S. J. Cooke, B. G. Jonsson, J. Kouki, G. Petrokofsky och J. J. Taylor. 2018. What is the effect of prescribed burning in temperate and boreal forest on biodiversity, beyond pyrophilous and saproxylic species? A systematic review. *Environmental Evidence* **7**(1):19.

EEA. 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report 11/2007, European Environment Agency, Luxembourg.

Eide, W., (redaktör) 2014. Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. Artdatabanken SLU, Uppsala.

- Eide, W., K. Ahrné, U. Bjelke, S. Nordström, E. Ottosson, J. Sandström och S. Sundberg, (redaktörer) 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken, Uppsala.
- Ekologigruppen AB. 2018. Naturvetenskaplig utvärdering uppföljning av skyddade områden - Löpande verksamhet 2011–2017. Projekt nr 7519, Ekologigruppen AB.
- Ellis, S., N. A. D. Bourn och C. R. Bulman. 2012. Landscape-scale conservation for butterflies and moths: lessons from the UK. Butterfly Conservation, Wareham, Dorset, UK.
- Eriksson, O. 2021. The importance of traditional agricultural landscapes for preventing species extinctions. *Biodiversity and Conservation* **30**(5):1341–1357.
- Eriksson, O., S. A. O. Cousins och H. H. Bruun. 2002. Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* **13**(5):743–748.
- Ervin, J. 2003. WWF: Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management (RAPAM) methodology. WWF, Gland, Switzerland.
- Europeiska kommissionen. 2019. Meddelande från kommissionen till Europaparlamentet, Europeiska rådet, Rådet, Europeiska ekonomiska och sociala kommittén samt Regionkommittén - Den europeiska gröna given. COM(2019) 640 final, Europeiska kommissionen, Bryssel.
- Fagan, W. F., R. S. Cantrell och C. Cosner. 1999. How Habitat Edges Change Species Interactions. *The American Naturalist* **153**(2):165–182.
- Fahrig, L., J. I. Watling, C. A. Arnillas, V. Arroyo-Rodríguez, T. Jörger-Hickfang, J. Müller, H. M. Pereira, F. Riva, V. Rösch, S. Seibold, m. fl. 2022. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews* **97**(1):99–114.
- Fernández-Giménez, M. E., D. J. Augustine, L. M. Porensky, H. Wilmer, J. D. Derner, D. D. Briske och M. O. Stewart. 2019. Complexity fosters learning in collaborative adaptive management. *Ecology and Society* **24**(2).
- Ferraro, P. J. och M. M. Hanauer. 2014. Advances in Measuring the Environmental and Social Impacts of Environmental Programs. *Annual Review of Environment and Resources* **39**(1):495–517.
- Ferraro, P. J. och M. M. Hanauer. 2015. Through what mechanisms do protected areas affect environmental and social outcomes? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **370**(1681):20140267.
- Ferraro, P. J. och S. K. Pattanayak. 2006. Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PLoS Biology* **4**(4):e105.
- Ferrier, S., G. Manion, J. Elith och K. Richardson. 2007. Using generalized dissimilarity modelling to analyse and predict patterns of beta diversity in regional biodiversity assessment. *Diversity and Distributions* **13**(3):252–264.
- Finch, T., R. E. Green, D. Massimino, W. J. Peach och A. Balmford. 2020. Optimising nature conservation outcomes for a given region-wide level of food production. *Journal of Applied Ecology* **57**(5):985–994.

- Fischer, J., D. J. Abson, V. Butsic, M. J. Chappell, J. Ekroos, J. Hanspach, T. Kuemmerle, H. G. Smith och H. von Wehrden. 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters* **7**(3):149–157.
- Forest Stewardship Council. 2020. FSC-standard för skogsbruk i Sverige. Forest Stewardship Council Sverige.
- Freckleton, R. P. 2020. Conservation decisions in the face of uncertainty. Sidorna 183–195 i W. J. Sutherland, P. N. M. Brotherton, Z. G. Davies, N. Ockendon, N. Pettorelli, och J. A. Vickery, (redaktörer), *Conservation Research, Policy and Practice*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fredman, P., L. H. Friberg och L. Emmelin. 2007. Increased Visitation from National Park Designation. *Current Issues in Tourism* **10**(1):87–95.
- Frishkoff, L. O., A. Ke, I. S. Martins, E. M. Olimpi och D. S. Karp. 2019. Countryside Biogeography: the Controls of Species Distributions in Human-Dominated Landscapes. *Current Landscape Ecology Reports* **4**(2):15–30.
- Gaston, K. J., S. F. Jackson, L. Cantú-Salazar och G. Cruz-Piñón. 2008. The Ecological Performance of Protected Areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **39**(1):93–113.
- Geldmann, J., M. Deguignet, A. Balmford, N. D. Burgess, N. Dudley, M. Hockings, N. Kingston, H. Klimmek, A. H. Lewis, C. Rahbek, m. fl. 2021. Essential indicators for measuring site-based conservation effectiveness in the post-2020 global biodiversity framework. *Conservation Letters* **14**(4).
- GEO BON. 2015. Global Biodiversity Change Indicators. Version 1.2. Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network Secretariat, Leipzig.
- Gervasi, V., H. Brøseth, E. B. Nilsen, H. Ellegren, Ø. Flagstad och J. D. C. Linnell. 2015. Compensatory immigration counteracts contrasting conservation strategies of wolverines (*Gulo gulo*) within Scandinavia. *Biological Conservation* **191**:632–639.
- Gillson, L., T. P. Dawson, S. Jack och M. A. McGeoch. 2013. Accommodating climate change contingencies in conservation strategy. *Trends in Ecology & Evolution* **28**(3):135–142.
- Glimskär, A., M. Kindström, A. Lundin, A. Björkén, B. Nilsson och O. Jonsson. 2018. Inventering och utveckling för uppföljning av gräsmarks- och hållmarksnaturtyper 2017. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi, Uppsala.
- González-García, A., I. Palomo, M. Arboledas, J. A. González, M. Múgica, R. Mata och C. Montes. 2022. Protected areas as a double edge sword: An analysis of factors driving urbanisation in their surroundings. *Global Environmental Change* **74**:102522.
- Grafström, A. och L. Schelin. 2014. How to Select Representative Samples. *Scandinavian Journal of Statistics* **41**(2):277–290.
- Granström, A. och J. Schimmel. 1993. Heat effects on seeds and rhizomes of a selection of boreal forest plants and potential reaction to fire. *Oecologia* **94**(3):307–313.
- Gray, C. L., S. L. L. Hill, T. Newbold, L. N. Hudson, L. Börger, S. Contu, A. J. Hoskins, S. Ferrier, A. Purvis och J. P. W. Scharlemann. 2016. Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* **7**(1):12306.

- Green, M., F. Haas, Å. Lindström och L. Nilsson. 2021. Övervakning av fåglars populationsutveckling - Årsrapport för 2020. Lunds universitet, Lund.
- Gregory, R., L. Failing, M. Harstone, G. Long, T. McDaniels och D. Ohlson. 2012. Structured decision making: a practical guide to environmental management choices. John Wiley & Sons.
- Götbrink, E. och A. Haglund. 2010. Manual för uppföljning i myrar i skyddade områden Version 5.0. UF-07, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Götmark, F. 2010. Skötsel av skogar med höga naturvärden – en kunskapsöversikt. Svensk Botanisk Tidskrift **104**(S1):3–88.
- Habel, J. C., J. Dengler, M. Janišová, P. Török, C. Wellstein och M. Wiezik. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. Biodiversity and Conservation **22**(10):2131–2138.
- Haglund, A. 2010. Uppföljning av skyddade områden i Sverige - Riktlinjer för uppföljning av friluftsliv, naturtyper och arter på områdesnivå. 6379, Naturvårdsverket.
- Haglund, A. och P. Vik. 2010. Manual för uppföljning i betesmarker och slåtterängar i skyddade områden Version 5.0. UF-06, Naturvårdsverket.
- Hallengren, A. och P. Nyström. 2012. Handledning för biogeografisk uppföljning av grod- och kräldjur samt blodigel - Version 2.
- Hammar, L., S. Molander, J. Pålsson, J. Schmidtbauer Crona, G. Carneiro, T. Johansson, D. Hume, G. Kågesten, D. Mattsson, O. Törnqvist, m. fl. 2020. Cumulative impact assessment for ecosystem-based marine spatial planning. Science of the Total Environment **734**:139024.
- Hanberry, B. B. 2014. Decreases by disturbance-dependent tree species in the eastern and central USA. European Journal of Forest Research **133**(6):1029–1041.
- Hansen, A. 2011. Contribution of source–sink theory to protected area science. Sidorna 339–360 i A. T. Morzillo, J. Liu, J. A. Wiens, och V. Hull, (redaktörer), *Sources, Sinks and Sustainability*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hansen, A. J. och R. Defries. 2007a. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. Ecological Applications **17**(4):974–988.
- Hansen, A. J. och R. Defries. 2007b. Land Use Change around Nature Reserves: Implications for Sustaining Biodiversity1. Ecological Applications **17**(4):972–973.
- Hanski, I. 1994. A Practical Model of Metapopulation Dynamics. Journal of Animal Ecology **63**(1):151–162.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford University Press, Oxford, England.
- Hanski, I. 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. Ambio **40**(3):248–255.
- Hanski, I. och O. Ovaskainen. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. Nature **404**(6779):755–758.
- Hanski, I. och O. Ovaskainen. 2002. Extinction Debt at Extinction Threshold. Conservation Biology **16**(3):666–673.

- Hautier, Y., P. A. Niklaus och A. Hector. 2009. Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* **324**(5927):636–638.
- Heikkala, O., P. Martikainen och J. Kouki. 2017. Prescribed burning is an effective and quick method to conserve rare pyrophilous forest-dwelling flat bugs. *Insect Conservation and Diversity* **10**(1):32–41.
- Hemming, V., M. A. Burgman, A. M. Hanea, M. F. McBride och B. C. Wintle. 2018. A practical guide to structured expert elicitation using the IDEA protocol. *Methods in Ecology and Evolution* **9**(1):169–180.
- Hobbs, R. J. och L. F. Huenneke. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* **6**(3):324–337.
- Hockings, M., S. Stolton, F. Leverington, N. Dudley och J. Courrau. 2006. Evaluating Effectiveness - A framework for assessing management effectiveness of protected areas. IUCN - International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Hodgson, J. A., C. D. Thomas, S. Cinderby, H. Cambridge, P. Evans och J. K. Hill. 2011. Habitat re-creation strategies for promoting adaptation of species to climate change. *Conservation Letters* **4**(4):289–297.
- Hodgson, J. A., C. D. Thomas, B. A. Wintle och A. Moilanen. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology* **46**(5):964–969.
- Hoskins, A. J., A. Bush, J. Gilmore, T. Harwood, L. N. Hudson, C. Ware, K. J. Williams och S. Ferrier. 2016. Downscaling land-use data to provide global 30- estimates of five land-use classes. *Ecology and Evolution* **6**(9):3040–3055.
- Hyvärinen, E., J. Kouki och P. Martikainen. 2006. Fire and Green-Tree Retention in Conservation of Red-Listed and Rare Deadwood-Dependent Beetles in Finnish Boreal Forests. *Conservation Biology* **20**(6):1710–1719.
- Hyvärinen, E., J. Kouki och P. Martikainen. 2009. Prescribed fires and retention trees help to conserve beetle diversity in managed boreal forests despite their transient negative effects on some beetle groups. *Insect Conservation and Diversity* **2**(2):93–105.
- Hyvärinen, E., J. Kouki, P. Martikainen och H. Lappalainen. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* **212**(1):315–332.
- Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes — patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* **31**(1):21–37.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- IPBES. 2022. Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (Version 1). Zenodo, IPBES Plenary at its ninth session (IPBES 9), Bonn.

IUCN. 2010. 50 Years of Working for Protected Areas: A brief history of IUCN World Commission on Protected Areas. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland, Switzerland.

Jablonski, D. 2001. Lessons from the past: Evolutionary impacts of mass extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**(10):5393–5398.

Jacobson, C. 2010. Principer för svensk biogeografisk uppföljning av naturtyper och arter Naturvårdsverket.

Jansson, N. 2019. Sammanfattning av aktiviteter utförda inom det Biogeografiska uppföljningssystemet för vedlevande evertetrater 2012–2018 och framtida planer inom systemet. Länsstyrelsen Östergötland.

Jonsson, O. 2018. Biogeografisk uppföljning av grynsnäckor: startinventering med etablering av uppföljningsstationer i Sverige 2013–2018. 2018:22, Länsstyrelsen Östergötland.

Jordbruksverket (2021) Miljöersättning för betesmarker och slåtterängar 2021. <https://jordbruksverket.se/stod/lantbruk-skogsbruk-och-tradgard/jordbruksmark/betesmarker-och-slatteangar/betesmarker-och-slatteangar>.

Karlsson, T. 2018. Biogeografisk uppföljning av grön mosaikslända *Aeshna viridis* – inventering och metodiktest 2017. 2018:6, Länsstyrelsen Östergötland.

Karlsson, T. 2019.Handledning för biogeografisk uppföljning av trollsländor och dykarskalbaggar. 2019–02–12. Version 3.0.

Keeley, A. T. H., P. Beier och J. S. Jenness. 2021. Connectivity metrics for conservation planning and monitoring. *Biological Conservation* **255**:109008.

Keith, D. A., T. G. Martin, E. McDonald-Madden och C. Walters. 2011. Uncertainty and adaptive management for biodiversity conservation. *Biological Conservation* **144**(4):1175–1178.

Kellner, O. 2012. Manual för uppföljning av skog i skyddade områden - Version 4.0. UF-09, Naturvårdsverket.

Kilpeläinen, A., S. Kellomäki, H. Strandman och A. Venäläinen. 2010. Climate change impacts on forest fire potential in boreal conditions in Finland. *Climatic Change* **103**(3–4):383–398.

Kindvall, O. 1995. The impact of extreme weather on habitat preference and survival in a metapopulation of the bush cricket *Metrioptera bicolor* in Sweden. *Biological Conservation* **73**(1):51–58.

Kleijn, D. och W. J. Sutherland. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* **40**(6):947–969.

Kouki, J., E. Hyvärinen, H. Lappalainen, P. Martikainen och M. Similä. 2012. Landscape context affects the success of habitat restoration: large-scale colonization patterns of saproxylic and fire-associated species in boreal forests. *Diversity and Distributions* **18**(4):348–355.

- Krause, B., H. Culmsee, K. Wesche och C. Leuschner. 2015. Historical and recent fragmentation of temperate floodplain grasslands: Do patch size and distance affect the richness of characteristic wet meadow plant species? *Folia Geobotanica* **50**(3):253–266.
- Kujala, H., M. A. Burgman och A. Moilanen. 2013. Treatment of uncertainty in conservation under climate change. *Conservation Letters* **6**(2):73–85.
- Kukkala, A. S. och A. Moilanen. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* **88**(2):443–464.
- Kuuluvainen, T. och S. Gauthier. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems* **5**(1).
- Kuussaari, M., R. Bommarco, R. K. Heikkinen, A. Helm, J. Krauss, R. Lindborg, E. Öckinger, M. Pärtel, J. Pino, F. Rodà, m. fl. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **24**(10):564–571.
- Laurance, W. F., D. Carolina Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. A. Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, m. fl. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**(7415):290–294.
- Law, E. A., B. A. Bryan, E. Meijaard, T. Mallawaarachchi, M. J. Struebig, M. E. Watts och K. A. Wilson. 2017. Mixed policies give more options in multifunctional tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology* **54**(1):51–60.
- Lawler, J. J., S. P. Campbell, A. D. Guerry, M. B. Kolozsvary, R. J. O'Connor och L. C. N. Seward. 2002. The scope and treatment of threats in endangered species recovery plans. *Ecological Applications* **12**(3):663–667.
- Leclère, D., M. Obersteiner, M. Barrett, S. H. M. Butchart, A. Chaudhary, A. De Palma, F. A. J. Declerck, M. Di Marco, J. C. Doelman, M. Dürauer, m. fl. 2020. Bending the curve of terrestrial biodiversity needs an integrated strategy. *Nature* **585**(7826):551–556.
- Leverington, F., K. L. Costa, H. Pavese, A. Lisle och M. Hockings. 2010. A Global Analysis of Protected Area Management Effectiveness. *Environmental Management* **46**(5):685–698.
- Lindbladh, M. 2021. En nykomling i skogen: så erövrade granen Sverige. Hirschfeld Förlag.
- Lindborg, R. och O. Eriksson. 2004. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* **85**(7):1840–1845.
- Lindenmayer, D. och M. Burgman. 2005. *Practical conservation biology*. CSIRO Publishing, Collingwood.
- Lindenmayer, D. B. och G. E. Likens. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* **24**(9):482–486.
- Lindhagen, A. 2009. Regional strategi för naturvårdsbränning i skyddade områden Gävleborgs län. 2009:5, Länsstyrelsen Gävleborg, Gävle.

- Littell, J. S., D. McKenzie, B. K. Kerns, S. Cushman och C. G. Shaw. 2011. Managing uncertainty in climate-driven ecological models to inform adaptation to climate change. *Ecosphere* **2**(9):art102.
- Lundin, A., M. Kindström, M. Holm och A. Glimskär. 2016. Metodtester för inventering av hållmarkstorräng, fukthedar och svämängar på biogeografisk nivå. SLU, Institutionen för ekologi
- Länsstyrelsen i Örebro län. 2019. Handlingsplan för grön infrastruktur i Örebro län – kunskapsunderlag och åtgärder. 2019:12, Länsstyrelsen i Örebro län, Örebro.
- MacArthur, R. H. och E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Mace, G. M., M. Barrett, N. D. Burgess, S. E. Cornell, R. Freeman, M. Grooten och A. Purvis. 2018. Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability* **1**(9):448–451.
- Mace, G. M., K. Norris och A. H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology & Evolution* **27**(1):19–26.
- Margoluis, R., C. Stem, V. Swaminathan, M. Brown, A. Johnson, G. Placci, N. Salafsky och I. Tilders. 2013. Results Chains: a Tool for Conservation Action Design, Management, and Evaluation. *Ecology and Society* **18**(3).
- Martin, T. G., M. A. Burgman, F. Fidler, P. M. Kuhnert, S. Low-Choy, M. McBride och K. Mengersen. 2012. Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology* **26**(1):29–38.
- Mascia, M. B., S. Pailler, M. L. Thieme, A. Rowe, M. C. Bottrill, F. Danielsen, J. Geldmann, R. Naidoo, A. S. Pullin och N. D. Burgess. 2014. Commonalities and complementarities among approaches to conservation monitoring and evaluation. *Biological Conservation* **169**:258–267.
- Matthews, T. J. 2021. On The Biogeography of Habitat Islands: The Importance of Matrix Effects, Noncore Species, and Source-Sink Dynamics. *The Quarterly Review of Biology* **96**(2):73–104.
- Maurer, K., W. Durka och J. Stöcklin. 2003. Frequency of plant species in remnants of calcareous grassland and their dispersal and persistence characteristics. *Basic and Applied Ecology* **4**(4):307–316.
- McLaughlin, B. C., S. A. Skikne, E. Beller, R. V. Blakey, R. L. Olliff-Yang, N. Morueta-Holme, N. E. Heller, B. J. Brown och E. S. Zavaleta. 2022. Conservation strategies for the climate crisis: An update on three decades of biodiversity management recommendations from science. *Biological Conservation* **268**:109497.
- Moilanen, A., P. Lehtinen, I. Kohonen, J. Jalkanen, E. A. Virtanen och H. Kujala. 2022. Novel methods for spatial prioritization with applications in conservation, land use planning and ecological impact avoidance. *Methods in Ecology and Evolution* **13**(5):1062–1072.
- Moilanen, A., K. A. Wilson och H. Possingham. 2009. *Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford University Press.
- Morelli, T. L., C. W. Barrows, A. R. Ramirez, J. M. Cartwright, D. D. Ackerly, T. D. Eaves, J. L. Ebersole, M. A. Krawchuk, B. H. Letcher, M. F. Mahalovich, m. fl. 2020.

Climate-change refugia: biodiversity in the slow lane. *Frontiers in Ecology and the Environment* **18**(5):228–234.

Naturhistoriska riksmuséet (2021) Varg. <https://www.nrm.se/faktaomnaturenochrymden/djur/daggdjur/rovdjur/varg.8138.html>

Naturvårdsverket. 2009. Basinventering av Natura 2000 och skyddade områden 2004–2008 - Beskrivning av genomfört projekt. 5990, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket (2012a) Obligatorisk uppföljning Block A, Arter i Habitatdirektivets bilaga 2. <https://www.naturvardsverket.se/contentassets/3a4c26aa75be461081141418a82ac823/g-obligatorisk-uf-arter-2011.pdf>.

Naturvårdsverket (2012b) Obligatorisk uppföljning inom Block A, Naturtyper. <https://www.naturvardsverket.se/contentassets/3a4c26aa75be461081141418a82ac823/obligatorisk-uf-naturtyper2012.pdf>.

Naturvårdsverket. 2018. Jordbrukarstöd och värdefulla gräsmarker - Hur fungerar de för arbetet med gynnsam bevarandestatus? 6822, Naturvårdsverket, Bromma.

Naturvårdsverket. 2021. Miljömålen Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2021 – Med fokus på statliga insatser. 6968, Naturvårdsverket, Bromma.

Naturvårdsverket (2022a) Olika former av naturskydd. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/skyddad-natur/olika-former-av-naturskydd/>

Naturvårdsverket (2022b) Varför behövs skyddad natur? <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/skyddad-natur/varfor-behovs-skyddad-natur>

Navarro, L. M., V. Proença, J. O. Kaplan och H. M. Pereira. 2015. Maintaining Disturbance-Dependent Habitats. Sidorna 143–167 i L. M. Navarro och H. M. Pereira, (redaktörer), *Rewilding European Landscapes*. Springer International Publishing.

Newbold, T., L. N. Hudson, S. L. L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R. A. Senior, L. Borger, D. J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, m. fl. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* **520**(7545):45–50.

Nichols, J. D. och B. K. Williams. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **21**(12):668–673.

Niklasson, M. och A. Granström. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a swedish boreal landscape. *Ecology* **81**(6):1484–1499.

Niklasson, M. och S. G. Nilsson. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande : bevarandebiologi, skogshistoria, skogsekologi och deras tillämpning i Sydsveriges landskap. Studentlitteratur AB.

Nilsson, S. G., J. Hedin och M. Niklasson. 2001. Biodiversity and its Assessment in Boreal and Nemoral Forests. *Scandinavian Journal of Forest Research* **16**(sup003):10–26.

Noss, R. F. 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* **4**(4):355–364.

Nyström, P. och M. Stenberg. 2006. Utvärdering av åtgärdsprogram för bevarande av lövgroda (*Hyla arborea*). Länsstyrelsen i Skåne län, Malmö.

OECD. 2003. Environmental Indicators: Development, measurement and use - Reference Paper. Reference paper, OECD, Paris.

- Oelmann, Y., G. Broll, N. Hölzel, T. Kleinebecker, A. Vogel och P. Schwartz. 2009. Nutrient impoverishment and limitation of productivity after 20 years of conservation management in wet grasslands of north-western Germany. *Biological Conservation* **142**(12):2941–2948.
- Olsson, J. och B. G. Jonsson. 2010. Restoration fire and wood-inhabiting fungi in a Swedish *Pinus sylvestris* forest. *Forest Ecology and Management* **259**(10):1971–1980.
- Parkhurst, G. M., J. F. Shogren, C. Bastian, P. Kivi, J. Donner och R. B. W. Smith. 2002. Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. *Ecological Economics* **41**(2):305–328.
- Parrish, J. D., D. P. Braun och R. S. Unnasch. 2003. Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *Bioscience* **53**(9):851–860.
- Pereira, H. M., I. M. D. Rosa, I. S. Martins, H. Kim, P. Leadley, A. Popp, D. P. van Vuuren, G. Hurtt, P. Anthoni, A. Arneeth, m. fl. 2020. Global trends in biodiversity and ecosystem services from 1900 to 2050. *bioRxiv:2020.2004.2014.031716*.
- Perkins, A. J., M. J. Whittingham, R. B. Bradbury, J. D. Wilson, A. J. Morris och P. R. Barnett. 2000. Habitat characteristics affecting use of lowland agricultural grassland by birds in winter. *Biological Conservation* **95**(3):279–294.
- Pettersson, L. B. och H. Arnberg. 2021. Biogeografisk uppföljning 2020 av dagfjärilar inom habitatdirektivet. Lunds Universitet, Lund.
- Phalan, B., M. Onial, A. Balmford och R. E. Green. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* **333**(6047):1289–1291.
- Pickett, S. T. A. 1989. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. Sidorna 110–135 i G. E. Likens, (redaktör), *Long-term studies in ecology: Approaches and alternatives*. Springer, New York, NY.
- Powers, R. P. och W. Jetz. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature Climate Change* **9**(4):323–329.
- Pressey, R. L., P. Visconti och P. J. Ferraro. 2015. Making parks make a difference: poor alignment of policy, planning and management with protected-area impact, and ways forward. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **370**(1681):20140280.
- Pressey, R. L., P. Visconti, M. C. McKinnon, G. G. Gurney, M. D. Barnes, L. Glew och M. Maron. 2021. The mismeasure of conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **36**(9):808–821.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist* **132**(5):652–661.
- Pullin, A. S. och G. B. Stewart. 2006. Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management. *Conservation Biology* **20**(6):1647–1656.
- Ramberg, E., J. Strengbom och G. Granath. 2018. Coordination through databases can improve prescribed burning as a conservation tool to promote forest biodiversity. *Ambio* **47**(3):298–306.

Ranius, T., P. Bohman, O. Hedgren, L.-O. Wikars och A. Caruso. 2014. Metapopulation dynamics of a beetle species confined to burned forest sites in a managed forest region. *Ecography* **37**(8):797–804.

Ranius, T., L. A. Widenfalk, M. Seedre, L. Lindman, A. Felton, A. Hämäläinen, A. Filyushkina och E. Öckinger. 2022. Protected area designation and management in a world of climate change: A review of recommendations. *Ambio*.

Redlich, S., J. Zhang, C. Benjamin, M. S. Dhillon, J. Englmeier, J. Ewald, U. Fricke, C. Ganuza, M. Haensel, T. Hovestadt, m. fl. 2022. Disentangling effects of climate and land use on biodiversity and ecosystem services—A multi-scale experimental design. *Methods in Ecology and Evolution* **13**(2):514–527.

Regeringen. 2013. En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster. (Prop. 2013/14:141). <https://www.regeringen.se/49bb9c/contentassets/d11a7625086a4c-3cb09fcf6322687aba/en-svensk-strategi-for-biologisk-mangfald-och-ekosystemtjanster-prop-201314141>.

Rice, W. S., M. R. Sowman och M. Bavinck. 2020. Using Theory of Change to improve post-2020 conservation: A proposed framework and recommendations for use. *Conservation Science and Practice* **2**(12).

Ridding, L. E., J. W. Redhead och R. F. Pywell. 2015. Fate of semi-natural grassland in England between 1960 and 2013: A test of national conservation policy. *Global Ecology and Conservation* **4**:516–525.

Riksskogstaxeringen (2018) Tabell 2.1 - Skogsmark fördelad på ägoslag enligt skogsvårdslagen efter År (Femårsmedelvärde), Län, Tabellinnehåll och Ägoslag. [https://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OffStat/OffStat__Skogsmark__Areal_agoslag_SVL_tab.px/table/tableViewLayout2](https://skogsstatistik.slu.se/pxweb/sv/OffStat/OffStat__Skogsmark__Areal/SM_Areal_agoslag_SVL_tab.px/table/tableViewLayout2).

Risberg, L. och A. Granström. 2012. Seed dynamics of two fire-dependent *Geranium* species in the boreal forest of southeastern Sweden. *Botany* **90**(9):794–805.

Rodrigues, A. S. L. och V. Cazalis. 2020. The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nature Communications* **11**(1):5147.

Rosenbaum, P. R. 2007. Sensitivity Analysis for m-Estimates, Tests, and Confidence Intervals in Matched Observational Studies. *Biometrics* **63**(2):456–464.

Rubene, D., L.-O. Wikars och T. Ranius. 2014. Importance of high quality early-successional habitats in managed forest landscapes to rare beetle species. *Biodiversity and Conservation* **23**(2):449–466.

Ryan, K. C., E. E. Knapp och J. M. Varner. 2013. Prescribed fire in North American forests and woodlands: history, current practice, and challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment* **11**(s1):e15–e24.

Rådets direktiv. 92/43/EEC. Om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter. Europeiska rådet.

Sacre, E., R. Weeks, M. Bode och R. L. Pressey. 2020. The relative conservation impact of strategies that prioritize biodiversity representation, threats, and protection costs. *Conservation Science and Practice* **2**(8).

- Sahlin, U., M. Stjernman, F. Roger, T. Tyler, O. Olsson, L. Pettersson, Å. Lindström och H. G. Smith. 2021. Utveckling och test av index för biologisk mångfald i ängs- och betesmarker. UTV2020:4, Jordbruksverket.
- Salafsky, N., J. Boshoven, Z. Burivalova, N. S. Dubois, A. Gomez, A. Johnson, A. Lee, R. Margoluis, J. Morrison, M. Muir, m. fl. 2019. Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice* **1**(5):e27.
- Sandström, J. och H. Berglund. 2019. Steg 1-utredning av brister i biogeografisk uppföljning av arter (Version 1). SLU ID: SLU.dha.2019.5.2-16, Artdatabanken, SLU.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs och C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* **5**(1):18–32.
- Saura, S., L. Bastin, L. Battistella, A. Mandrici och G. Dubois. 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators* **76**:144–158.
- SCB. 2019. Markanvändningen i Sverige, sjunde utgåvan. SCB, Statistiska centralbyrån.
- Schleicher, J., J. Eklund, M. Barnes, J. Geldmann, J. A. Oldekop och J. P. G. Jones. 2020. Statistical matching for conservation science. *Conservation Biology* **34**(3):538–549.
- Scholes, R. J. och R. Biggs. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* **434**(7029):45–49.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2008. Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet. 36, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal.
- Silvestro, D., S. Gorla, T. Sterner och A. Antonelli. 2022. Improving biodiversity protection through artificial intelligence. *Nature Sustainability* **5**(5):415–424.
- Sinclair, S. P., E. J. Milner-Gulland, R. J. Smith, E. J. McIntosh, H. P. Possingham, A. Vercammen och A. T. Knight. 2018. The use, and usefulness, of spatial conservation prioritizations. *Conservation Letters* **0**(0):e12459.
- Smeets, E. och R. Weterings. 1999. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report No 25, European Environment Agency, Copenhagen.
- Smith, H. G., J. Dänhardt, K. Blombäck, P. Caplat, D. Collentine, E. Grenerstam, H. Hanson, S. Höjgård, T. Jansson, H. Johnsson, m. fl. 2016. Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013 - Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö. UTV16:3, Jordbruksverket (Swedish Board of Agriculture), Jönköping, Sverige (Sweden). http://www2.jordbruksverket.se/download/18.700b553e159e49b36fd877cb/1485785898882/utv16_3.pdf.
- SOU. 2019. Sveriges miljöövervakning – dess uppgift och organisation för en god miljöförvaltning Del 1 & 2. Statens offentliga utredningar (SOU 2019:22). Regeringskansliet, Stockholm.
- SOU. 2020. Stärkt äganderätt, flexibla skyddsformer och naturvård i skogen. Statens offentliga utredningar (SOU 2020:73). Regeringskansliet, Stockholm.
- Sousa, W. P. 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**(1):353–391.

- Statistiska Centralbyrån (2018) Skyddade områden efter naturtyp. https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START__MI__MI0603__MI0603H/Natur-TypSkyddOmr.
- Statistiska Centralbyrån. 2020. Formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark 2019. i *Statistiska Meddelanden (MI 41 SM 2002)*. Statistiska Centralbyrån.
- Stem, C., R. Margoluis, N. Salafsky och M. Brown. 2005. Monitoring and Evaluation in Conservation: a Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology* **19**(2):295–309.
- Stjernman, M., Å. Lindström, U. Sahlin, M. Green och H. G. Smith. 2014. Prognosverket Farmland Bird Index: tillämpning och vidareutveckling. Lunds universitet, Lund.
- Stjernman, M., U. Sahlin, O. Olsson och H. G. Smith. 2019. Estimating effects of arable land use intensity on farmland birds using joint species modeling. *Ecological Applications* **29**(4):e01875.
- Stolton, S., N. Dudley och M. Hockings. 2021. METT Handbook: A guide to using the Management Effectiveness Tracking Tool (METT). Second edition guidance for using METT-4. WWF, Gland, Switzerland.
- Strayer, D. L., M. E. Power, W. F. Fagan, S. T. A. Pickett och J. Belnap. 2003. A Classification of Ecological Boundaries. *Bioscience* **53**(8):723.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman och T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**(6):305–308.
- Svenning, J.-C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* **104**(2):133–148.
- The Nature Conservancy. 2003. The five-S framework for site conservation - a practitioners handbook for site conservation planning and measuring conservation success. The Nature Conservancy.
- Thomas, C. D. 2011. Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. *Trends in Ecology & Evolution* **26**(5):216–221.
- Thomas, C. D. och W. E. Kunin. 1999. The spatial structure of populations. *Journal of Animal Ecology* **68**(4):647–657.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman och M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**(6492):65–66.
- Toivanen, T. och J. S. Kotiaho. 2007a. Burning of Logged Sites to Protect Beetles in Managed Boreal Forests. *Conservation Biology* **0**(0):071107164019002.
- Toivanen, T. och J. S. Kotiaho. 2007b. Mimicking natural disturbances of boreal forests: the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. *Biodiversity and Conservation* **16**(11):3193–3211.
- Tscharntke, T., P. Batáry, Y. Clough, D. Kleijn, C. Scherber, C. Thies, T. C. Wanger och C. Westphal. 2012a. Combining biodiversity conservation with agricultural intensification. Sidorna 7-15 i D. Lindenmayer, S. Cunningham, och A. Young, (redaktörer), *Land use intensification: Effects on agriculture, biodiversity and ecological processes*. CSIRO publishing, Collingwood, Australia.

- Tscharntke, T., Y. Clough, T. C. Wanger, L. Jackson, I. Motzke, I. Perfecto, J. Vandermeer och A. Whitbread. 2012b. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* **151**(1):53–59.
- Turner, M. G. och R. H. Gardner. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice - Pattern and Process*. Springer Verlag, New York, NY.
- Tälle, M., B. Deák, P. Poschlod, O. Valkó, L. Westerberg och P. Milberg. 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation* **27**(10):2451–2475.
- UNEP/CBD/COP/DEC/VII/30. 2004. Strategic Plan: future evaluation of progress *i* Conference of the parties to the Convention on Biological Diversity, 7th meeting, Kuala Lumpur.
- United Nations. 2015. Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1.
- van Klink, R., F. van Der Plas, C. G. E. van Noordwijk, M. F. Wallisdevries och H. Olf. 2015. Effects of large herbivores on grassland arthropod diversity. *Biological Reviews* **90**(2):347–366.
- Vanha-Majamaa, I., S. Lilja, R. Ryömä, J. S. Kotiaho, S. Laaka-Lindberg, H. Lindberg, P. Puttonen, P. Tamminen, T. Toivanen och T. Kuuluvainen. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* **250**(1):77–88.
- Vera, F. W. M. 2000. *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Visconti, P., S. H. M. Butchart, T. M. Brooks, P. F. Langhammer, D. Marnewick, S. Vergara, A. Yanosky och J. E. M. Watson. 2019. Protected area targets post-2020. *Science* **364**(6437):239–241.
- Wall Reinius, S. och P. Fredman. 2007. Protected areas as attractions. *Annals of Tourism Research* **34**(4):839–854.
- Wallenius, T. 2011. Major decline in fires in coniferous forests – reconstructing the phenomenon and seeking for the cause. *Silva Fennica* **45**(1).
- Wang, N., B. Quesada, L. Xia, K. Butterbach-Bahl, C. L. Goodale och R. Kiese. 2019. Effects of climate warming on carbon fluxes in grasslands— A global metaanalysis. *Global Change Biology* **25**(5):1839–1851.
- Watson, J. E. M., N. Dudley, D. B. Segan och M. Hockings. 2014. The performance and potential of protected areas. *Nature* **515**:67.
- Watts, K., R. C. Whytock, K. J. Park, E. Fuentes-Montemayor, N. A. Macgregor, S. Duffield och P. J. K. McGowan. 2020. Ecological time lags and the journey towards conservation success. *Nature Ecology & Evolution* **4**(3):304–311.
- Wauchope, H. S., T. Amano, J. Geldmann, A. Johnston, B. I. Simmons, W. J. Sutherland och J. P. G. Jones. 2021. Evaluating Impact Using Time-Series Data. *Trends in Ecology & Evolution* **36**(3):196–205.

- Wesche, K., B. Krause, H. Culmsee och C. Leuschner. 2012. Fifty years of change in Central European grassland vegetation: Large losses in species richness and animal-pollinated plants. *Biological Conservation* **150**(1):76–85.
- Westling, A., P. Toräng, A. Jacobson, M. Haldin och M. Naeslund, (redaktörer) 2020. Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv: resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. Naturvårdsverket, Bromma.
- Wikars, L.-O. 2002. Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* **6**(1):1–12.
- Wiklund, K. 2015.Handledning för biogeografisk uppföljning av mossor. Naturvårdsverket.
- Wiktander, U., O. Olsson och S. G. Nilsson. 2001. Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biological Conservation* **100**(3):387–395.
- Wilkinson, D. P., N. Golding, G. Guillera-Arroita, R. Tingley och M. A. McCarthy. 2019. A comparison of joint species distribution models for presence–absence data. *Methods in Ecology and Evolution* **10**(2):198–211.
- Williams, B. K. 2011. Passive and active adaptive management: Approaches and an example. *Journal of Environmental Management* **92**(5):1371–1378.
- With, K. A. 2002. The Landscape Ecology of Invasive Spread. *Conservation Biology* **16**(5):1192–1203.
- Woodley, S., J. E. M. Baillie, N. Dudley, M. Hockings, N. Kingston, D. Laffoley, H. Locke, J. Lubchenco, K. MacKinnon, I. Meliane, m. fl. 2019. A bold successor to Aichi Target 11. *Science* **365**(6454):649–650.
- Ylisirniö, A. L., R. Penttilä, H. Berglund, V. Hallikainen, L. Isaeva, H. Kauhanen, M. Koivula och K. Mikkola. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands – Lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management* **286**:16–27.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of Forest Fires on the North Swedish Boreal Forest. *Oikos* **29**(1):22–32.
- Åkerholm, M., A. Svanberg, T. Löfgren och A. Jacobson. 2017. Kartering av inlands-sandmarker för biogeografisk uppföljning. Metria på uppdrag av Naturvårdsverket.
- Öckinger, E., Å. Dannestam och H. G. Smith. 2009. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* **93**(1):31–37.
- Öckinger, E., O. Hammarstedt, S. G. Nilsson och H. G. Smith. 2006. The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* **128**(4):564–573.
- Öckinger, E. och H. G. Smith. 2006. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **44**(1):50–59.

8. Appendix A.

Landskapsperspektiv på bevarandet av biologisk mångfald i skyddade områden

I det här avsnittet ger vi en ekologisk bakgrund till varför det behövs ett landskapsperspektiv på skyddade områden. Genom översikter av vetenskaplig litteratur visar vi hur rumslig ekologisk teori och störningsekologi bidrar till att förklara hur skyddade områden samspelar med omgivande landskap. I två systematiska litteraturöversikter kombinerat med avnämarperspektiv, visar vi vilken kunskap som finns om relevansen av dessa teorier och ekologiska processer för skyddet av biologisk mångfald i skyddade områden.

8.1 Syftet med områdesskydd

Områdesskydd är en central del av miljöarbetet både i Sverige och internationellt, och innebär att områden skyddas och förvaltas på ett sådant sätt att de långsiktigt bevarar och ibland återskapar naturvärden (IUCN 2010). Skyddade områden innehåller ofta en stor mångfald eller unik uppsättning av arter och är därför viktiga i bevarandet av biologisk mångfald (Gaston m. fl. 2008, Gray m. fl. 2016). Syftet med skyddade områden är ofta att gynna hotade arter och naturtyper, men områden skyddas också för att upprätthålla ekosystemtjänster, inklusive kulturella värden, såsom förutsättningar för rekreation och turism (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2008, IUCN 2010, Naturvårdsverket 2022b).

I Sverige skyddas områden främst utifrån bestämmelser i kapitel 7 i Miljöbalken, som bland annat anger vilka olika typer av områdesskydd som finns, de olika skyddstypernas syften och hur de ska bildas. Naturvårdsverket (2022a) listar följande former av skydd i Sverige: naturreservat, nationalparker, Natura 2000-områden, biotopskyddsområden och naturvårdsavtal (Naturvårdsverket 2022a). Även frivilliga avsättningar förekommer, där markägare bevarar biologisk mångfald utan ekonomisk kompensation (SOU 2020). Sådana frivilliga avsättningar kan exempelvis vara ett krav vid miljöcertifiering. Även naturvårdsavtal, där markägaren ingår ett avtal med staten om att till exempel fortsätta med en viss skötsel under en angiven tidsperiod (upp till 50 år), skulle kunna räknas som en frivillig avsättning. De frivilliga avsättningarna har inte samma starka skydd som formellt skyddade områden, och deras placering i landskapet behöver inte vara offentlig (Claesson och Eriksson 2017).

Vilka livsmiljöer och arter som ska gynnas påverkar vilken skötsel som behövs. För många skyddade skogar är syftet att bevara sena successionsstadier, eftersom

det i dessa stadier finns strukturer som är sällsynta i yngre skogar, och skogsbruk leder till att sådana skogar blir ovanliga (Kuuluvainen och Gauthier 2018). Dessa skogar lämnas för fri utveckling (Götmark 2010). Andra skogliga strukturer behöver naturliga störningar för att uppkomma, och när sådana störningar blir sällsynta kan de behöva ersättas av skötselåtgärder. Exempel på en sådan störning är skogsbränder, som har blivit sällsyntare på grund av aktiv brandbekämpning (Wallenius 2011, Eide m. fl. 2020). För att bevara livsmiljöer och arter knutna till traditionella, ofta lågintensivt brukade, kulturlandskap, till exempel ängs- och hagmarker, behövs kontinuerlig skötsel i form av bete eller slåtter (Habel m. fl. 2013). Att upprätthålla dessa störningar är en viktig uppgift för naturvården.

Områdesskydd innebär att ett avsatt område förvaltas för att uppfylla målsättningar för bevarande av naturvärden, ofta med konsekvensen att produktionsinriktad markanvändning upphör eller begränsas. I skog innebär skydd oftast att kommersiellt skogsbruk upphör, medan det i kulturlandskapet kan innebära att mer traditionella, lågintensiva skötselmetoder används. Att ett område skyddas kan dessutom påverka andra aspekter än själva brukandet, som besöksfrekvens (Fredman m. fl. 2007, Wall Reinius och Fredman 2007) och användning av omgivande områden (ex. Angelstam 2017, González-García m. fl. 2022).

8.2 Områdesskydd i ett landskapsperspektiv

8.2.1 Ekologisk teori

Både internationellt (Brashares m. fl. 2001) och i Sverige (Öckinger m. fl. 2006) har det uppmärksamats att områdesskydd inte alltid leder till att de arter man avsett skydda överlever på längre sikt. Även om ett område skyddas från negativ mänsklig påverkan kan populationer minska eller försvinna utan att man kan identifiera orsaker till detta inom de skyddade områdena. På samma sätt kan mångfalden i ett skyddat område öka, utan att det finns påtagliga orsaker till detta såsom förändrad skötsel (jfr Watts m.fl. 2020). Detta kan bero på att tillståndet för biologisk mångfald i skyddade områden påverkas av tillståndet i omgivande landskap (Hansen och Defries 2007a). Förändringar i det omgivande landskapet kan påverka arters naturliga rumsliga dynamik, som innebär att populationer inte är beständiga lokalt, men finns kvar på större rumsliga skalor eftersom spridning gör att också kolonisationer äger rum (jfr Hanski 1999). Mobila organismer som rör sig över större ytor än ett enskilt skyddat område påverkas också av andra processer på större rumsliga skalor (jfr Thomas och Kunin 1999, Cook m. fl. 2002, Blitzer m. fl. 2012). Det gör att såväl en ekologisk utarmning som restaurering av omgivande landskap kan påverka arter i det skyddade området negativt eller positivt. Det gör att även om ett skyddat område sköts på ett bra sätt, kan en försämring av förhållanden i omgivande landskap innebära att syftet med det skyddade området undermineras. För naturvården är det därför viktigt att förstå hur dynamiken för den biologiska mångfalden i ett skyddat område samspelar med processer på landskapsskalor.

Inom forskningen om rumslig ekologi ("spatial ecology") har man utvecklat teorier kring hur ekologiska processer på landskapsskalor påverkar den lokala biologiska mångfalden (t.ex. Turner och Gardner 2015). Rumslig ekologi är inte en samlad teori, utan en rad tankebyggnader kring processer som påverkar den lokala biologiska mångfalden, där den rumsliga lokaliseringen har betydelse. Vi har identifierat

rumsliga processer som är viktiga att beakta vid bevarandet av biologisk mångfald och därmed också när man prioriterar områdesskydd. Vi beskriver dessa nedan och vilka konsekvenser dessa får för skyddade områden.

Resurser i skyddade områden och omgivande landskap. Många fåglar och däggdjur har hemområden som är större än de flesta reservat. Ett exempel är vargen med sina hemområden på 0,5-15 kvadratmil (Naturhistoriska riksmuseet 2021). Många organismer är alltså direkt påverkade av det omgivande landskapets egenskaper. Många arter har dessutom behov av flera olika komplementära resurser som utnyttjas för olika behov (t.ex. boplatser, födoresurser) eller under olika årstider eller livsstadier (t.ex. för att reproducera sig resp. övervintra). Det är därför viktigt att skyddade områden, i kombination med *landskapet som omger det skyddade området, erbjuder både tillräckliga arealer av den kritiska livsmiljön* och, när detta krävs, *komplementära livsmiljöer*. Dessa kan återfinnas inom ett skyddat område om detta är tillräckligt stort och har en hög mångfald av livsmiljöer. Alternativt erbjuder det omgivande landskapet mer av den kritiska resursen ("landscape supplementation") eller komplementära resurser ("landscape complementation") (Dunning m. fl. 1992). Ett exempel på det förra är mindre hackspett, som under häckning behöver minst 40 ha äldre lövskog inom ett område om högst 2 km² (Wiktander m. fl. 2001). Ett exempel på det senare är lövgroda, som behöver tillgång till lövbryn och lövbuskmarker, samt solbelysta och fiskfria småvatten, vilka inte nödvändigtvis finns tillgängligt samlade i ett och samma skyddat område (Nyström och Stenberg 2006). Att det finns tillräcklig mängd av komplementära resurser är mer troligt i heterogena landskap.

Kolonisation och lokalt utdöende. Populationer är ofta strukturerade i delvis separata delpopulationer, där enskilda delpopulationer kan dö ut på grund av slumpmässig variation i demografi eller miljöfaktorer, och där delpopulationer uppstår genom kolonisation av individer som sprider sig från närliggande populationer (metapopulationsdynamik; Hanski 1994). I stora skyddade områden är risken för att slumpmässiga händelser ska orsaka utdöende mindre eftersom de generellt kan hålla större populationer (MacArthur och Wilson 1967, Hanski och Ovaskainen 2000). Sannolikheten för kolonisation av ett område ökar med förekomsten och storleken av andra populationer och närheten till dessa, det vill säga områdets konnektivitet (Hanski och Ovaskainen 2000). Därför kan bevarande av biologisk mångfald gynnas av *stora, väl förbundna skyddade områden*. En *klumpning (aggregering) av skyddade områden i landskapet* kan göra att det finns tillräckligt stor konnektivitet åtminstone i något landskapsavsnitt, vilket gör den totala populationsstorleken större och minskar risken för totalt utdöende (Hanski 2011, Parkhurst m. fl. 2002).

Under en given naturvårdsbudget behöver en avvägning göras mellan att maximera storleken på enskilda områden och att maximera antalet skyddade områden. En prioritering av att skydda större områden leder till minskad möjlighet att välja de områden i landskapet som har högst habitatkvalitet, eftersom dessa områden inte nödvändigtvis ligger rumsligt samlade (Fahrig m. fl. 2022). Avvägningen mellan att skydda få stora eller många små områden har länge diskuterats under konceptet "SLOSS" ("single large or several small", Diamond 1975).

När populationers förekomst styrs av en dynamik av lokala utdöenden och återkolonisationer, kan en förlust av habitat leda till en minskad sannolikhet för kolonisation, vilket gör att utdöendeskulder uppkommer (Hanski och Ovaskainen 2002). En utdöendeskuld uppkommer p.g.a. en fördröjning mellan minskningen av mängden habitat och när förlusten av mångfald inträffar. Detta kan till exempel vara fallet i ett skyddat område som historiskt har varit omgivet av en viss livsmiljö som över tid försvunnit och arterna i detta område ännu inte har hunnit dö ut som svar på detta.

Det är inte säkert att det går att förhindra att arter försvinner i sådana områden, om man inte också bevarar livsmiljöer i omgivande landskap (Kuussaari m. fl. 2009). Ett spegelvänt koncept är "kolonisationskrediter", vilket innebär att områdesskydd som återskapar förutsättningar för biologisk mångfald kan ha positiva effekter först med en tidsfördröjning, framförallt för specialister som ofta har långsammare spridning (Watts m. fl. 2020).

Kanteffekter är resultatet av olika processer som sker kring gränsen mellan olika livsmiljöer eller mellan ett skyddat område och omgivande landskap (Saunders m. fl. 1991). I vissa fall är dessa kanteffekter negativa, i synnerhet för arter som är strikt knutna till den livsmiljö som dominerar inom ett skyddat område eftersom kanteffekterna kan innebära att mängden livsmiljö av hög kvalitet minskar. Det kan till exempel bero på att mikroklimatet är annorlunda i kanterna. Kanteffekter kan också uppstå p.g.a. spridning både till och från skyddade områden (se avsnittet om käll- och sänkdynamik nedan). Hur stora kanteffekterna är beror på graden av ekologisk kontrast mellan skyddade områden och det omgivande landskapet (Strayer m. fl. 2003). Omgivningar med starkt människopåverkade landskap kan medföra spridning som är så omfattande att artsammansättningen i reservat förändras inklusive förekomst av främmande arter, ofta med negativa konsekvenser för bevarande (Fagan m. fl. 1999, With 2002). Kanteffekter kan dock öka artrikedomen, eftersom det kring kanterna kan finnas arter knutna till livsmiljöerna på båda sidorna av kanten, samt dessutom arter som främst finns i kantmiljöer (Blitzer m. fl. 2012, Cook m. fl. 2002). *Kanteffekter kan minimeras genom att skydda stora sammanhängande områden*, eftersom proportionen kant i förhållande till areal då blir mindre. En annan strategi kan vara att försöka skapa en jämn övergång mellan olika livsmiljöer, genom anpassad skötsel i zoner kring skyddade områden (se t.ex. Angelstam 2017 för ett exempel).

Käll- och sänkdynamik ("source-sink dynamics"). Så kallade sänkhabitat ("sinks") kännetecknas av ett demografiskt underskott, d.v.s. att det är färre individer som föds än som dör. Detta medför att populationsstorleken i sänkhabitat minskar, om inte underskottet ständigt ersätts av immigrerande individer. Så kallade källhabitat ("sources") har i stället ett demografiskt överskott, d.v.s. det föds fler individer än vad som dör. Överskottet av individer kan sprida sig till sänkhabitat och balansera underskottet där (Pulliam 1988). Detta gör att det är viktigt att *säkerställa att det är källhabitat som avsätts som skyddade områden*. Källhabitat är viktiga att skydda för att säkerställa arters fortlevnad, men eftersom den totala populationsdynamiken påverkas av proportionen käll- respektive sänkhabitat i ett område, kan en utarmning av områden som omger ett skyddat område leda till att det skyddade områdets populationer minskar. På motsvarande sätt kan en urholkning av ekologiska värden i ett skyddat område döljas av ett inflöde av organismer från källhabitat (jfr. t.ex. Gervasi m. fl. 2015). Vilken effekt som andelen sänkhabitat har beror på spridningsprocessen mellan olika typer av habitat. Om landskapet kring ett reservat utgörs av ett sänkhabitat, kan passiv spridning eller aktiv men icke-adaptiv spridning av organismer från det skyddade området leda till populationsminskningar där (Hansen 2011). Effekten av sänkhabitat i det omgivande landskapet är mindre i större skyddade områden och i landskap med fler skyddade områden, liksom om det omgivande landskapet genom hänsyn fungerar som en buffert mot mer exploaterade landskap (jfr. Frishkoff m. fl. 2019, Matthews 2021). Reservat kan också fungera som populationskällor som gör att omgivande landskap behåller biologisk mångfald som har svårt att klara sig i människopåverkade landskap (Hansen 2011). Habitatens kvalitet för en viss art, och artens förekomstmönster, kan även variera över tiden, där olika miljöer nyttjas exempelvis under torra och regniga år (Kindvall 1995).

8.2.2 Empiriska studier i skyddade områden

För att kunna avgöra vilka av dessa rumsliga ekologiska processer som faktiskt är viktiga att beakta vid övervakning och när man prioriterar områdesskydd kartlade vi i vilken utsträckning empiriska studier stödjer att dessa processer är viktiga i skyddade områden. I Bilaga 1 beskrivs hur vi gjorde denna kartläggning. Baserat på totalt 109 studier kunde vi dra slutsatser som är relevanta vid beslut som berör rumsliga aspekter av områdesskydd (för mer detaljer, se Bilaga 1).

Många studier pekar på att ekologiska processer som förbinder skyddade områden med övriga landskapet är viktiga. Olika mått på biologisk mångfald är ofta högre i områden omgivna av landskap med stora arealer av viktiga livsmiljöer. Både insekter och fåglar gynnas exempelvis av att skogsreservat är omgivna av landskap med mycket skogsreservat eller obrukad skog (Bouget och Parmain 2016, Brotons m. fl. 2003). Inga studier undersökte specifikt hur arter i skyddade områden påverkas av att det omgivande landskapet innehåller kritiska eller komplementära resurser, men många studier visade att arter gynnas av att skyddade områden är omgivna av landskap med hög mångfald av olika livsmiljöer. Dessutom visade många studier att den biologiska mångfalden i skyddade områden är högre om de skyddade områdena ligger nära andra områden med liknande livsmiljöer och om det är få barriärer för förflyttning (d.v.s hög konnektivitet).

Processer relaterade till kolonisation-utdöende-dynamik visade sig vara viktiga. Många studier visade att den biologiska mångfalden är högre i större områden, också när man standardiserat provstorleken. I valet mellan att prioritera skydd av större eller mindre områden bör man därför välja det större. Det saknas dock studier för att kunna säga om den totala arealen bör fördelas på några få stora eller flera små områden för att få det totalt sett bästa utfallet för biologisk mångfald.

Kanteffekter visade sig påverka biologisk mångfald i många studier. Eftersom studierna visade att kanteffekter kan vara både positiva och negativa behöver man beakta biologin för de arter man vill bevara för att förstå om kanteffekterna bör minimeras eller inte. Om målet är att bevara arter som är beroende av hög habitatkvalitet bör man minimera kanteffekter genom att skydda stora sammanhängande områden. För att bevara arter som gynnas av kanthabitat kan man försöka öka mängden kant, men ofta kan det vara viktigare att höja kvalitén på befintliga kanter, som till exempel skogsbryn. Det kan vara önskvärt att främja spridning av arter mellan omgivande landskap och det skyddade området, till exempel genom att skapa en jämn övergång mellan olika livsmiljöer.

Det kvarstår kunskapsluckor som behöver fyllas för att förstå hur den biologiska mångfalden i ett skyddat område samspelar genom processer på landskapsskalor, samt vad detta innebär för övervakning av biologisk mångfald och prioritering av områdesskydd. Flera ekologiska teorier har inte testats i skyddade områden, till exempel metapopulationsteori, "landscape supplementation", och "landscape complementation". Inga studier har undersökt den relativa betydelsen av olika processer. Därför kan vi till exempel inte bedöma om det är viktigare att maximera områdenas storlek jämfört med att de är lokaliserade i de mest lämpliga landskapen eller att de har högre inbördes heterogenitet eller konnektivitet.

8.3 Områdesskydd i ljuset av ett föränderligt klimat

Utöver de rumsliga ekologiska processer som har tagits upp här finns andra dynamiska processer som påverkar i vilken mån ett skyddat område uppfyller sina bevarandemål. Ett exempel på detta är de snabba, mänskligt orsakade, klimatförändringar som gör att förutsättningarna för biologisk mångfald i skyddade områden ändras, vilket också har konsekvenser för samspelet mellan de skyddade områdena och det omgivande landskapet (Ranius m. fl. 2022). Klimatförändringarna leder redan till att arters utbredningar förändras, generellt så att sydliga mera värmeanpassade arter breder ut sig på mer nordliga arters bekostnad (Burrows m. fl. 2011, Thomas 2011). Variationerna inom denna process är dock stora, eftersom klimatförändringarna inte bara utgörs av gradvisa temperaturförändringar, utan även av förändringar i hur temperaturen fluktuerar mellan år och säsonger, liksom förändringar i nederbörd. Dessutom kan klimatförändringar ge upphov till stora indirekta effekter på till exempel vegetation, störningsregimer och markanvändning.

Det finns en omfattande vetenskaplig debatt kring vad som utgör effektiva strategier för anpassa naturvården till klimatförändringar, som handlar om i vilken grad man bör öka lokala populationers resiliens så att de kan överleva även under ett förändrat klimat, eller i vilken grad man i stället ska gynna dynamiska processer så som förändring av utbredningsområden (Hodgson m. fl. 2009, Gillson m. fl. 2013, McLaughlin m. fl. 2022). Inom naturvården kan man sträva efter att förlänga populationers livslängd där de befinner sig genom att bevara stora populationer inom variationsrika områden, gärna sådana som utgör klimatrefugier, och minska andra stressfaktorer än klimat (Hodgson m. fl. 2009, Morelli m. fl. 2020). Det kan man göra genom att skapa större reservat eller större nätverk med skyddade områden. Alternativt kan man förbättra möjligheterna för arter att sprida sig till områden som i framtiden kommer att ha lämpliga klimatförhållanden för dessa arter. Det kan man göra genom att säkerställa att det i sådana områden finns tillräckligt mycket livsmiljö för dessa arter och att de är förbundna med områden där arterna finns idag av landskap som möjliggör spridning (Hodgson m. fl. 2011).

8.4 Störningar

8.4.1 Störningsekologi i skyddade områden

Många arter är beroende av naturliga störningar för sin fortlevnad. Störningar som exempelvis brand, bete och översvämningar skapar livsmiljöer för arter som utan störningar tenderar att konkurreras ut (Hobbs och Huenneke 1992, Sousa 1984). Mänskliga aktiviteter och klimatförändringar har förändrat omfattningen, frekvensen och intensiteten av dessa störningar (Dale m. fl. 2001, Cremene m. fl. 2005, Navarro m. fl. 2015), vilket har lett till att många störningsgynnade arter numera är hotade (Brawn m. fl. 2001, Lawler m. fl. 2002, Hanberry 2014, Eide m. fl. 2020). För att bevara dessa arter krävs att man främjar naturliga störningar eller människoskapade störningar som efterliknar de naturliga. Områdesskydd syftar ofta till att bevara arter som är känsliga mot mänsklig påverkan och andra störningar. För att bibehålla hela artmångfalden kan man dock också behöva upprätthålla naturliga störningsregimer (Bengtsson m. fl. 2003). De flesta skyddade områden är för små och inbäddade i en mosaik av

människopåverkade miljöer för att en naturlig störningsdynamik ska kunna upprätthållas. Det gör att störning i stället behöver bli en del i områdenas skötsel (Baker 1992, Brackhane m. fl. 2021). Olika störningsregimer skiljer sig åt i hur lätt de kan implementeras i skötseln av skyddade områden.

I svensk naturvård utgör brand i skog och bete eller slåtter i gräsmarker två betydelsefulla störningar, både när det gäller area och antal arter som är beroende av dem. Här använder vi dessa två störningar som exempel. Dessa störningar har historiskt påverkat stora delar av det svenska landskapet och arter som är beroende av dem är nu till stor del beroende av aktiv skötsel för sin överlevnad. Dessa två störningar kan ses som varandras motsatser beträffande deras naturliga omfattning och frekvens. Skogsbränder sker i naturtillståndet relativt sällan, men varje enskild brand påverkar en skog under lång tid (Niklasson och Granström 2000, Niklasson och Nilsson 2005). Bete av stora vilda växtätare, och senare av betande tamdjur, kan tvärtom antas ha återkommit med något eller några års intervall (Vera 2000, Eriksson m. fl. 2002).

I naturtillståndet formar skogsbränder i stor utsträckning utvecklingen av tillståndet för den boreala skogen (Zackrisson 1977). Många arter utnyttjar livsmiljöer som uppstår vid skogsbränder. Det finns exempelvis insekter som är specialiserade för att leva i branddödade träd (Granström och Schimmel 1993, Wikars 2002), medan andra mer generalistiska arter lever i solexponerad död ved som skapas vid brand (Toivanen och Kotiaho 2007b, Ylisirniö m. fl. 2012). På längre sikt påverkar bränder även sammansättningen av trädslag i skogen genom att gynna tall, björk och asp på bekostnad av gran som annars har blivit allt mer dominant i södra Sveriges skogar på grund av skogsbruk och frånvaro av bete och bränder (Niklasson och Nilsson 2005, Lindbladh 2021). Till följd av att frekvensen av skogsbränder minskat kraftigt, vilket framför allt beror på mer effektiv brandbekämpning (Wallenius 2011), är många brandberoende arter hotade i Sverige (Eales m. fl. 2018, Eide m. fl. 2020, Ryan m. fl. 2013). I Sverige och Finland har därför naturvårdsbränning, d.v.s. kontrollerade bränningar av mindre områden, blivit ett viktigt verktyg för att upprätthålla en mer naturlig skogsdynamik och gynna brandberoende arter, i många fall med positiva resultat (Heikkala m. fl. 2017, Olsson och Jonsson 2010, Toivanen och Kotiaho 2007a, Vanha-Majamaa m. fl. 2007). I Sverige sker naturvårdsbränningar inte bara i skyddad skog, utan också i produktionsskog till följd av de krav som ställs i FSC- och PEFC-certifiering. För FSC-certifierad skog finns exempelvis ett krav att skogsägare med över 5 000 ha skog på torr och frisk mark ska bränna minst 5 % av förnygringsarealen under en löpande femårsperiod (Forest Stewardship Council 2020).

Ängs- och hagmarker är gräsmarker vars växtsamhällen formats av bete eller slåtter under mycket lång tid. Hävden förhindrar igenväxning av vedväxter och minskar mängden biomassa, vilket håller gräsmarkerna öppna och näringsfattiga (Hautier m. fl. 2009, Oelmann m. fl. 2009). Det är dessa förhållanden som gör att många växter, pollinerande insekter och fåglar trivs i dessa miljöer (Habel m. fl. 2013, Perkins m. fl. 2000, Öckinger och Smith 2006). Öppna miljöer som domineras av örter och gräs skapades ursprungligen genom bete av stora, vilda växtätare under Pleistocen (Svenning 2002). Sedan tusentals år är det i stället det traditionella jordbruket med bete med tamboskap och slåtter för foder som har skapat dessa miljöer, sedan människan utrotat de flesta stora vilda växtätare (Bråthen m. fl. 2021). De kvarvarande stora växtätarna i Europa, som älg och andra hjortdjur, äter blad och kvistar snarare än gräs och örter, och formar därför inte landskapet på samma sätt som uroxer, vildhästar och visenter (Vera 2000). Det intensiva jordbruk som har tillämpats framför allt sedan mitten av 1900-talet har inneburit en kraftig minskning av arealen av gräsmarker i Sverige och resten av Europa

(Cousins m. fl. 2015, Ihse 1995, Ridding m. fl. 2015, SCB 2019). Detta har inneburit att många gräsmarksarter har minskat och idag är hotade (Bullock m. fl. 2011). För att bibehålla hävden av gräsmarker har vissa skyddats som naturreservat. Inom EU används även miljöersättningar som styrmedel för att upprätthålla hävden av gräsmarker. Miljöersättningen innebär att lantbrukare får ekonomiskt kompensation för att upprätthålla hävden (Jordbruksverket 2021, Batáry m. fl. 2015) med högre ersättning för marker som anses vara mer värdefulla (Smith m. fl. 2016). Dessa ersättningar kan användas för hävd av både skyddade och icke-skyddade gräsmarker. I Sverige är endast en mindre del (omkring 5 %) av alla ängs- och hagmarker belägna inom skyddade områden (Christensen m. fl. 2015, Statistiska Centralbyrån 2018). Bevarandet av betesberoende arter och naturtyper är därför till stor del beroende av miljöersättningarna. Det är dock oklart om detta är tillräckligt för att bevara dem på lång sikt (Berg m. fl. 2019).

I många naturtyper är flora och fauna anpassade till att störningar förekommer tillräckligt ofta, åtminstone sett över längre tidsperioder och över större arealer. Hur ofta boreal skog brinner beror bland annat på markfuktighet, men man uppskattar att skogar historiskt brann med 50 – 150 års intervall i stora delar av Sverige (Zackrisson 1977, Niklasson och Granström 2000). När och var skogsbränder uppkommer går dock inte att förutsäga, och som en anpassning till det har brandberoende insekter förmåga att kolonisera bränd skog på långa avstånd och brandgynnade växter förmåga att överleva i fröbanken under århundraden (Heikkala m. fl. 2017, Kouki m. fl. 2012, Risberg och Granström 2012). För brandgynnade arter kan ett för kort brandintervall innebära att de positiva effekterna av bränder blir mindre, eftersom mängden död ved blir lägre (Hyvärinen m. fl. 2009, Toivanen och Kotiaho 2007a), medan för långa brandintervall innebär att brand blir för sällsynt för att upprätthålla livskraftiga populationer av brandgynnade arter (Risberg och Granström 2012). Gräsmarksarter är i mycket högre utsträckning än brandlevande arter beroende av regelbundna störningar. För många arter är årlig hävd önskvärd, men vissa arter kan gynnas av lägre hävdfrekvens (Tälle m. fl. 2018). Detta beror på att många gräsmarksarter, i synnerhet växter, har låg spridningsförmåga och därför är beroende av att hävd förekommer regelbundet för att de inte skall konkurreras ut (Bischoff 2002, Maurer m. fl. 2003). Framtida förändringar till följd av klimatförändringar kan innebära att skötselbehovet förändras i både skog och gräsmarker (Littell m. fl. 2011). Klimatförändringar förutspås öka frekvensen av naturliga skogsbränder (Kilpeläinen m. fl. 2010), vilket kan minska framtida behov av naturvårdsbränning och ökar behovet av att förhindra skogsbränder (de Groot m. fl. 2013). Klimatförändringar kan också öka produktiviteten i gräsmarker (Dellar m. fl. 2018, Wang m. fl. 2019), vilket kan leda till att mer hävd behövs för att bibehålla de näringsfattiga förhållandena.

Att skydda skog eller gräsmarker kan vara ett sätt att säkerställa att störningar förekommer så att störningsgynnade arter gynnas. Dock har målet med att skydda områden, i synnerhet i skog, ofta varit att minimera mänsklig störning för bevarandet av störningskänsliga arter. Det är därför inte uppenbart att områdesskydd generellt är effektivt för att bevara störningsgynnade arter. Ett alternativ till områdesskydd är att främja önskvärda störningar inom icke-skyddade områden, och alltså låta produktion och bevarande av störningsgynnade arter äga rum i samma områden med hjälp av miljöstöds- eller certifieringssystem. Ett argument för att detta skulle kunna vara effektivt är att brukandet i sig kan efterlikna naturliga störningar (Batáry m. fl. 2015, Dániel-Ferreira m. fl. 2020, Rubene m. fl. 2014, Öckinger m. fl. 2009).

Att säkerställa att störningar förekommer med tillräcklig kontinuitet i tid och rum är viktigt då det är en förutsättning för att nätverk av populationer av störningsgynnade arter ska fortleva på lång sikt (Hanski 1999). För gräsmarksarter förekommer sådana populationsnätverk på mindre skala (för många arter inom några kilometer), men variationen mellan arter och artgrupper kan vara stor. Många betesgynnade växter och insekter har låg spridningsförmåga (Bischoff 2002, Maurer m. fl. 2003), medan dessa nätverk är större för brandgynnade arter (åtminstone för vedinsekter tiotals kilometer; Ranius m. fl. 2014). Det är därför viktigt att störningar planeras och genomförs på ett sätt som säkerställer att det på landskapsnivå finns skogsområden som nyligen har brunnit och gräsmarker som hävdas.

8.4.2 Störningar i skyddade och icke-skyddade områden

Vi har undersökt nyttan med att skydda områden för att gynna störningsgynnade arter i skog och gräsmarker, genom att jämföra olika mått på mångfald av störningsgynnade arter i skyddade och icke-skyddade områden. Utfallet kan bero på skillnader i till exempel skötselmetod, störningsintensitet och områdets behandling efter störning och dessa faktorer jämförde vi därför också mellan skyddade och icke-skyddade områden. Vi gjorde detta genom att granska vetenskapliga artiklar som jämfört olika aspekter av biologisk mångfald i störda habitat i skyddade och icke-skyddade områden. Genom att sammanställa information om hur störningar styrs och implementeras av svenska myndigheter och andra organisationer har vi också undersökt i vilken utsträckning störningarna planeras och genomförs över lång tid i skyddade områden, om det finns tillräckligt med ekonomiska medel att genomföra störningarna, samt om förekomsten av störningar är utspridd i landskapet. Våra resultat pekar på ett antal fördelar och nackdelar med områdesskydd för bevarandet av störningsgynnade arter.

Kvaliteten på naturvårdsbränningar är ofta hög i skyddad skog, eftersom de ger upphov till större mängd död ved då de genomförs i stående skog till skillnad från planerade bränningar i icke-skyddade områden som främst sker på hyggen (Ramberg m. fl. 2018). Fyra av de fem studier som vi fann visade dock liknande effekter oavsett skyddsstatus, såtillvida att artrikedomen ökade efter brand i både skyddad och icke-skyddad skog. Eftersom bränningar i brukad skog oftast sker i form av hyggesbränning var de två studier som jämförde hyggesbränning med bränning av stående skog i en nationalpark särskilt relevanta (Hyvärinen m. fl. 2006, Hyvärinen m. fl. 2005). Dessa visar att hyggesbränning har positiv effekt på rödlistade insekter de närmaste åren efter bränningarna, och att denna effekt kan bli större om man lämnar större volym träd kvar på hygget än vad man normalt gör i skogsbruket (Hyvärinen m. fl. 2006). En studie av en brandberoende vedskalbagge, slät tallkapuschongbagge, visar att en stor del av livsmiljön för arten uppkommer genom att bränningar. Arten finns både på brända hyggen och bränd uppvuxen skog, men mängden substrat per hektar och även populationstätheten är betydligt större när uppvuxen skog har bränts (Ranius m. fl. 2014).

Enligt personal på länsstyrelserna finns det bara små skillnader i hävdtyp, hävdintensitet eller hävdtidpunkt mellan skyddade och icke-skyddade gräsmarker. Det är dock ibland svårt att få betesdjur till skyddade gräsmarker. I gengäld kan det vara enklare att anpassa betesintensitet och tidpunkt i skyddade gräsmarker utifrån arters specifika behov jämfört med icke-skyddade marker som upprätthålls med miljöersättning. Detta beror på de generella krav som hävden måste uppfylla för att berättiga till miljöersättning, vilket ofta leder till en likriktning i skötsel (Naturvårdsverket 2018). En majoritet av 21 studier från Sverige och övriga Europa (samt två studier från Nordamerika) visade att olika mått på biologisk mångfald, såsom artrikedomen och abundans av

gräsmarksarter generellt är högre i skyddade jämfört med icke-skyddade gräsmarker. Många av dessa studier jämförde dock skyddade gräsmarker med gräsmarker som nyligen restaurerats, och återspeglar därför inte någon generell skillnad mellan skyddade och oskyddade områden. De studier som faktiskt jämförde skyddade och icke-skyddade gräsmarker som hävdats under lång tid fann dock en mer positiv trend för antalet betesgynnade arter i skyddade än i icke-skyddade gräsmarker (de Snoo m. fl. 2012, Wesche m. fl. 2012, Krause m. fl. 2015). Studierna undersökte generellt inte effekten på ovanliga eller hotade gräsmarksarter, så det går inte att dra slutsatser om just dessa gynnas av områdesskydd. Se Bilaga 2 för mer information.

Skötselplaner för skyddade områden är ofta detaljerade när det gäller utformning och frekvens av störningar. Det är därför troligt att så länge skötselplanerna följs kommer bete respektive bränder att förekomma i dessa områden. Det tycks också ofta finnas ekonomiska medel för att genomföra störningar, även om mängden tillgängliga medel har varierat över tid. I FSC-certifierad produktionsskog kan det vara lättare att finansiera naturvårdsbränning jämfört med skyddad skog, eftersom skogsbolagen finansierar skötseln själva och får mer betalt för FSC-certifierat virke. Se Bilaga 2 för mer information. När det gäller brand är vår bedömning att nästan alla skyddade områden är för små för att en tillräcklig branddynamik skall kunna upprätthållas. Detta gäller sannolikt även för betesgynnade arter eftersom heterogenitet i betesintensitet och tidpunkt är viktigt för att upprätthålla en hög mångfald av arter (van Klink m. fl. 2015).

Planering av störningar på landskapsskala förekommer generellt i både skyddade och icke-skyddade områden. I varje län ska det finnas regionala brandstrategier som bland annat identifierar vilka skyddade områden som bör brännas i framtiden baserat på förekomsten av tidigare bränder och brandgynnade arter (Lindhagen 2009, Berglund 2013). För skogsägare med certifierad skog finns det krav på att de ska ta fram en landskapsplan som bland annat identifierar skog där naturvårdsbränning kan vara aktuellt i framtiden. Dessutom finns i varje län planer för grön infrastruktur som identifierar existerande gräsmarker och områden där konnektiviteten mellan gräsmarker kan förbättras, till exempel genom skötsel eller restaurering. Det finns dock sällan styrmedel tillgängliga för att genomföra dessa planer (Alsén och Kruys 2019, Berlin och Niss 2019, Länsstyrelsen i Örebro län 2019). Dessa planer omfattar både skyddade och icke-skyddade områden. För skyddad skog och produktionsskog upprättas dock landskapsplaner separat och utan samordning. Av den totala arean skog och gräsmarker i Sverige är endast 9 % respektive 5 % formellt skyddad (Christensen m. fl. 2015, Riksskogstaxeringen 2018, Statistiska Centralbyrån 2018, 2020). Dessutom har många reservat, i synnerhet skyddad skog, andra syften än att bevara just störningsgynnade arter. Eftersom det finns en direkt motsättning mellan att gynna arter som är beroende av störning och att gynna arter beroende av sena successionsstadier, som arter beroende av gamla levande träd och lång kontinuitet av trädtäckning, är det bara en mindre del av denna skyddade areal som kan användas för att bevara störningsgynnade arter. Det innebär att det skulle bli få störningar om de enbart förekom i skyddade områden. Se Bilaga 2 för mer information.

Vi bedömer att det bästa sättet att bevara störningsgynnade arter är att upprätthålla störningar i både skyddade och icke-skyddade områden. Det beror på att det är omöjligt att skydda all brandpåverkad skog eller alla artrika ängs- och hagmarker. De störningar som förekommer i icke-skyddade områden genom ekonomiska styrmedel som skogscertifiering och miljöstöd gör därför att en större areal påverkas av brand eller hävd. De bidrar till att det förekommer både störningar av hög kvalitet och de av

lägre kvalitet men i högre utsträckning. Eftersom det är viktigt med kontinuerlig hävd av gräsmarker, är det viktigt att de artrikaste ängs- och hagmarkerna får ett långsiktigt skydd i form av områdesskydd. Områdesskydd är mindre viktigt för att upprätthålla brand i skog. För skog tenderar bränders kvalitet vara lägre i produktionsskog, men där kan man höja ambitionsnivån genom att lämna större volymer träd på hygget, vilket ger upphov till en större ekonomiska kostnad med också högre kvalitet (Hyvärinen m. fl. 2006).

Tidigare studier som har utvärderat om bevarandeåtgärder generellt bör koncentreras till skyddade områden eller om de bör förekomma tillsammans med produktion på ytor utanför skyddade områden har också dragit slutsatsen att en kombination av dessa strategier är bättre för biologisk mångfald (Butsic och Kuemmerle 2015, Butsic m. fl. 2020, Finch m. fl. 2020, Law m. fl. 2017). Idag upprätthålls störningar genom en kombination av störningar i såväl skyddade som icke-skyddade områden. Många störningsgynnade arter är hotade i Sverige, vilket kan bero på att störningarna trots åtgärder inte förekommer i tillräckligt stor utsträckning. Många betade gräsmarker, både skyddade och icke-skyddade, är sannolikt för små och isolerade i landskapet för att förhindra att de på lång sikt utarmas genom stokastiska utdöenden som inte kan balanseras av återkolonisation (Lindborg och Eriksson 2004). För brandgynnade arter är risken att frekvensen av bränder i landskapet är för låg för att de ska kunna överleva på lång sikt. För att förbättra statusen för rödlistade arter kan man utöka förekomsten av störningar i skyddad och icke-skyddad skog och gräsmark. Dessutom är det viktigt att säkerställa att störningar i icke-skyddade områden håller tillräckligt hög kvalitet, till exempel genom att se till att mängden död bränd ved är hög efter brand eller att hävdintensiteten i gräsmarker är tillräckligt hög för att förhindra igenväxning.

8.5 Slutsatser om skyddade områden i dynamiska landskap

Ekologisk teori, liksom vår sammanställning av empiriska studier, visar att för att förstå hur biologisk mångfald utvecklas inom skyddade områden och vilka processer som kan ligga bakom förändringar så räcker det inte med att övervaka skyddade områden som sådana, utan att övervakningen måste innefatta en landskapskontext. Hur avgörande landskapskontexten är beror på relationen mellan reservatens storlek och den skala som ekologiska processer relevanta för bevarande av biologisk mångfald sker. Till exempel lyfter Hansen och Defries (2007a) fram vikten av att avgöra gränserna för det "effektiva ekosystemet", det vill säga det område inom vilket processer som påverkar populationer inom det skyddade området äger rum, för att där kunna övervaka förändrad markanvändning och effekter av skötsel och implementera regionala naturvårdsstrategier. Att fastställa denna skala för den mångfald av organismer som områdesskyddet riktar sig mot, givet de många processer som berör organismers rörelser inom och mellan generationer, är dock mycket svårt.

9. Appendix B. Hur kan man utvärdera områdesskydd?

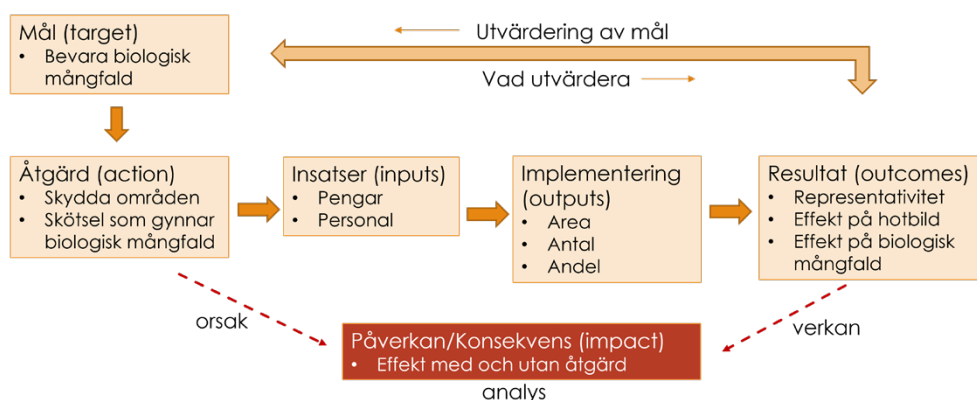
9.1 Programutvärdering – ett vetenskapligt angreppssätt

9.1.1 Förändringsteori

När man har tydliga mål och åtgärder (Rice m. fl. 2020), kan planering och utvärdering av program för att bevara biologisk mångfald dra nytta av teoretiska ramverk för programutvärdering generellt. Så kallad **Förändringsteori** (eng. Theory of Change; Margoluis m. fl. 2013, Rice m. fl. 2020, Pressey m. fl. 2015) beskriver en process för programutvärdering som utifrån definierade mål och medel (i det här fallet bevarande av biologisk mångfald genom områdesskydd), beskriver vägen från åtgärd till resultat i flera steg i en så kallad effektkedja (Figur B1). Stegen utgörs av: resurstilldelning (pengar, arbetskraft; eng: input), utfall i form av skyddad area eller grad av skötsel (eng: output), utfall i form av bevarande av organismer och habitat (eng: outcome) och avslutas i en analys av vad som hade hänt med organismer eller habitat utan skyddet (påverkan eller konsekvens; eng: impact). En effektkedja ger en tydlig bild av orsakssambanden mellan åtgärd och resultat och därmed en förståelse för planeringsbehov och vilka steg man behöver mäta för att utvärdera effekten av åtgärder.

En tillämpning av förändringsteori på områdesskydd är **PAME** (Protected Area Management Effectiveness) som är ett ramverk för utvärdering av hela effektkedjan (Figur B1). Även om hela kedjan avses, är det i praktiken ofta endast en liten del som handlar om de sista stegen, d.v.s. resultat och påverkan (Leverington m. fl. 2010). PAME implementeras ofta med enkäter till experter och förvaltare där huvuddelen av frågorna behandlar typ av legal skyddsform, förvaltning, förankring och acceptans i samhället, resurstilldelning och effektiviteten i dessa. Endast enstaka frågor handlar om hur väl biologisk mångfald bevaras. För att utvärdera om skydd av områden har haft en påverkan på biologisk mångfald (det sista steget i effektkedjan, Figur B1) behövs en konceptuell modell över faktorer som i sig själv eller i samverkan med andra påverkar effekten av skyddet (Pressey m.fl. 2015).

Förändringsteori visar vad man bör mäta för att utvärdera grunden för den bedömningsmodell som behövs. Förändringsteori går att kombinera med andra teorier för beslutsstruktur och bedömningsunderlag, vilka bidrar till ytterligare krav på bedömningsmodellerna och därmed vilka index som behövs för utvärdering.



Figur B1. Förändringsteori visar på en kedja av effekter från mål och åtgärd till resultat, vilket utgör delar i en programutvärdering. En fullständig utvärdering bör inkludera en kontrafaktisk analys av den påverkan eller konsekvens en åtgärd har haft på uppsatta mål. Figuren återfinns även som Figur 1 i Resultat, avsnitt 3.2.2.

9.1.2 Strukturerat beslutsfattande, adaptiv förvaltning och evidens-baserat beslutsfattande

Ett strukturerat angreppssätt för beslutsfattande (Gregory m. fl. 2012) är ett ramverk som bygger på beslutsteori och principer för riskanalys med vid tillämpning på hantering av miljöproblem. **Strukturerat beslutsfattande** betonar vikten av väl formulerade mål, ett genomtänkt förhållningssätt till hur ett vetenskapligt underlag kan användas, inklusive hantering av osäkerhet, och en tydlighet i hur olika samhällsvärden (kopplade till bevarande och andra kostnader eller nyttor) kan vägas samman i beslutfattandet. Primära element i beslutsfattande består av målformulering, identifiering av beslutsalternativ och bedömning, där varje element analyseras separat och i kombination för att stärka beslutsfattandets kvalitet. I detta sammanhang kan ett mål vara att bevara biologisk mångfald och åtgärden är att avsätta specifika skyddade områden, som kan jämföras med att avsätta andra områden eller inte göra det alls. Strukturerat beslutsfattande ger verktyg att välja bort suboptimala alternativ och göra avvägningar mellan olika mål med exempelvis multi-kriterieanalyser. Element från riskanalys behövs för att beskriva framtida händelser, väga möjliga utfall mot möjliga konsekvenser, och ta hänsyn till variabilitet eller osäkerhet, men även för att förstå hur riskuppfattning kan påverka beslutsfattande. Ett strukturerat beslutsfattande leder dessutom till en mer transparent beslutsprocess som går att följa upp eller omvärdera.

Beslut kring skydd kan behöva ändras över tid och anpassas till hur skyddsbehovet förändras eller hur väl områdesskyddet fungerar (Stem m. fl. 2005). **Adaptiv förvaltning** försöker minska risken för att göra fel som beror på att man har begränsad kunskap om hur systemet svarar på en åtgärd (Keith m. fl. 2011) genom att beslut kontinuerligt omprövas och baseras på rådande kunskapsläge om de system som förvaltas (Lindenmayer och Burgman 2005). Denna form av förvaltning kan beskrivas som cykler i vilka kunskap inhämtas, beslut omprövas, åtgärder implementeras och ny kunskap inhämtas och så vidare. Adaptiv förvaltning kan även inkludera andra typer av lärande, såsom samarbete mellan olika aktörer både när det gäller beslutsfattande och kunskapsinsamling (Fernández-Giménez m. fl. 2019).

Adaptiv förvaltning kan vara aktiv eller passiv (Williams 2011, Chadès m. fl. 2017). Vid stor osäkerhet om åtgärders effektivitet (t.ex. var man bäst bör skydda eller vilka åtgärder som mest bidrar till att stärka skydd) kan man välja en aktiv ansats, vilket innebär att kunskapsinhämtning även går ut på att minska osäkerhet i de vetenskapliga modeller som används för beslut. Kunskapsinsamling kan då optimeras för att samla in kunskap om hur systemet svarar på skydd eller specifika åtgärder samt för att reducera de största källorna till osäkerhet i bedömningarna. Det kan vara att man i samband med ett nytt områdesskydd planerar försök som på sikt kan visa vilken betydelse denna typ av skydd kan ha. Inom passiv adaptiv förvaltning utgår man från att rådande kunskap kring placering av områdesskydd eller skötselåtgärder för att stärka skydd är tillräcklig för att fatta beslut. En passiv ansats innebär att kunskapsinsamling begränsas till hur systemet svarar på åtgärden och bedömningsmodellerna är oförändrade i varje iteration av den adaptiva förvaltningen (Williams 2011). Valet mellan en aktiv eller passiv ansats beror således på om man anser att det finns stor kunskapsosäkerhet och om det finns något man kan göra för att minska denna osäkerhet (Kujala m. fl. 2013). Det bör betonas att kunskapsinsamling under adaptiv förvaltning sker under begränsningar och inte har samma möjligheter att ge upphov till mera generellt användbar kunskap som fristående forskning.

Beslut kring områdesskydd behöver ta in såväl ekologisk som samhällelig kunskap (se exempelvis Fernández-Giménez m. fl. (2019) om hur detta kan kombineras i adaptiv förvaltning). En sorts kunskap kommer från en kombination av vetenskapliga resultat och väl beprövad erfarenhet. **Evidens-baserat beslutsfattande** är ett koncept som härrör från medicin, men används inom många olika områden för att sammanställa kunskap om åtgärder inom olika områden som ska ligga till grund för beslutsfattande eller policy. Evidens-baserat beslutsfattande tillämpas även inom naturvården (Sutherland m. fl. 2004). Det bygger på utarbetade principer för systematisk insamling och kvalitetsgranskning av kunskapsunderlag för att genom evidenssyntes bedöma effekten av åtgärder. Inom naturvården har detta till exempel utvecklats inom ramen för Collaboration for Environmental Evidence (Pullin och Stewart 2006). Evidens-baserat beslutsfattande strävar mot att bygga beslut på evidens av god kvalitet, helst **randomiserade kontrollerade studier**, som sammanställs och analyseras. Beträffande områdesskydd skulle man i studierna kunna välja ut ett stort antal likvärdiga områden som slumpmässigt delas in i sådana som skyddas och sådana som inte skyddas. Därefter studeras områdena på ett likvärdigt sätt under flera år och förändringarna i biologisk mångfald jämförs i förhållande till skyddsstatus. Detta kan användas för att svara på frågeställningar om det gick bättre för eller en habitattyp i skyddade jämfört med oskyddade områden. Sådana kontrollerade randomiserade studier av effekten av skyddade områden är svåra eller ibland till och med omöjliga att genomföra i praktiken, både av etiska, praktiska (skalan som krävs), ekonomiska (finns inte forskningsmedel till replikerade studier av denna typ) och tidsmässiga (kan ta lång tid innan skötsel har relevanta konsekvenser) skäl. Man är då hänvisad till olika typer av jämförande studier, där områden med olika förvaltning men som i övrigt är lika jämförs ("space-for-time substitution studies"). Givet att dessa studier görs på ett strikt sätt, så att bakomliggande faktorer kontrolleras, utgör de relevanta beslutsunderlag (Pickett 1989, Redlich m. fl. 2022, men se Christie m. fl. 2019), framförallt om data över tiden med förändrad skötsel är tillgänglig (Wauchope m. fl. 2021, se nedan under "Förvillande faktorer").

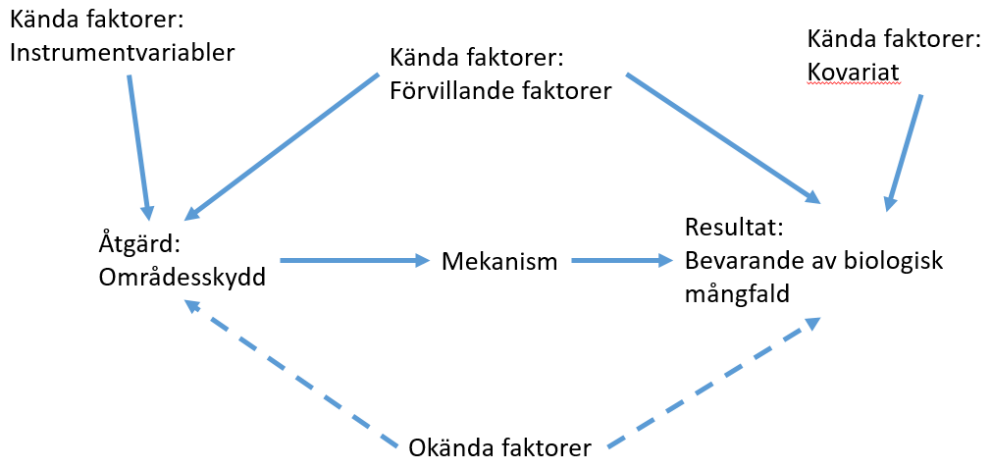
Vad som accepteras som evidens av tillräckligt god kvalitet kan variera mellan olika tillämpningar. Evidens-baserat beslutsfattande för förvaltning av komplexa system med begränsade möjligheter att göra randomiserade studier, såsom förvaltning av naturliga system, har utvecklats till att öppna upp för att kombinera olika typer av evidens och olika principer för hantering av evidens (Salafsky m. fl. 2019). Evidens kan vara analyser av observationsdata eller databaser, modellbaserade simuleringsstudier eller expertbedömningar. Valet av frågeställningar bör styras av vad som är relevant för förvaltningens beslutsfattande snarare än var det finns en viss typ av evidens (Cook m. fl. 2013). Vilken typ av evidens som bedöms tillräcklig kan styras av beslutsproblemets karaktär, så länge man tar hänsyn till kunskapskällornas kvalitet.

Kunskap hos experter (såsom forskare men även tjänstemän och förvaltare med lokalkännedom) utgör en viktig källa till information vid utvärdering av effekten av skydd eller skötsel. **Expertbedömningar** gör det möjligt att väga in olika typer av information, även det som inte går att mäta direkt eller är för resurskrävande att modellera. Experter är som alla människor föremål för psykologiska och kognitiva effekter som kan ge upphov till skevheter i deras bedömningar. Det finns sätt att minska inflytandet av dessa skevheter och stärka expertbedömningars träffsäkerhet och pålitlighet. Förutom att använda sig av experter som har erfarenhet och kunskap om det som ska bedömas, behöver man även välja experter på ett sätt som gör att personliga intressen inte påverkar bedömningarna. Experter behöver träning i att göra bedömningar, inklusive träning i hur man uttrycker sig kvantitativt. Formella och strukturerade metoder för expertbedömning används sedan länge inom flera områden, även inom naturvård (Martin m. fl. 2012). För svåra frågor är det bra att be om bedömningar från flera experter, helst med olika perspektiv. Experters bedömningar kan vägas samman genom beräkningar (exempelvis medelvärden) eller genom att de kommer överens om en gemensam bedömning. Experter kan i diskussion med varandra fördjupa och bredda kunskapen om en fråga vilket stärker resultatets kvalitet (Hemming m. fl. 2018). Man kan inte tvinga experter att komma överens, och deras skilda bedömningar det kan vägas in som en ytterligare källa till osäkerhet i bedömningen. Även när expertbedömningar används, behövs data från mätningar och inventeringar. Det beror på att expertbedömningar använder sig av information från många olika håll inklusive olika inventeringar, vetenskapliga studier, och praktiska erfarenheter, vilka integreras och syntetiseras i ett standardiserat ramverk (Parrish m. fl. 2003). Index baserade på expertkunskap medför en flexibilitet i utformning av bedömningsmodell och gör att det går att väga samman olika typer av kunskapsunderlag. Formella expertbedömningar med flera experter som träffas flera gånger där processen styrs av professionella facilitatorer (hjälpare som leder processen) är lämpliga för bedömningar relaterade till mera övergripande mål.

9.1.3 Konceptuella och kvantitativa modeller för bedömning

Här beskriver vi olika sätt att visa på ett orsakssamband mellan åtgärd, till exempel områdesskydd, och målet med åtgärden, till exempel bevarande av biologisk mångfald, vilket behövs för en fullständig utvärdering av betydelsen av skydd (Figur B1). Ett sätt är att använda sig av planerade försök, helst randomiserade kontrollerade studier, exempelvis som en del av adaptiv förvaltning. Utvärderingar behöver dock normalt göras i efterhand, vilket medför att förutsättningarna för denna typ av studier är begränsade. Det beror på att de skyddade områdena har valts ut på ett sätt som inte är

slumpmässigt utan de valdes för att de innehöll hög biologisk mångfald, var tillgängliga för bevarande eller hotades av exploatering. Detta medför att skillnader i biologisk mångfald i och utanför skyddade områden inte nödvändigtvis visar på konsekvensen av områdesskyddet i sig. Därför behövs alternativa sätt till randomiserade studier för att avgöra om områdesskydd faktiskt fungerar.



Figur B2. En konceptuell modell för faktorer och variabler att ta hänsyn till vid analys av en åtgärds (områdesskydd) betydelse för resultatet (bevarande av biologisk mångfald; från Ferraro och Hanauer 2014). Figuren återfinns även som Figur 2 i Resultat, sektion 3.2.4.

Bedömningsmodeller byggs utifrån en konceptuell förståelse för vad som ska bedömas och på modeller för den evidens som är tillgänglig för en utvärdering. Konceptuella modeller är användbara för att identifiera relevanta faktorer och variabler i en utvärdering (såsom Figur B2). Den så kallade **DPSIR-modellen** är framtagen av Europeiska miljöbyrån för att beskriva orsakssamband i interaktionen mellan samhälle och miljö. Idén är att kategorisera samhällsliga aktiviteter och dess effekter på tillståndet i miljön i olika klasser (Driver, Pressure, State, Impact, Response) för att bättre kunna förmedla kunskap mellan vetenskap och samhälle och underlätta beslutsfattande (Smeets och Weterings 1999). På samma sätt kan man klassificera indikatorer på dessa aktiviteter och tillstånd enligt DPSIR. DPSIR-modellen är en vidareutveckling av PSR-modellen (Pressure, State, Response) framtagen av OECD (OECD 2003). DPSIR-liknande modeller kan anpassas för olika typer av återkommande utvärderingsfrågor. DPSIR och PAME är exempel på konceptuella eller mentala modeller som hjälper till att identifiera vad man ska ta hänsyn till i en bedömning av orsakssamband. Till detta kommer ytterligare modeller och antaganden för att kunna integrera evidens i den slutgiltiga bedömningsmodellen som sedan bland annat kan användas för att beräkna olika index.

Ett alternativ till randomiserade studier är att utvärdera hur status eller trend för biologisk mångfald hade varit *om man inte skyddat det aktuella området*, en så kallad **kontrafaktisk jämförelse** (Kleijn och Sutherland 2003, Ferraro och Pattanayak 2006, Pressey m. fl. 2015). I teorin innebär en sådan analys att man jämför status och trend i samma område både med och utan skydd samtidigt, vilket naturligtvis är en omöjlig uppgift. Ett gott alternativ är dock att jämföra situationen i de skyddade områdena med icke-skyddade områden som liknar de skyddade områden så mycket som är möjligt, helst före och efter skyddets införande. Det finns goda förutsättningar för

kontrafaktiska analyser av områdesskydd med statistiska metoder (exempelvis med tidsserier, se Chevalier m. fl. 2019, Wauchope m. fl. 2021). Ett annat alternativ är simuleringsstudier, såsom what-if analyser där betydelsen av skydd undersöks under olika scenarier (Stjernman m. fl. 2014). Rumsliga modeller av biologisk mångfald kan användas för att jämföra olika alternativ vid rumslig planering (Sinclair m. fl. 2018, Moilanen m. fl. 2022, Silvestro m. fl. 2022). Modeller som utnyttjar statistiska samband mellan artdata, habitat och andra prediktiva variabler kan användas för att utifrån tillgängliga data fylla dataluckor och skapa kartor som visar variabler relaterade till biologisk mångfald (Silvestro m. fl. 2022, Wilkinson m. fl. 2019) eller göra prediktioner (exempelvis baserat på observation från fältstudier; Stjernman m. fl. 2019). Flera rumsliga modeller kan kombineras för att analysera effekterna av flera hot mot biologisk mångfald samtidigt (Hammar m. fl. 2020). I evidens-baserat beslutsfattande kan det ställas krav på att simuleringsmodeller är testade mot empiriska data. Ett kvalitetskrav är att kunna påvisa en bedömnings statistiska känslighet och specificitet, det vill säga att bedömningen kommer till en korrekt slutsats. Sahlin m. fl. (2021) rekommenderar simuleringsstudier för att för en viss utvärderingsfråga skatta styrkan hos modellbaserade index. Kontrafaktiska analyser kan även utföras med expertbedömningar, som i bästa fall är formella och strukturerade, i kombination med data-baserade modeller.

Förvillande faktorer (“confounding factors”) kan ha stor betydelse vid analys av data eftersom de kan visa på samband som inte är faktiska orsakssamband. Detta gäller även vid utvärdering av områdesskydd. Områden skyddas inte slumpmässigt i landskapet utan kan placeras på platser med rik biologisk mångfald eller särskilt skyddsvärda habitat eller på platser med låg produktivitet där konkurrensen från andra samhällsintressen som jord- och skogsbruk är mindre men där samtidigt antalet arter är begränsat (även om de som finns kan vara skyddsvärda). Sådana faktorer (artrikedom, produktivitet) kan alltså påverka både var skyddade områden placeras och vilken biologisk mångfald som uppmäts i områdena. I båda fallen kan jämförelser mellan skyddade områden och andra områden signalera att områdesskyddet har en effekt (positiv eller negativ) när det i själva verket inte är skyddet i sig som ger signalerna utan andra faktorer (kvalitet, produktivitet, exploateringsstryck mm.). Dessa faktorer påverkar alltså både placeringen av områdesskyddet och status och trend för biologisk mångfald och skapar därmed ett samband mellan skyddet och mångfalden som inte är ett orsakssamband (Figur B2). Förvillande faktorer bidrar alltså till att man ser statistiska samband utan att det beror på direkta orsakssamband.

Det finns olika sätt att bryta effekten av förvillande faktorer (Ferraro och Hanauer 2014). Man kan kontrollera för förvillande faktorer vid försöksplanering genom att matcha behandlingskategorierna med avseende på dessa, och sedan jämföra behandling och kontroll inom dessa grupper (Schleicher m. fl. 2020). I fallet med skyddade områden skulle det alltså innebära att man försäkras sig om att jämföra situationen inom skyddade områden med liknande områden utan skydd (områden som jämförs matchas med avseende på de förvillande faktorerna). Man kan också kontrollera för de förvillande faktorerna genom att inkludera dem i den statistiska modellen som används i analysen. Om man till exempel använder sig av variansanalys (ANOVA) för att jämföra den biologiska mångfalden mellan skyddade och icke-skyddade områden och har uppmänt variabler som kan påverka orsakssambandet kan dessa inkluderas i analysen. Om man kan identifiera en variabel som man kan vara säker på påverkar experimenttilldelningen (vilka områden som får skydd eller ej) men *inte* resultatet (den biologiska mångfalden), en s.k. **instrumentvariabel**, kan man utnyttja den för

att påvisa en effekt. Om man kan visa ett samband mellan instrumentvariabeln och resultatet kan det vara en indikation på att experimentet haft effekt. Det är dock svårt att identifiera lämpliga instrumentvariabler för områdesskydd (Ferraro och Pattanayak 2006). Det är också problematiskt att komma åt förvillande faktorer som man inte känner till. Det finns dock vissa möjligheter att skatta hur stor påverkan dessa okända faktorer behöver ha på experimenttilldelningen för att ändra de resultat som erhålls vid analysen (Rosenbaum 2007).

Orsak-verkan-samband kan också styrkas med en **mekanistisk förklaring** (Ferraro och Hanauer 2015). Den kan bestå av mekanismer som förklarar varför skydd eller skötsel bör fungera, såsom att utformningen, placeringen eller skötseln av de skyddade områden ökar möjligheterna att upprätthålla viktiga ekologiska processer. En statistisk analys kan stärkas av processbaserade variabler, exempelvis genom att man visar ett samband mellan skydd eller skötsel och närvaro av en mekanism, och samband mellan mekanismen och effekten på biologisk mångfald. Om man kan visa att områdesskyddet påverkar mekanismen, och att mekanismen i sin tur påverkar biologisk mångfald, utgör det ett stöd för att det faktiskt är skyddet som leder till bevarandet (Figur B2). Relevanta mekanismer kan baseras på teorier om vilka ekologiska processer som påverkar populationers överlevnad. Kunskap om dessa processer kan, förutom att ge stöd vid utvärdering av områdesskydd, leda till slutsatser kring vad det är i skyddets utformning, såsom storlek, form eller placering av de skyddade områdena samt vilka åtgärder som utförs i dem, som påverkar området förmåga att bevara biologisk mångfald.

10. Appendix C. Indikatorer för att mäta områdesskydd och biologisk mångfald – en internationell utblick

I detta avsnitt ger vi exempel på indikatorer för att utvärdera områdesskydd och biologisk mångfald. Indikatorer tolkas här brett som instrument för utvärdering. Indikatorer kan ses som olika typer av mätare på en kontrollpanel som mäter valda delar av ett komplicerat system eller däri pågående processer och som tillsammans ska ger information om hur processen fungerar. Genom att kombinera mätare kopplade till specifika delar eller processer kan man förstå orsaken till att systemet inte fungerar som det är tänkt. Mätarna är instrument som kombinerar information från olika källor och som i sin tur kan kombineras och värderas för att få en mera övergripande förståelse för statusen hos olika processer i systemet. Ekosystem och biologisk mångfald är komplicerade system som kräver en uppsättning mätare för att kunna följas och övervakas för att deras långsiktiga bevarande ska kunna säkras.

10.1 Internationella initiativ kring indikatorer på biologisk mångfald och områdesskydd

Det finns flera internationella initiativ för att öka kunskapen om den biologiska mångfaldens status och utveckling i allmänhet och hur bevarandeåtgärder såsom områdesskydd fungerar. Inom EU har man till exempel tagit fram indikatorer för att följa målen om att stoppa förlusten av biologisk mångfald fram till 2010 (UNEP/CBD/COP/DEC/VII/30 2004). Detta arbete mynnade ut i ett antal ”strömlinjeformade europeiska indikatorer för biologisk mångfald” (Streamlined European Biodiversity Indicators, förkortat SEBI 2010; EEA 2007, Biala m. fl. 2012). Tjugosex indikatorer föreslogs ursprungligen men dessa har sedan reducerats och i dagsläget nämns officiellt 14 indikatorer, varav statusen för endast 6 stycken på senare tid uppdaterats regelbundet (BISE 2022).

Ett globalt initiativ för att främja och koordinera utvecklandet av indikatorer för biologisk mångfald är Biodiversity Indicators Partnership⁵ (BIP) som hittills har sammanställt ett sextiototal indikatorer kopplade till Aichimålen och FN:s hållbarhetsmål, såväl som till olika multilaterala överenskommelser (MEA) och nationella miljömål. BIP har kopplingar till ett annat samarbetsorgan, Group on Earth Observations⁶ (GEO) vars globala nätverk GEO BON⁷ (Biodiversity Observation Network), arbetar för att sammanställa, koordinera och

⁵ <https://www.bipindicators.net>

⁶ <https://www.earthobservations.org>

⁷ <https://geobon.org>

tillhandahålla data från övervakning av biologisk mångfald världen över. Inom Europa pågår även ett projekt inom EU:s forskningsstrategi Horizon 2020 för att sätta upp ett liknande nätverk av övervakning av biologisk mångfald i Europa (EuropaBON⁸). Inom dessa övervakningsnätverk ingår i arbetet även att ställa samman och utveckla indikatorer. De hittills framtagna indikatorerna tas upp av BIP.

10.2 Exempel på indikatorer

Som exempel på potentiellt intressanta indikatorer eller index i ett utvärderingssammanhang redovisar vi ett urval av de indikatorer som finns framtagna inom dessa initiativ. De indikatorer som tas upp gäller terrester biologisk mångfald och kan grupperas under Aichimålen 5 (förlust, förstörelse, fragmentering av habitat), 7 (hållbart utnyttjande inom skogs- och jordbruksnäringen), 9 (invasiva främmande arter), 10 (känsliga ekosystem), 11 (skyddade områden) och 12 (hotade arter) eller motsvarande miljömål. Vi har delat upp indikatorerna i sådana som är avsedda att mäta olika aspekter av statusen hos den biologiska mångfalden generellt oavsett områdesskydd och sådana som syftar till att mäta olika aspekter av områdesskydd.

10.2.1 Indikatorer på den biologiska mångfaldens status

Här tar vi upp indikatorer som har som mål att mäta statusen på arter och deras livsmiljöer som helhet i exempelvis ett land eller globalt, oavsett eventuellt områdesskydd.

INDIKATORER BASERADE PÅ ARTERS ANTAL

Den kanske naturligaste formen av indikatorer på biologisk mångfald bygger på rena räkningar av antalet individer av olika arter gjorda på ett enhetligt sätt över tid. Själva indikatorn är årliga sammanräkningar (t.ex. geometriskt medelvärde) av antal eller populationstätheter för alla observerade arter eller ett urval av arter grupperade efter exempelvis habitatspecialisering. Dataunderlagen kan komma från regelbundna standardiserade inventeringar inom nationella övervakningsprogram såsom Svensk Fågeltaxering och Svensk Dagfjärilsövervakning och indikatorerna går under benämningar såsom till exempel *Wild Bird Index (WBI)* som används inom BIP. Motsvarande index för fåglar och fjärilar används inom SEBI (SEBIO01a resp. SEBIO01b). I Sverige används sådana index för uppföljning av olika miljömål genom att endast arter som anses specialiserade till exempelvis jordbruksmark, skog eller våtmark ingår i beräkningarna. *Living Planet Index (LPI)* är ett annat exempel som bygger på en internationell databas⁹ där tidsserier med inventeringsdata från olika övervakningsprogram och vetenskapliga studier sammanställts och översatts till populationstätheter (t. ex. individer per ytenhet). Indexet uttrycks som en proportion i förhållande till populationstätheten ett visst år (basår). Även om inte alla år finns representerade i varje lokal eller tidsserie kan ett årligt index beräknas så länge det finns visst tidsöverslapp mellan lokaler och tidsserier. Indexet kan på så vis användas för att beräkna trender.

⁸ <https://europabon.org>

⁹ https://livingplanetindex.org/data_portal

INDIKATORER BASERADE PÅ SAMBANDET MELLAN LIVSMILJÖ OCH BIOLOGISK MÅNGFALD

En typ av indikatorer grundar sig i sambandet mellan markanvändning eller habitat-förekomst och förekomst eller antal individer av olika arter, som antingen skattas i statistiska analyser eller tas fram med hjälp av expertkunskaper eller i metaanalyser av redan utförda studier. Analyserna använder sig av rumslig såväl som tidsupplöst information om markanvändning eller andra miljövariabler som finns tillgängliga i form av framförallt satellitdata, som i sin tur kan behandlas för att nå lämplig upplösning tematiskt såväl som rumsligt över den yta som studeras (ex. Hoskins m. fl. 2016).

I *Species Habitat Index* (SHI; CBD Secretariat 2021) utgår man från kartor i rasterformat (t. ex 1x1km celler) över arters utbredningsområden där varje cell inom utbredningsområdet tilldelas ett habitatkvalitetsvärde för arten. Habitatkvaliteten beror på värden på olika miljövariabler som kan tas fram för cellen och skattas antingen genom habitatassOCIATIONSmodellering eller hämtas från känd kunskap om artens krav på sin livsmiljö. Utanför utbredningsområdet har cellerna värdet 0. Genom att summera alla värden i en sådan karta för ett land eller region erhålls ett värde på artens "habitatkvalitetsutbredning" (habitat suitability range, HSR; Powers och Jetz 2019) vilket alltså är en summering av både habitatets yta och dess kvalitet tillgängligt inom artens utbredningsområde. Man kan också räkna fram vad som har beskrivits som ett mått på konnektiviteten i utbredningsområdet (se <https://mol.org/indicators/habitat/background>) men som snarare kan ses som ett mått på utbredningsområdets form eller fragmenteringsgrad. Detta fås genom att man räknar ut medelavståndet över alla celler i utbredningsområdet (ev. viktat med kvaliteten) till områdets närmsta kant. SHI är tänkt att mäta hur HSR (och dess "formvariant") har förändrats över tid och beräknas genom att HSR räknas fram från olika tidpunkter och uttrycks som en procentuell förändring i HSR mellan tidpunkterna (och motsvarande för formen). Nationella versioner av SHI kan räknas fram genom att ta ett medelvärde av SHI för alla arter som har åtminstone en del av sitt utbredningsområde inom landet och kan även viktas med hur stor del av världspopulationen artens utbredning i landet utgör (s.k. Stewards SHI). De två varianterna av SHI kan kombineras till ett totalt SHI med hjälp av ett viktat medelvärde.

TVå andra index, *Biodiversity Intactness Index* (BII; Scholes och Biggs 2005) och *Biodiversity Habitat Index* (GEO BON 2015; BHI), fokuserar på hur förändringar i livsmiljön påverkar artsammansättningen. Indexen grundas i hur olika grad av mänsklig påverkan eller intensiteten i markutnyttjande förändrar eller förstör arters livsmiljöer och därmed artsammansättningen (ex. Newbold m. fl. 2015). De bygger på stora globala datakällor på arters förekomster såsom PREDICTS¹⁰, GBIF¹¹ och Map of Life¹² och världomspännande data på olika miljövariabler (t. ex. klimat¹³, markförhållanden¹⁴, markanvändning och topografi¹⁵). Miljövariablerna används för att

¹⁰ Projecting Responses of Ecological Diversity In Changing Terrestrial Systems; <https://www.nhm.ac.uk/our-science/our-work/biodiversity/predicts.html>. PREDICTS databas innehåller data från vetenskapliga studier världen över som relaterar biologiska data (artförekomst, abundans etc.) till miljövariabler i lokaler med olika grad av mänsklig påverkan.

¹¹ Global Biodiversity Information Facility; <https://www.gbif.org>

¹² <https://mol.org>

¹³ <http://www.worldclim.org>

¹⁴ <https://www.soilgrids.org>

¹⁵ <http://www.earthenv.org>

klassa mark utifrån markanvändning som speglar olika grad av mänsklig påverkan. Genom att kombinera detta med de biologiska dataseten skapas prediktiva statistiska modeller som används för att prediktera arters förekomst (eller individantal beroende på typ av biologiska data) givet aktuell påverkan eller markanvändning men också givet minimal påverkan, det vill säga hur artsammansättningen skulle se ut under naturliga förhållanden. BII mäter hur stor andel (procent) av artantalet (eller annat diversitetsmått) som predikteras finnas kvar under rådande markanvändning i förhållande till det som predikteras finnas under opåverkade eller naturliga förhållanden.

BHI har samma syfte som BII men är mera avancerat. I BHI används antalet (andelen) återstående arter som ett mått på habitatets kondition eller kvalitet, men här tar man även hänsyn till skillnaden i artsammansättning mellan olika områden (celler i ett raster). Med hjälp av så kallade Generalized dissimilarity models (GDM; Ferrier m. fl. 2007) skattas skillnaden i artsammansättning mellan celler (betadiversitet) som en funktion av skillnaden i cellernas markanvändning eller mänsklig påverkansgrad. Dessa beräkningar används sedan på två sätt. Värdet (kvaliteten) för en viss cell beräknas som ett viktat medelvärde av alla celler med liknande artsammansättning (vikten är *likheten* i artsammansättning). På så sätt får man ett kontinuerligt varierande mått på kvaliteten i cellerna i ett område. BHI beräknas sedan som ett viktat geometriskt medelvärde av alla celler i en region eller ett land men nu används i stället *skillnaden* (olikheten) i artsammansättning som vikt ($1/\text{likheten}$), vilket betyder att habitatets påverkansgrad i celler med mer unik artsammansättning väger tyngre. Detta sätt att vikta efter likhet eller olikhet i artsammansättning används även i andra index (se PARC-representativeness index nedan). Både BII och BHI kan beräknas separat för exempelvis olika artgrupper (grupperade på funktion, taxonomi, livsmiljö etc.) eller olika regioner.

INDIKATORER BASERADE PÅ ARTERS BEVARANDESTATUS

Indikatorer som är baserade på arters bevarandestatus är inte direkt kopplade till data utan sammanfattar mått som i sig är indikatorer. Här är tre exempel på sådana indikatorer:

SEBI har indikatorn *Conservation status of species under the EU Habitats Directive (SEBIO03)* som är en redovisning av hur stor procentuell andel av arterna i art- och habitatdirektivet som bedömts befinna sig i vardera av de fyra bevarandestatusklasserna gynnsam, ogynnsam-otillfredsställande, ogynnsam-dålig och okänd.

Red List index (RLI; Butchart m. fl. 2007) är mer avancerat och bygger på rödlistekategoriseringen av arter som görs i enskilda länder. Kategorierna översätts till numeriska värden (utdöd = 5, akut hotad = 4, starkt hotad = 3, sårbar = 2, nära hotad = 1, livskraftig = 0; arter med kunskapsbrist tas inte med) och indexet beräknas genom att summera alla arters hotkategorivärde, dela summan med den summa som erhållits om alla arter varit utdöda (= 5 x antalet arter) och sedan ta den omvända proportionen (ett minus proportionen). Indexet kan alltså tolkas som hur långt ifrån total utrotning de rödlistebedömda arterna är; ett värde på 1 indikerar att alla arter är livskraftiga, ett värde på 0 att alla är utrotade. Det finns även motsvarande index för hela ekosystem (*Red List Index Ecosystems, RLIE*) som baseras på IUCN's rödlistning av ekosystem.

10.2.2 Indikatorer avsedda att mäta områdesskydd

Det finns flera indikatorer som fokuserar på områdesskydd. De utgörs av olika typer av mått på områdesskyddets täckning eller representativitet men inkluderar också sådana som mäter hur väl områdena är sammanlänkade (konnektivitet).

TÄCKNINGSBASERADE INDIKATORER

Den mest basala formen av indikator på områdesskyddets täckning är att mäta hur mycket av ett lands eller regions yta som täcks av skyddade områden. SEBI-indikatorerna *Nationally designated terrestrial protected areas (SEBIO07)* och *Natura 2000 sites designated under Habitats and Birds directive (SEBIO08)* mäter den procentuella andelen av ländernas eller EU:s yta som täcks av respektive skyddsform. Inom BIP finns *Protected Area Coverage* som mäts på samma sätt och gäller alla skyddsformer. Den kan vara uppdelad så att täckningen beräknas på ytan av olika ekologiska regioner eller på ytan av så kallade Key Biodiversity Areas¹⁶, det vill säga områden som IUCN definierat som biologiskt rika eller viktiga. Dessa indikatorer mäter således de skyddade områdenas ytmässiga representation i ett land eller region.

Det finns också indikatorer som på ett tydligare sätt mäter representationen av områdesskydd med avseende på den biologiska mångfalden. *PARC¹⁷ representativeness index* är en indikator som anger hur väl områdesskyddet täcker in olika delar av den biologiska mångfalden. Indexet beräknas med en teknik som liknar den i BHI (se ovan) genom att en underlagskarta som anger likheter i artsammansättning mellan olika områden och celler används. Denna underlagskarta kombineras med en motsvarande karta som beskriver hur stor andel av varje cell som är täckt av skyddade områden. Den genomsnittliga täckningen i varje cell beräknas för alla celler med liknande artsammansättning och summeringen (geometriskt medel) över alla celler i den region indexet beräknas för lägger större vikt vid artmässigt unika celler.

Species Protection Score (SPS) och det därtill kopplade *Species Protection Index (SPI)* är indikatorer som mäter hur väl skyddade områden inkluderar olika arter och relaterar detta till uppsatta mål. Målen utgörs av den habitatarea (livsmiljöarea) som behöver vara säkrad (skyddad) för artens långsiktiga överlevnad. Indexen ingår i samma ramverk som SHI (se ovan) där arternas livsmiljö representeras av HSR. SPS mäts som den procentuella andelen av artens mål för HSR som ligger inom skyddat område. SPI är det aritmetiska medelvärdet av SPS för alla arter (eller grupper av arter) i ett land eller region. Man kan också välja att vikta arternas SPS med avseende på hur stor andel av världspopulationen som finns i landet, vilket ger Stewards SPI.

INDIKATORER SOM MÄTER SAMMANBUNDENHETEN (KONNEKTIVITETEN) HOS SKYDDADE OMRÅDEN

Två index som mäter hur sammanlänkade nätverken av skyddade områden är har tagits upp av BIP. *Protected Connected (ProtConn; Saura m. fl. 2017)* är andelen av ett område (t.ex. ett land) som består av sammanlänkade skyddade områden. Den sammanlänkade arean mellan två områden är produkten av områdenas storlek (area) och en spridningssannolikhet mellan dem. Spridningssannolikheten bestäms

¹⁶ <https://www.keybiodiversityareas.org>

¹⁷ Protected Area Representativeness and Connectedness

av organismernas spridningsförmåga och avståndet mellan områdena, exempelvis genom ett negativt exponentiellt samband (Hanski 1994). Den sammanlänkade arean summeras för alla parvisa kombinationer av de skyddade områdena i nätverket och indexet uttrycks som en procentuell andel genom att den sammanlänkade arean delas med landets area. I och med att olika organismer har olika spridningsförmåga kommer indexet att få olika värden beroende på vilken typ av organism man beräknar indexet för.

PARC-connectedness index är ett liknande index men utgår från en rasterkarta över skyddad natur och natur som innehåller primärvegetation (mer eller mindre orörd natur, t.ex. urskog). Värdet i varje cell bestäms av andelen skyddade områden eller primärvegetation och beräknas med en kostnads-nyttoanalys (CBA; Drielsma m. fl. 2007) som summerar nyttan, i form av andelen av landskapet runt cellen (500 cellers radie) som innehåller skyddade områden eller primärvegetation viktat med kostnaden, som bestäms av avståndet (spridningssannolikheten enligt Hanski 1994) och genomsläppligheten ("permeabiliteten") för arter att röra sig mellan cellerna enligt minsta motståndets lag. Permeabiliteten bestäms även den av andelen skyddad mark och primärvegetation i cellerna. Varje cells värde uttrycks som en proportion av det maximala värdet som erhållits om alla celler i det omgivande landskapet helt bestod av skyddade områden eller primärvegetation. Indexet är summan över alla celler delat med antalet skyddade celler i ett land eller region, alltså proportionen av den skyddade arean som är sammanlänkad.

EXPERTINFORMERADE INDEX FÖR OMRÅDESSKYDD

Expertinformerade index utnyttjas av stora internationella organisationer som WWF¹⁸, The Nature Conservancy, IUCN och WCPA¹⁹ och bygger på utvärderingsverktyg inom PAME²⁰-utvärderingar såsom RAPPAM²¹ och METT²² (Hockings m. fl. 2006, Stolton m. fl. 2021, ex. Ervin 2003, The Nature Conservancy 2003). Experter kan bedöma kvalitet, status eller trend för olika företeelser i det skyddade området, med hjälp av ett noggrant utformat frågeformulär (ibland kallat "scorecards") där olika kriterier bedöms enligt ordinala skalor (t. ex. positiv, stabil eller negativ) som omvandlas till poäng. Dessa halvkvantitativa bedömningar kan åtföljas av en bedömning av hur säker man är, vad man baserar sin bedömning på och eventuella kunskapsluckor. Kategoriseringar av enskilda företeelser kan kombineras till övergripande bedömningar av t. ex. ett område eller en region genom att först översätta kategorierna till numeriska värden vilka räknas samman och på nytt kategoriseras i en tillståndsbedömning (dålig, måttlig, god, mycket god) baserat på uppsatta numeriska gränsvärden för de olika kategorierna. Expertinformerade index medför en flexibilitet i utformning av bedömningsmodellen och gör det möjligt att väga samman olika typer av kunskapsunderlag. En annan fördel är att de kan utformas för specifika utvärderingsfrågor.

Parrish med flera (Parrish m. fl. 2003) beskriver en variant på poängbedömnings-system som baseras på fyra komponenter: 1) en uppsättning av "biodiversitetsfoci",

¹⁸ World Wildlife Fund

¹⁹ World Commission on Protected Areas

²⁰ Protected Area Management Effectiveness

²¹ Rapid Assessment and Prioritization of Protected Area Management

²² Management Effectiveness Tracking Tool

som är representativa arter, samhällen eller ekosystem, 2) en uppsättning nyckelattribut för vart och ett av dessa biodiversitetsfoci, 3) ett intervall inom vilket varje nyckelattribut (naturligt) kan tillåtas variera för att bevarandemålet ska anses vara uppfyllt, 4) bedömning av om nyckelattributen ligger inom detta intervall för det utvärderade området och kombinera alla dessa bedömningar till ett statusmått för den biologiska mångfalden som helhet. Systemet genererar på så sätt ett generellt mått som kan användas för alla typer av skyddade områden oavsett bevarandemål.

Ett exempel på en expertinformerad indikator som är direkt kopplat till skyddade områden är *Reserve health index* (Laurance m. fl. 2012) där man låtit erfarna biologer och miljöforskare knutna till de skyddade områdena bedöma trender i abundans över den senaste 20–30 års-perioden hos ett antal funktionella artgrupper (t. ex. grupperade efter huvudsakligt födoval, storlek eller reproduktionsstrategi) på en tre- eller femgradig skala från minskande till ökande vilka översätts till en numerisk skala från -1 till 1. Grupperna kategoriseras också efter om de gynnas eller missgynnas av negativa störningar, det vill säga störningar som har negativ påverkan på statusen hos det skyddade området. Trendskattningarna summeras sedan i medelvärden för de som gynnas respektive missgynnas av störningar i varje skyddat område. Genom att sätta medelvärdena för de störningsgynnade artgrupperna till negativa värden (multiplicera med -1) och summera alla medelvärden får man ett relativt mått på varje skyddat områdes hälsostatus.

10.2.3 Indikatorer och ekologiska processer

Vi har ovan redovisat ett antal indikatorer som på global och EU nivå sammanställts som ett svar på önskemål från bland andra CBD och IPBES om indikatorer för att följa arbetet mot att nå internationella mål (Aichimålen, hållbarhetsmålen) om bevarande av biologisk mångfald. Många av indikatorerna mäter i huvudsak arealer eller representativitet, det vill säga hur stor del av utbredningen som finns i ett land eller som täcks av skyddade områden. De speglar inte direkt många av de processer som påverkar arters bevarande, till exempel sådana som har en tidsfördröjning, såsom utdöendeskulder, som beror på fragmentering eller att omgivande landskap förvandlats till ett sänk-habitat (Watts m. fl. 2020). För att verkligen förstå sambandet mellan dessa indikatorer och exempelvis utdöendeskuld krävs kunskap om artens biologi och landskapets historia som ofta är svår att skaffa för de allra flesta arter. Några indikatorer fångar dock vissa processer mer eller mindre indirekt eller skulle kunna anpassas för att göra det.

Konnektiviteten i landskapet och mellan skyddade områden beräknas i några av ovan nämnda index och i detta ingår flera aspekter såsom fragmentering och spridningsförmåga (spridningssannolikhet). Det finns även många andra index föreslagna för att mäta konnektiviteten mellan habitat i den vetenskapliga litteraturen. En översikt av 35 konnektivetsmått för planering och övervakning inom naturvården har till exempel sammanställts av Keeley m. fl. (2021). Dessa delas upp i grupper från sådana som enbart är strukturella (enbart bygger på fysiskt avstånd eller form) till sådana som till olika grad väger in funktionell konnektivitet där man tar hänsyn till populationsstorlek, spridningsförmåga, habitatet genomsläpplighet eller mer detaljerad information om faktisk spridning och genflöde. I vilken grad dessa kan användas beror på tillgängliga data och i vilken typ av sammanhang de ska användas (Belote m. fl. 2020, Keeley m. fl. 2021).

De index som bygger på habitatets värde för en art (HSR) skulle kunna anpassas genom att i bedömningen av habitatvärdet för enskilda celler (eller platser) väga in

hur cellens tillgängliga habitat ökar (supplementaritet) eller kompletteras (komplementaritet) med de habitat som finns i omgivningen.

Många av de faktorer och processer som påverkar arters överlevnad inkluderas också indirekt i index som bygger på expertbedömningar. RLI bygger exempelvis på rödlistan vilken i sin tur bygger på bedömningar av utdöenderisker utifrån sammanställd kunskap från många olika källor och där många aspekter på arternas biologi vägs in. Dessa typer av index är dock trubbiga då de ofta ger en sen signal (mycket kan behöva hända innan index förändras) och är sammanfattande, vilket gör det svårt att utröna detaljerna bakom förändringarna. Kvaliteten på bedömningarna är också beroende av kvaliteten på det underlag som experterna har att tillgå.

Vad gäller tidsfördröjda effekter (utdöendeskuld eller kolonisationskredit) har det föreslagits att man med hjälp av ekologisk modellering av simulerade ekologiska system studerar a) hur förändringar i miljön påverkar olika typer av organismer, b) i vilka system eller vilka arter man kan förvänta sig att se tidsfördröjningar och c) hur existerande indikatorer (t.ex. WBI) reagerar på dessa (Watts m.fl. 2020). Resultaten kan sedan kombineras med empiriska data för att beräkna *risker* för utdöendeskulder (eller chansen till en kolonisationskredit) men också för att förstå vilka empiriska data som skulle kunna användas för att inkludera tidsfördröjningseffekter i index.

11. Appendix D. Uppföljning och utvärdering av skyddade områden och bevarande av biologisk mångfald i Sverige idag

I detta avsnitt beskriver vi hur två system för uppföljning av biologisk mångfald i Sverige är uppbyggda och hur de utförs.

11.1 Uppföljningens uppbyggnad

Den uppföljning av biologisk mångfald som beskrivs här har två huvudsakliga syften. Det ena är att följa upp hur bevarandesyfte och mål för skyddade områden uppnås och hur förvaltningen (skötsel och åtgärder) av dessa bidrar till att nå dessa mål. Det andra är att bidra till regionala och nationella sammanställningar av hur det går för den biologiska mångfalden. Sammanställningarna används för att uppfylla krav på övervakning och rapportering till EU enligt art- och habitatdirektivet (Rådets direktiv 92/43/EEC). Direktivet specificerar att bevarandestatus hos särskilt de arter och livsmiljöer som finns angivna (direktivets bilaga 1 och 2) ska övervakas (artikel 11) och rapporteras till EU (artikel 17). Artikel 17 stipulerar dessutom att effekten av åtgärder ska rapporteras, inte minst skydd och förvaltning av områden, för att säkerställa god bevarandestatus för arter och livsmiljöer. Art- och habitatdirektivet kräver att man både följer upp status för de ingående arterna och livsmiljöerna och att man följer hur de skyddade områdena bidrar till att upprätthålla eller uppnå god bevarandestatus för dessa.

Med en ambition att samordna en ganska heterogen uppföljning där länsstyrelserna var fria att utföra uppföljningen efter lokala behov, gjorde Naturvårdsverket under några år fram till 2010 en satsning för att utveckla riktlinjer för uppföljning av biologisk mångfald. Denna samordning var nödvändig för att kunna göra regionala och nationella sammanställningar för den internationella rapporteringen. Man valde att dela upp uppföljningen i två delar, en med fokus på *uppföljning i skyddade områden* och en som *följer arter och livsmiljöer på biogeografisk och nationell nivå*. Den senare berör både skyddade och andra områden (Haglund 2010, Jacobson 2010).

Nedan beskriver vi uppföljningens delar, syfte och struktur, samt gör en sammanfattande utvärdering av den nuvarande uppföljningens potential att utvärdera hur områdesskyddet bidrar till bevarande. Beskrivningen av uppföljningen av skyddade områden bygger främst på Naturvårdsverkets riktlinjer (Haglund 2010) samt de där till hörande uppföljningsmanualerna (t.ex. Götbrink och Haglund 2010, Haglund och Vik 2010, Kellner 2012). Beskrivningen av den biogeografiska uppföljningen är

hämtad från Jacobson (2010) samt publicerade rapporter och handledningar (t.ex. Jansson 2019, Jonsson 2018, Wiklund 2015). Uppföljningen av skyddade områden är under utveckling efter utvärderingar genomförda under 2017–2018 (CMA Research AB 2017, Ekologigruppen AB 2018). Exempelvis föreslås förändringar av uppföljningens omfattning och genomförande, och de slutsatser som vi presenterar gällande uppföljningen av skyddade områden ska därför tolkas med viss försiktighet. Även inom den biogeografiska uppföljningen pågår utvecklingsarbete (ex. Karlsson 2018, Jansson 2019, Ahrné m. fl. 2020). Biogeografisk uppföljning av alla artgrupper är ännu inte färdigutvecklad och den biogeografiska uppföljning av naturtyper och artgrupper som påbörjats är under utredning, så även för denna uppföljning kan det framöver ske förändringar som påverkar de slutsatser vi presenterar här.

11.2 Uppföljning i skyddade områden

11.2.1 Syfte, bevarandemål, målindikatorer och tröskelvärden för skyddade områden

När beslut fattas om att avsätta ett område ska syftet med områdesskyddet preciseras. Natura 2000-områden utpekas med syften som direkt kopplar till bevarandet av arter och naturtyper som finns upptagna i art- och habitatdirektivet eller fågeldirektivet. Naturreservat och nationalparker avsätts för att bevara biologisk mångfald och vårda och bevara värdefulla naturmiljöer samt skydda, återställa eller nyskapa livsmiljöer för särskilt skyddsvärda arter (Miljöbalken 7 kap, 4 §). Naturreservat och nationalparker kan också ha syftet att bevara särskilda naturmiljöer och landskap eller områden av värde för friluftslivet.

BEVARANDEMÅL

I skötsel- och bevarandeplaner för skyddade områden ska syftena preciseras i bevarandemål som beskriver området när gynnsamt tillstånd råder för de arter eller naturtyper man avser bevara. Bevarandemålen ska innehålla beskrivningar av naturtypernas utbredning, strukturer, funktioner och typiska arter och skyddsvärda arters (d.v.s. arter i art-, habitat- och fågeldirektiv, rödlistade arter eller regionalt sällsynta arter) förekomst, populationsstorlek, utbredning och livsmiljö och vilka förändringar i dessa aspekter som bedöms positiva respektive negativa för ett gynnsamt tillstånd.

MÅLINDIKATORER

Till varje bevarandemål ska en eller flera målindikatorer kopplas och dokumenteras i en uppföljningsplan för det skyddade området. Målindikatorerna ska indikera tillståndet för naturtypen eller arten i det skyddade området och därmed kunna användas för att avgöra om tillståndet är gynnsamt. Målindikatorn ska således fungera som ett uppföljningsbart mått som kan jämföras mot en referensnivå för att avgöra rådande tillstånd. Indikatorerna ska vara enkelt mätbara, gärna möjliga att följa via fjärranalys, ha liten naturlig variation och på ett effektivt och lättförståeligt sätt vara kopplade till viktiga aspekter av bevarandemål och gynnsamt tillstånd. Målindikatorerna kan vara specifikt utformade för uppföljning av tillstånd i enskilda skyddade områden eller gemensamma så att de kan användas för regionala eller nationella sammanställningar av tillståndet för naturtypen eller arten i de skyddade områdena.

Målandikatorer för naturtyper

Indikatorerna för naturtyper delas in i areal, strukturer och funktioner samt typiska arter. Strukturer/funktioner och typiska arter är variabler som definierar naturtypen och ligger till grund för bedömningarna av naturtypens areal. Man kan också använda negativa indikatorarter eller strukturer, då sådana kan vara lättare att följa och ge information om orsaken till att mål inte uppfylls. Vad som utgör typiska arter och negativa indikatorarter för olika naturtyper finns specificerat i manualerna för uppföljning.

Naturtypsuppföljningen bygger på den basinventering av naturtyper i skyddade områden (Natura 2000-områden, naturreservat, nationalparker och naturvårdsområden) som gjordes 2004–2008 (Naturvårdsverket 2009). Basinventeringen resulterade i ett kartsnitt med polygonavgränsningar för de naturtyper som identifierades i vart och ett av de skyddade områdena och som samlades i datasystemet BIDOS vilken senare utvecklades till Naturnaturtypskartan (NNK; se även under IT-stöd). En målandikator för naturtyper är alltid kopplad till en specifik sådan naturtypspolygon vilken utgör målandikatorns uppföljningsenhet, det vill säga den yta inom vilken målandikatorn inventeras/följs upp.

Målandikatorer för skyddsvärda arter

Målandikatorer för skyddsvärda arter kan utgöras av arternas utbredning (förekomst), utbredningen av deras livsmiljö eller mått som beskriver deras populationsutveckling (t. ex. antal individer eller reproduktion). Vilken indikator som väljs beror på möjligheten att samla in data, kostnad och behov i det enskilda fallet. Vissa arter kan till exempel inte inventeras utan att man samtidigt förstör deras livsmiljö vilket gör att man är hänvisad till att följa förekomsten och utbredningen av livsmiljön.

TRÖSKELNIVÅER

För att sätta de uppmätta kvantitativa målandikatorerna i relation till bevarandemålen och därmed kunna bedöma gynnsamt tillstånd specificeras kvantitativa tröskelnivåer för varje målandikator. Nivåerna utgörs av minimum, maximum eller intervall för målandikatorerna och beskriver alltså över, under eller inom vilket intervall målandikatorerna ska befinna sig när man bedömer att arterna eller naturtyperna har gynnsamt tillstånd i det skyddade området. För att fastställa tröskelnivåer för de enskilda målandikatorerna krävs kunskap som kan hämtas från experter och vetenskaplig litteratur, från inventeringar inför avsättandet av området eller från andra inventeringar utförda i området eller i liknande miljöer. De kan också sättas utifrån resultat från tidigare uppföljning, särskilt genom jämförelser mellan olika målandikatorer inom det skyddade området. Till exempel kan tröskelnivåer för indikatorer på störning eller hot (t.ex. igenväxning) sättas utifrån resultat från indikatorer som beskriver livsmiljöns status (t.ex. förekomst av för naturtypen typiska arter som är känsliga för igenväxning).

11.2.2 Struktur på uppföljning i skyddade områden

För att tillgodose uppföljningens olika syften är den uppdelad i tre delar, en obligatorisk (block A), en områdesspecifik (block B) och en kompletterande (block C).

BLOCK A

Block A är den *obligatoriska* delen av uppföljningen som ska genomföras av alla länsstyrelser och i alla skyddade områden där skydd av biologisk mångfald ingår bland syftena. Uppföljningen gäller endast de naturtyper och de arter som listas i art- och habitatdirektivets bilaga 1 och 2. Dessa följs alltid upp om de finns angivna i respektive områdes bevarandemål, oavsett om målet är uppfyllt eller ej, men även i övriga områden om förekomsten överstiger fastställda minimiarealer som varierar med naturtyp och mellan olika regioner.

Det huvudsakliga målet med uppföljningen i block A är att ge kunskap om bevarandestatus för arter och naturtyper på regional och nationell nivå, både för rapporteringen enligt artikel 17 i art- och habitatdirektivet och för att täcka nationella behov av utvärdering.

Uppföljningen delas upp i åtta teman (marktyper) varav fem är terrestra och därmed behandlas här: betes- och slåttermarker, våtmarker, skog, stränder/sanddyner och fjäll- och substratmarker. Övriga är hav, sjöar och vattendrag.

Uppföljning av naturtyper

De målindikatorer som ingår i den obligatoriska uppföljningen inom block A beskrivs i Tabell D.1.

Naturtypsareal

Uppföljningen av arealer utgår från NNK. Arealuppföljningen innefattar alla naturtyper nedanför fjällkedjan och bygger på uppföljningen av strukturer och typiska arter (se nedan). Det innebär att ingen nykartering sker vid varje uppföljningsomdrev (oftast 12-årigt) utan uppföljningen begränsas till uppdateringar av informationen i NNK om tecken på förändring av naturtypsstatus eller utbredning upptäcks, framför allt vid inventeringen av strukturer, funktioner och typiska arter. Undantag från detta råder på strandmark med en naturlig dynamik som gör att utbredningen förändras. Hit hör dynområden och stränder vid landhöjningskust som totalinventeras med fjärranalys och driftvallar som följs genom begränsade stickprov i fält.

Strukturer, funktioner och typiska arter

Metodiken för uppföljning av strukturer, funktioner och typiska arter skiljer sig mellan naturtyper beroende på om de är skötselkrävande. Naturtyper som inte kräver skötsel för att upprätthålla sin naturtypsstatus följs huvudsakligen upp genom fjärranalys av variabler som återspeglar hot eller störning. Uppföljning i skötselkrävande naturtyper däremot, inbegriper i högre utsträckning fältbesök där man mäter variabler som återspeglar resultatet av skötseln. Vilka variabler som följs skiljer sig både inom och mellan markslag och påverkas också av vilka värden som skyddet är avsett att bevara.

Stränder: Naturtyper på stränder kräver oftast lite eller ingen skötsel. Dynnaturtyper är en ovanlig och ur bevarandeperspektiv viktig naturtyp, vilket gör att den obligatoriska uppföljningen fokuserar särskilt på dessa. Hot mot strandnaturtyper (igenväxning och exploatering) följs framför allt med fjärranalys medan ovanliga naturtyper med begränsad utbredning inventeras i fält.

Betesmark och slåtteräng: Dessa naturtyper kräver oftast intensiv skötsel och därmed är också uppföljningen mer intensiv. Typiska arter och igenväxning är viktiga variabler som följs och för några variabler, t. ex. gamla ihåliga träd, finns möjligheter till samordning med olika åtgärdsprogram.

Fjäll: Naturtyperna utgörs av alpina miljöer som nästan helt saknar skötselbehov. Uppföljningen är begränsad till slitage (fjärranalys) och hotade falkar i branter (fältinventering).

Våtmarker: Bland våtmarksnaturtyperna finns både de vars status är beroende av återkommande skötsel (t. ex. rikkärr) och sådana som inte kräver skötsel men där statusen hotas av mänskliga ingrepp (t.ex. utdikning av högmossar). Hot i form av dikning och därpå följande uttorkning av öppna myrmarker följs framför allt via det nationella miljöövervakningsprogrammet Satellitbaserad miljöövervakning som vid behov kompletteras i block B med fältinventering av typiska arter. Fjärranalys kan även användas för att i hävdade våtmarker följa igenväxning och förekomst av vissa typiska naturtypskaraktärer. I sådana naturtyper används också inom detta block fältinventeringar av typiska arter.

Skog: De skogsnaturtyper som är ovanliga och artrika har en mer omfattande uppföljning. Skogsuppföljningen utnyttjar framför allt data som är baserad på fjärranalys inklusive sådan som samlats in utanför uppföljningen. Restaureringsåtgärder följs dock i form av fältinventeringar. Uppföljningen kan ske på värdetraktsnivå, vilket innebär att uppföljningen samordnas i flera områden inom en värdetrakt. Typiska arter följs inte upp i skog utan man följer i stället variabler som återspeglar habitatens struktur och funktion (t. ex. brunnen skog, trädslagsammansättning och hydrologi. Även hot (avverkning och markpåverkan) följs upp, framför allt via fjärranalys.

För att minimera arbetsbelastning och kostnader är tiden mellan återbesök för den obligatoriska uppföljningen oftast lång (12 år). Enstaka indikatorer (ovanliga fågelarter, brunnen skog och avvattningssingrepp i våtmarker) följs dock med ett 6-årigt omdrev.

Tabell D.1. Struktur- och funktionsvariabler som utgör måldata för indikatorerna inom den obligatoriska uppföljningen i block A. ÅGP = åtgärdsprogram, NMD = nationella marktäckedata (Haglund 2010, Naturvårdsverket 2012b, a).

Typ	Variabel/Egenskap	Typ av mark	Aktuella naturtyper	Metod	Mått	Omdrev	
Succession	Kvalitet/Status	Betesmark	Lövängar, trädklädda betesmarker (ej skogsbete)	Fält (ÅGP)	Antal	12	
		Betesmark	Alla	Fält	Förekomst el. antal	12	
		Skog	Taiga, åsbarsskog	Fjärr (NMD)	Andelar	12	
		Skog	Trädklädda dyner	Fjärr	Täckning	12	
		Betesmark	Alla utom högörets- och svämängar, trädklädda betesmarker, ren- och ishävade naturtyper i AC, BD-län	Fält	Antal arter	12	
		Våtmark	Hävdad myr. Rikkärr och källor i S. Sverige	Fält	Antal arter, täckning	12	
		Våtmark	Hävdad myr. Rikkärr, källor i S. Sverige	Fält	Antal arter, täckning, andel provytor	12	
		Våtmark	Rikkärr, källor i S. Sverige	Fält	Täckning	12	
		Betesmark	Havsstrandäng, fuktäng > 15 ha, ej ishävade i AC/BD-län	Fält	Antal revir/par/bon	12	
		Stränder	Dyner Skåne, Västkusten (fältpiplärka)	Fält	Förekomst	6	
		Fjäll	Branter (jakt- och pilgrimsfalk)	Fält (ÅGP)	Förekomst	6	
	Ingrepp	Hydrologisk regim (vattenflödets volym och dynamik)	Skog	Svämskog	Övervakning enligt Vattendirektivet	Tillståndsklass	12
Vattenspegel		Våtmark	Agkärr	Fjärr	Täckning	12	
Träd och buskar		Betesmark	Ej ren- och ishävade i AC/BD-län	Fjärr (fält)	Täckning	12	
		Våtmark	Hävdad myr. rikkärr, agkärr, kalktuff i S. Sverige	Fjärr	Täckning	12	
		Stränder	Dyner, skär i Östersjön utom AC/BD-län	Fjärr	Täckning	12	
		Betesmark	Sandstjäpp	Fält	Täckning	12	
		Stränder	Dyner utom AC/BD-län	Fält	Täckning	12	
Negativa indikatorer		Våtmark	Hävdad myr. Rikkärr, källor i S. Sverige	Fält	Antal arter, täckning art eller andel provytor	12	
		Skog	Ädellövskog	Fjärr (NMD; fält)	Täckning	12	
		Skog	Taiga, åsbarsskog	Centralt register	Areal	6	
		Markslitage/Terrängkörning	Fjäll	Alpina marktyper	Fjärr	Förekomst	12
			Skog	Alla	Fjärr (fält/tillsyn)	Förekomst	12
	Avverkning, virkesuttag	Skog	Alla	Fjärr (fält/tillsyn)	Förekomst	12	
	Avvattande diken	Våtmark	Alla	Fjärr	Förekomst	6	
	Exploatering (bebyggelse, anläggning)	Stränder	Alla	Fjärr	Förekomst, andel påverkad	12	

Uppföljning av restaureringsåtgärder

Större restaureringsåtgärder av engångskaraktär som syftar till att återställa bevarandetilstånd i det skyddade området följs också upp inom block A om kostnaden för restaureringen överstiger 200 000 kronor. Man använder då variabler (framför allt typiska arter) som är kopplade till syftet med åtgärden och bara på ytor som förväntas påverkas.

Uppföljning av arter

Den obligatoriska uppföljningen av arter är begränsad till arterna som finns i bilaga 2 i art- och habitatdirektivet och innefattar de Natura 2000-områden där åtminstone någon av arterna utpekats i bevarandeplanen och övriga skyddade områden där arterna finns utpekade i syftet med skyddet (Tabell D.2).

Ambitionsnivån på uppföljningen av arter inom block A bestäms av en prioriteringsordning som bygger på arternas bevarandestatus, deras betydelse som indikatorarter, huruvida de är lätta att inventera och huruvida de redan omfattas av annan uppföljning (t. ex. biogeografisk uppföljning eller inom åtgärdsprogram). En del av arterna är särskilt prioriterade för att de kräver särskild skötsel eller är starkt hotade och några har sin huvudsakliga utbredning i skyddade områden. För drygt hälften av dessa särskilt prioriterade arter ska populationsstorleken om möjligt följas upp, och för återstående arter följs endast förekomsten upp. Man följer i flera fall även upp arternas livsmiljö och för några arter övervakas enbart livsmiljön. Flera av arterna omfattas också av floraväkteri, som i de flesta fall ger information om populationsstorlek och utbredning.

Arter som är prioriterade i en viss biogeografisk region eller som bara kräver viss skötsel följs upp med förekomst vart 6:e år. För dessa arter följs förekomst endast upp i hälften av områdena där arten finns. Även här kan information om förekomst eller populationsstorlek hämtas från annan uppföljning och indikatorer på arternas livsmiljö kan också användas.

En del arter är svåra att inventera, t.ex. för att inventeringen förstör livsmiljön. För en del arter kan det också vara mindre viktigt att följa populationsdynamiken för att avgöra artens status. För dessa räcker det att följa livsmiljön och omdrevstiden kan sträckas ut till 12 år.

BLOCK B

Block B är en *områdesspecifik* uppföljning där länsstyrelserna kan följa upp enskilda områdets bevarandemål och utvärdera specifika skötselåtgärder. Länsstyrelserna väljer själva vad de satsar på. Man har möjlighet att förtäta uppföljningen tidsmässigt, spatialt och tematiskt. Till exempel kan man i större utsträckning följa upp icke-skötselkrävande naturtyper och de typiska arter som har begränsad täckning i uppföljningen i block A och C och den biogeografiska uppföljningen. Man har också möjlighet att välja variabler som kopplar till specifika syften för enskilda områden såsom enskilda naturtypskaraktärer eller skyddsvärda arter som finns upptagna i det skyddade områdets syfte och mål. Länsstyrelserna har möjlighet att anpassa omdrevsfrekvensen efter det som ska följas upp. Eftersom länsstyrelserna till stor del ansvarar för annan övervakning och åtgärdsprogram för arter och livsmiljöer har man goda möjligheter till samordning. Man ska i så stor utsträckning som möjligt använda de standardiserade indikatorer som finns angivna i uppföljningsmanualerna. Detta är för att man ska

kunna utnyttja centrala inventerings- och utvärderingsverktyg och datalagringsmöjligheter och för att kunna jämföra med regionala sammanställningar av uppföljning av samma naturtyper och arter i andra län. Uppföljningsmanualerna specificerar mellan 9 och 25 standardiserade målindikatorer för detta ändamål och innehåller fler och mer detaljerade alternativ bland indikatorer kopplade till strukturer, funktioner och typiska arter. Exempelvis ingår strukturella indikatorer på förekomst eller mängd av död ved, lövförna, humuslager, spår av brand, pollen och nektarkällor och skattningar av hävdintensitet. Bland typiska arter ingår fler grupper såsom lavar, svampar, fjärilar, vedinsekter, spillningslevande skalbaggar, gadd- och grävande steklar, groddjur och fladdermöss. Till block B hör också uppföljning av friluftslivet som inte behandlas i denna rapport.

Tabell D.2. Målordikatorer för uppföljning av arter i den obligatoriska uppföljningen i block A. Noteringarna inom parentes: B = data huvudsakligen från biogeografisk uppföljning, ÅGP = uppföljning bör samordnas med åtgärdsprogram för hotade arter.

	Populationsstorlek	Förekomst		Livsmiljö	
Däggdjur	fjällräv (B) barbastell (ÅGP) dammfladdermus	varg (B) järv (B) lodjur (B) utter	gråsäl (B) knubbsäl (B) vikare (B) tumlare	fjällräv barbastell bechsteins fladdermus dammfladdermus	
Groddjur	klockgroda (ÅGP)			klockgroda större vattensalamander	
Mollusker		tjockskalig målarmussla flodpärlmussla		tjockskalig målarmussla flodpärlmussla smalgrynsnäcka otandad grynsnäcka kalkkärrsgrynsnäcka större grynsnäcka sirlig skivsnäcka	
Insekter	Fjärilar asknätfjäril (ÅGP) violett guldvinge (ÅGP) väddnätfjäril (ÅGP)	Fjärilar dvärgpärlmorfjäril fjällsilversmygare högnordisk blåvinge Skalbaggar läderbagge brokig aspmycelbagge smal skuggbagge större ekbock cinnoberbagge stor barkplattbagge aspbarkgnagare		Skalbaggar läderbagge rödalsad brunbagge smal skuggbagge större ekbock ekoxe cinnoberbagge gulbrämad dykare bred paljettdykare stor barkplattbagge slät tallkapschongbagge grov tallkapschongbagge aspbarkgnagare	Fjärilar asknätfjäril violett guldvinge väddnätfjäril nordiskt jordfly Trollsländor citronfläckad kärrtrollslända grön flodtrollslända Övrigt spetshörnad barkskinnbagge hålträdklokrypare
Växter	Kärlväxter avarönn dvärglåsbräken (ÅGP) gotlandsnunneört gotlandssippa (ÅGP) gulyxne hänggräs (ÅGP) ishavshästsvans (ÅGP) nipsippa (ÅGP) ryssnarv sandnejlika sjönajas (ÅGP) småsvalling (ÅGP) strandviva öselskallra	Kärlväxter alvarmalört alvarstånds blockhavsdraha (B) bottenviksmalört brudkulla (B) brunbräken (B) fjällkrassing (B) fjällviva (B) flytsvalting grusnarv (B) guckusko hällebräcka kalkkrassing kolstarr (B) laestadiusvallmo (B) lappfela (B) lappranunkel lappvalmo (B)	lappviol (B) myrbräcka norna polarbräcka (B) ryssbräken (B) skogsror snöfryle (B) sötgräs venhavre (B) ävjepilört Mossor barkkvastmossa (B) gotländsk hättmossa (B) hårklomossa käppkrokmossa lappglansmossa (B) taigakrokmossa (B)	Kärlväxter alvarmalört alvarstånds avarönn dvärglåsbräken gotlandsnunneört gotlandssippa gulyxne hällebräcka hänggräs ishavshästsvans kalkkrassing nipsippa ryssnarv sandnejlika sjönajas småsvalling strandviva sötgräs	ävjepilört öselskallra Mossor barkkvastmossa brynia gotländsk hättmossa grön sköldmossa långskaftad svanmossa mikroskapania nordisk klipptuss platt spretmossa späd bäckmossa styv kalkmossa trubbklockmossa vedtrådmossa

BLOCK C

Block C innefattar *kompletterande (förtätad)* stickprovsbaserad art- och naturtyps-uppföljning under Naturvårdsverkets ansvar. Block C ska på nationell nivå ge ytterligare kunskap om hur områdesskyddet fungerar genom att i ett stickprov av skyddade områden utföra mätningar av de typiska arter och strukturer som är viktiga för rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet men som inte mäts i block A eller täcks in av annan övervakning. Det kan ske t. ex. genom en utökning av typiska arter i gräsmarker (dyngbaggar, fjärilar och humlor) eller strukturer i skog (död ved). Block C är framför allt inriktat på områden med arter och naturtyper som inte kräver skötsel och är starkt kopplad till den biogeografiska uppföljningen. Tanken är att man i block C ska komplettera de delar av den biogeografiska uppföljningen som har otillräcklig täckning i skyddade områden. Block C inordnas därför i praktiken i systemet för den biogeografiska uppföljningen och samordnas med detta beträffande utförare och metoder (Haglund 2010, Jacobson 2010). Uppföljning inom block C ska också kunna användas som informationskälla för att utforma övervakning av dåligt kända naturtyper och arter. Block C kan enligt riktlinjerna i praktiken utnyttja datainsamling från olika miljöövervakningsprogram. Miljöövervakningsprogram som kan vara aktuella för detta är NILS (Nationella inventeringar av landskapet i Sverige), Riksskogstaxeringen, Svensk fågeltaxering, Svensk Dagfjärilsövervakning, Kvalitetsuppföljningen i ängs- och betesmarker, Floraväxteri eller länsstyrelsernas regionala miljöövervakning (se nedan). Det kan till exempel handla om att dessa systems lokaler förtätas för att få med fler skyddade områden.

11.2.3 Provtagningsdesign

Inventeringarna av målindikatorerna utförs på olika sätt beroende på vilken indikator det är, vilket block den tillhör och hur företeelsen som indikatorn utgörs av kan förväntas vara fördelad i enskilda områden. Detaljerade metodbeskrivningar för olika målindikatorer finns i uppföljningsmanualerna som åtföljer riktlinjerna men här beskrivs huvuddragen i de alternativ som finns.

Totalinventering innebär att ytan som undersöks (provytan) utgörs av hela det skyddade området eller uppföljningsenheten. Detta kan användas för företeelser som är lätta att observera och som inte kräver tidskrävande mätningar. Även om företeelsen i sig kan vara svårfunnen kan eftersök underlättas av att företeelsen endast kan förekomma på en särskild struktur eller i ett specifikt habitat med begränsad förekomst i området. En särskild typ av totalinventering är fjärranalys av flygfoton eller satellitbilder som kan användas för inventering av större eller tydligare fenomen (t.ex. träd- och busktäckning eller vissa ingreppsindikatorer såsom körspår i en våtmark) så länge analysmetoden har validerats och kalibrerats mot inventeringar i fält.

I de allra flesta fall förlitar man sig på stickprovsförfarande där inventeringar görs i avgränsade provytor. Provytorernas storlek och form bestäms av vilken företeelse som eftersöks. Huvudsakligen använder man sig av samma typer av provytor som i annan typ av övervakning, framför allt inom miljöövervakningsprogrammen NILS och Riksskogstaxeringen. I normalfallet inventeras därför större strukturer såsom träd- och busktäthet i cirkelytor med 10 m radie medan exempelvis växtinventeringar och andra företeelser som kräver mer detaljerade eftersök görs i mindre ytor (0,25–100 m²). Det finns olika alternativ för hur provytorna placeras ut i det objekt (område eller uppföljningsenhet) man vill inventera. För regionala och nationella sammanställningar och

jämförelser (d.v.s. för uppföljningen inom block A och C) krävs totalinventering eller objektivet placerade stickprov.

För att få *objektiva stickprov*, placeras provytor ut antingen slumpvis eller, vilket oftast är fallet, i ett rutnät (grid) med fasta inbördes avstånd. Som tumregel används ofta ca 50 provytor för områden/uppföljningsenheter som är mindre än 10 ha och 100 provytor i större ytor. För de större ytorna kan provytorna placeras i kluster (kvadratformade grupper) om 9 provytor vardera som fördelas på jämna avstånd från varandra med hjälp av ett större rutnät. För att uppnå tillräcklig säkerhet i skattningarna bör antalet provytor dock anpassas till den lokala variationen i förekomsten. Ju större stickprov man har, desto mindre avvikelser i målandikatorn från tröskelvärde kan detekteras.

Subjektiva design innebär att man använder den kunskap som finns om området som ska följas upp. Stickprovet kan *riktas* så att ett objektivet stickprov läggs ut endast i de delar av området där man förväntar sig att statusen är sämst och om resultatet är bra i dessa delar antar man att detta också gäller för området i stort. Andra former av subjektiv utplacering av provytor innebär att man använder platser som man bedömer är *representativa* för det man vill mäta. Detta är användbart t. ex. då den studerade förekomsten är så heterogent fördelad i området att ett orimligt stort objektivet stickprov skulle behövas för en skattning med rimlig noggrannhet. Subjektiv placering kan ge säkrare skattningar men ställer större krav på kunskap om det studerade området och den förekomst som undersöks och ökar också risken för systematiska fel. Risken för systematiska fel bör vägas in i utvärderingen av resultaten. Metoden ska enligt riktlinjerna därför helst undvikas.

I enstaka fall förlitar man sig helt på *bedömningar av experter* (såsom förvaltare) utan att genomföra inventeringar. Värdet av sådana begränsas till situationer där experten har mycket god kännedom om det enskilda området och där man enkelt kan konstatera att målandikatorns tröskelvärde inte uppnås.

11.2.4 Utvärdering kopplad till uppföljning i skyddade områden – gynnsamt bevarandetilstånd och gynnsam bevarandestatus

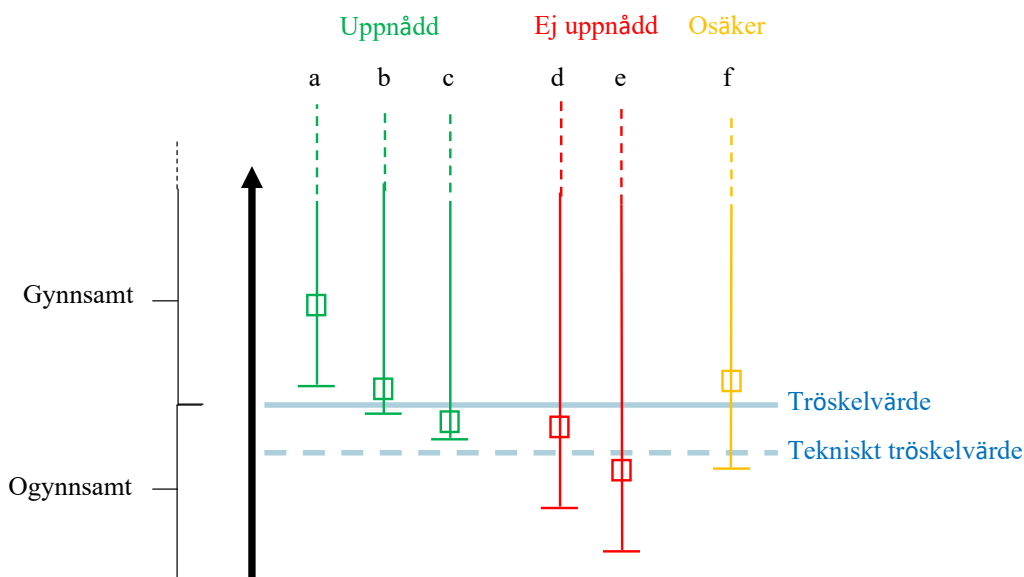
Utvärderingsprocessen består av tre delar. Först analyseras målandikatorerna genom att inventeringsresultaten jämförs med tröskelnivåerna och den förväntade trenden bedöms. Därefter bedöms om det finns behov av förvaltningsåtgärder. Slutligen görs en sammanfattande utvärdering av bevarandetilståndet i förhållande till bevarandemålen.

UTVÄRDERING AV MÅLINDIKATORERNA

Utvärderingen av målandikatorn innebär att man avgör hur den förhåller sig till dess tröskelnivå: om den är uppnådd, om den inte är uppnådd eller om dataunderlaget inte medger att man kan avgöra om den är uppnådd. Så länge målandikatorn gäller förekomst/icke-förekomst eller om den mäts genom totalinventering behöver man enligt riktlinjerna inte göra någon statistisk bearbetning av inventeringsresultatet, utan man kan direkt jämföra indikatorns värde med tröskelnivån. När mätningar däremot görs kvantitativt i stickprov används stickprovets medelvärde och konfidensintervall för att avgöra om målet är uppnått. Normalt avgörs detta genom att testa om det ensidiga konfidensintervallet för skattningen täcker tröskelvärde, vilket

motsvaras av ett förkastande av nollhypotesen att det sanna värdet ligger under tröskeln. Man använder sig dock av ett tekniskt tröskelvärde för att dels undvika att målindikatorer som ligger nära tröskelvärdet och i praktiken kan anses uppnådda bedöms som ej uppnådda på grund av att det alltid föreligger viss osäkerhet i skattningar av medelvärden, dels avgöra när osäkerheten är för stor för att bedömningen ska kunna göras (se Figur D.1). Avståndet mellan det faktiska och tekniska tröskelvärdet bestämmer alltså vilken osäkerhet i det skattade medelvärdet som är acceptabel för bedömning av tillstånd. Som en tumregel rekommenderar man att det tekniska värdet ligger 20 procent under det faktiska men avståndet beror bland annat på betydelsen av en felaktig bedömning.

Långa omdrevstider gör det svårt att göra en formell analys av hur målindikatorn utvecklas över tid. Länsstyrelserna ska dock försöka göra en bedömning av hur man förväntar sig att indikatorn kommer att utvecklas och även ange vad man baserar den bedömningen på. I vissa fall kan tillräckliga data finnas för en mer formell trendbedömning, men bedömningen kan också baseras på kännedom (expertkunskap) om det aktuella området beträffande till exempel pågående åtgärder eller kunskap om dynamiken i naturtypen i allmänhet. Trendbedömningen kan tillsammans med utvärderingen av tröskelnivån ligga till grund för en bedömning av förvaltningsbehovet.



Figur D.1. Förhållandet mellan målindikatorns skattade medelvärde och konfidensintervall i förhållande till det faktiska och tekniska tröskelvärdet vid bedömning av bevarandetillstånd. *a)* Både medel och nedre konfidensintervall ligger över tröskelvärdet, målindikatorn uppnådd. *b och c)* Oavsett stickprovstorlek skattas medelvärdet med viss osäkerhet vilket gör att jämförelse av konfidensintervallet mot tröskelvärdet riskerar att målindikatorer väldigt nära tröskelvärdet klassas som ej uppnådda trots att de i princip uppnåtts. Därför bedöms konfidensintervallet mot ett tekniskt tröskelvärde som ligger en bit under det faktiska så att indikatorer nära det faktiska tröskelvärdet kommer att bedömas som uppnådda. *d och e)* Medelvärdena ligger under det faktiska tröskelvärdet och konfidensintervallen ligger under det tekniska tröskelvärdet, målindikatorn ej uppnådd. *f)* Medelvärdet ligger över det faktiska tröskelvärdet men konfidensintervallet ligger under det tekniska tröskelvärdet, målindikatorns tillstånd kan inte bedömas. Tröskelvärdet är här ett minimum (dvs. målindikatorn är ett mått på något som är positivt ur bevarandesynpunkt). Felstaplarna visar ensidigt konfidensintervall. Figuren efter Haglund (2010).

BEHOV AV ÄNDRINGAR I UPPFÖLJNINGSDESIGN OCH FÖRVALTNING

Om utvärderingen av målkriterierna visar att resultatet är statistiskt osäkert kan återinventering med en större stickprovsstorlek övervägas. Om utvärderingen visar att tröskelnivån inte har uppnåtts eller om man bedömer att trenden är negativ ska man göra en bedömning av om detta är något man kan åtgärda med en förändrad skötsel eller om det beror på naturliga svängningar eller andra orsaker som inte förvaltningen av området kan påverka. Bedömningen bör dokumenteras i Skötsel-DOS oavsett orsak eller beslut om åtgärder.

UTVÄRDERING AV MÅLUPPFYLLELSE OCH BEVARANDETILLSTÅND

Uppföljningsresultaten ska utvärderas vart 6:e år. Då görs en samlad bedömning av måluppfyllelsen för varje bevarandemål i det skyddade området. Bedömningen baseras på om tröskelnivåerna för målkriterier kopplade till respektive bevarandemål är uppnådda eller ej. Förutom resultatet från uppföljningens inventering vägs också information från andra källor in. Det kan vara resultat från regional miljöövervakning eller biogeografisk uppföljning som har gjorts i området eller information om till exempel ingrepp från länsstyrelsens tillsynsverksamhet eller rapporter från allmänheten. Målkriterierna är olika starkt kopplade till bevarandemålet. I de fall en målkriterium signalerar att tröskelnivån inte är uppnådd ska man därför i den samlade bedömningen också väga in hur betydelsefull målkriteriet är för bevarandemålet. Indikatorer som visar förekomst av för naturtypen typiska arter kan till exempel väga tyngre i bedömningen av gynnsamt tillstånd än skötselindikerande variabler. Att skötseln varit dålig något eller några år är inte en lika stark signal om sämre tillstånd som att de typiska arterna minskat eller försvunnit.

På samma sätt som man för enskilda målkriterier gör en bedömning av den förväntade utvecklingen över tid görs även för områdets bevarandetillstånd en bedömning av om och hur ett eventuellt ogynnsamt tillstånd kan förväntas förändras eller om bedömningen är osäker.

Gynnsamt bevarandetillstånd bedöms för varje område för sig. Dessa kan sedan sammanställas till regionala eller nationella bedömningar av *gynnsam bevarandestatus* som avser statusen för arten eller naturtypen i en biogeografisk region eller i landet som helhet. De ger alltså en samlad bild av bedömningarna av gynnsamt tillstånd i uppföljningen i skyddade områden och den biogeografiska uppföljningen.

11.2.5 IT-stöd

Till uppföljningssystemet hör digitala system till hjälp för planering, registrering, lagring av data och utvärdering. Vi har inte lyckats hitta publicerad dokumentation som specifikt beskriver datasystemens uppbyggnad. Vår beskrivning grundar sig på arbetsdokument och presentationer erhållna efter förfrågan till Naturvårdsverket eller funna via sökningar på Digitala Vetenskapliga Arkivet (DiVA) eller internet m.h.a Google. Vi har också utnyttjat de beskrivningar som finns i riktlinjer och utvärderingsrapporter kring uppföljningen (Haglund 2010, Ekologigruppen AB 2018).

I det övergripande datasystemet VIC Natur samlas flera delsystem med olika funktionalitet som relaterar till olika delar av processen kring områdesskydd. Här ingår DOS (DOS=digitalt områdesskydd), FIDOS (Fastighetsinformation) och LM (Lantmäteriuppdrag) för hantering av mark- och fastighetsfrågor, Naturvårdsregistret (NVR) där information om syfte, skyddsform och beslutsstatus finns registrerat samt

SkötselDOS för skötsel och åtgärdsfrågor. Till VIC Natur är även Naturanaturtypskartan (NNK) kopplad som innehåller den geografiska informationen om naturtypernas utbredning i de skyddade områdena. Uppföljning sorterar in under skötsel/åtgärder vilket gör att uppgifter relaterade till uppföljningen lagras i SkötselDOS. I SkötselDOS registreras såväl målindikatorer och tröskelnivåer som planerade uppföljningsåtgärder och uppdrag, inklusive utlägg av provytor. Uppdragen skickas till Uppdragsportalen från vilken utförare kan hämta information och där inventeringsresultat kan matas in. Resultaten skickas sedan till SkötselDOS. I SkötselDOS/Uppdragsportalens funktionalitet ingår analys av resultaten, inklusive beräkningar av målindikatorer och jämförelser med tröskelvärden. Målindikatorer för arter kan inte registreras i SkötselDOS och i Uppdragsportalen kan endast inventeringsdata för typiska arter i gräsmark och rikkärr registreras (Ekologigruppen AB 2018). Övriga artregistreringar görs därför i Artportalen under projektet Uppföljning av skyddade områden.

11.2.6 Uppföljningen av skyddade områden i praktiken

Vi har ovan beskrivit hur uppföljning av områdesskyddet ska genomföras enligt fastställda riktlinjer (Haglund 2010). Hur uppföljningen fungerar i praktiken kan dock skilja sig från de teoretiska beskrivningarna. Under 2017 genomfördes en utvärdering av uppföljningen på uppdrag av Naturvårdsverket. En del av denna utvärdering var mer samhällsvetenskapligt inriktad och utfördes med hjälp av enkäter till berörda myndigheter om erfarenheter av uppföljningssystemet (CMA Research AB 2017). Den andra delen behandlade mera naturvetenskapliga aspekter såsom genomförandegrad, hur IT-stödet fungerar och används och kvaliteten på det insamlade materialet (Ekologigruppen AB 2018). Vi utnyttjar här resultaten från dessa utvärderingar, samt information från myndigheter och utdrag från SkötselDOS för att beskriva hur uppföljningen av skyddade områden fungerar i praktiken.

KARAKTÄRISERING AV MÅLINDIKATORER I NUVARANDE UPPFÖLJNING AV SKYDDADE OMRÅDEN

Tre olika grupper av målindikatorer för naturtyper föreslås i manualer och riktlinjer: areal, struktur och funktion samt typiska arter. Denna gruppering har likheter med det hierarkiska angreppssätt för miljöövervakning som föreslagits av bland andra Noss (1990). Areal ingår som indikator för alla naturtyper som följs upp i både obligatorisk (block A) och områdesvis uppföljning (block B). Den visar på förekomsten eller utbredningen av naturtypen i skyddade områden och kan användas för att mäta hur mycket av olika naturtyper som förekommer inom områdesskydd. För att verkligen bedöma de skyddade områdenas representativitet (andelen av arealen som är skyddad) skulle dock krävas att man har kännedom om hur mycket av olika naturtyper det finns i landet som helhet. Naturtypsarealen kan också säga något om status och förekomst av hot och påverkan på området men eftersom mycket kan ske i området innan man kan se förändringar i areal är den att betrakta som en relativt sen signal. Kombinationen av arealerna för alla i ett område ingående naturtyper kan även användas för att mäta heterogenitet och komplementaritet i livsmiljöer och resurser inom skyddade områden.

De målindikatorer som mäter strukturer och funktioner inkluderar både positiva och negativa företeelser. Viktiga positiva successionspåverkande processer som hävd och brand följs upp med mer omedelbara indikatorer som till exempel mätningar av

vegetationshöjd, hävdintensitet, förekomst av lövförna och kartläggning av naturliga skogsbränder och naturvårdsbränningar eller med mer indirekta indikatorer med långsammare respons såsom träd- och buskskiktets täckning. Träd- och buskskiktets täckning, som används i de flesta naturtyper, kan också ses som en direkt indikator på negativa successionsprocesser (igenväxning) och användas för att signalera behov av åtgärder. Andra indikatorer återspeglar mängden av viktiga livsmiljöer, bland annat finns målandikatorer för förekomst av död ved, pollen- och nektarkällor och hydrologisk status. För vissa naturtyper finns målandikatorer som mäter påverkan utifrån. Detta gäller framför allt naturtyper där det största hotet kommer från exploatering eller andra mänskliga aktiviteter såsom dikning i myrmark, tramp- och fordonsskador i fjäll- och myrmark och avverkning i skog.

Typiska arter utgör en mera sammanfattande indikator på goda livsbetingelser i en viss naturtyp än naturtypens areal eller förekomst av strukturer. Att bara notera förekomst av typiska arter kan dock vara ett trubbigt mått, eftersom kvalitetsför-sämringar och populationsminskningar kan pågå under en längre tid innan en art försvinner. Indikatorer baserade på antalsräkningar ger mer information, särskilt om det finns observationer från flera tidpunkter så att det går att skatta trender. I områden där indikatorarter är sällsynta kan man överväga att notera indikatorarter i ett subjektivt urval av inventeringsytor i stället för slumpmässigt utlagda provytor. Det beror på att stickprovsbaserade inventeringar i provytor ger få träffar av de typiska arterna och det påverkar möjligheten till säkra analyser av trender.

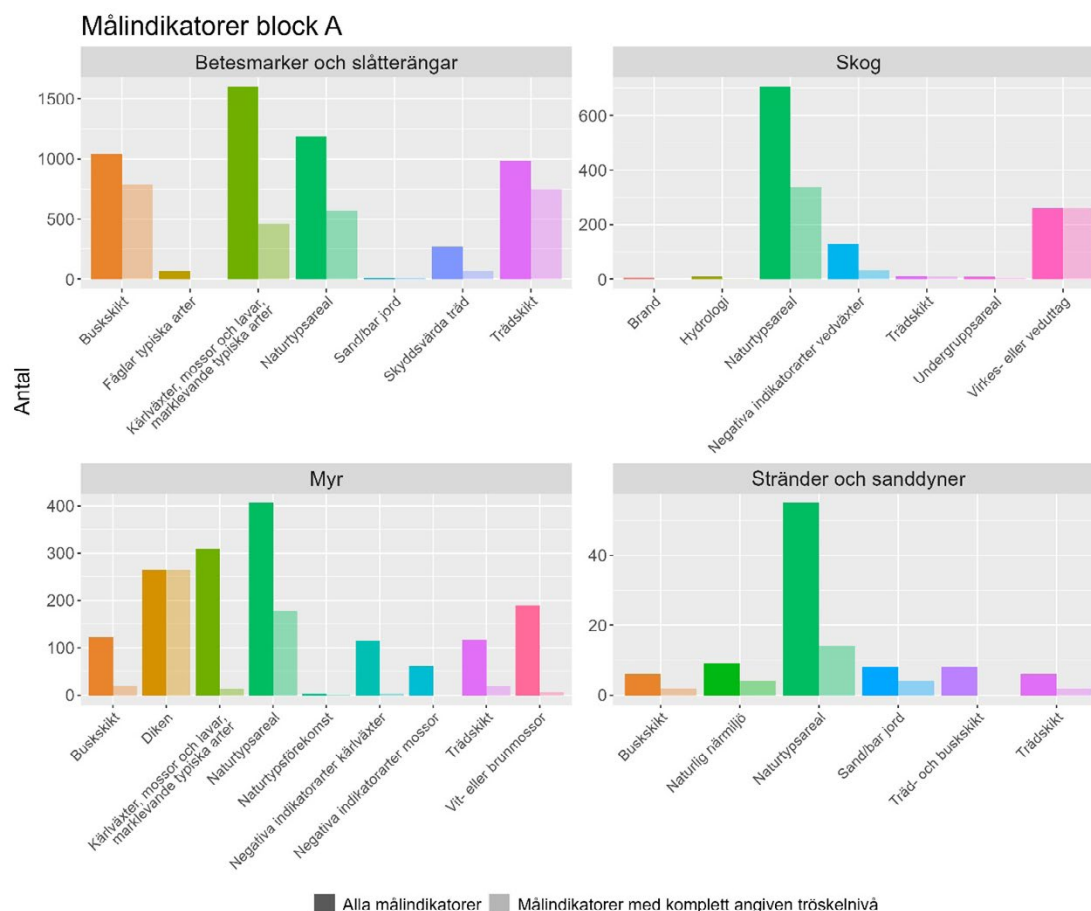
Inom block B finns fler artgrupper för vilka målandikatorer för typiska arter är specificerade. Här ingår t. ex. spillningslevande skalbaggar, vedlevande insekter och svampar, epifytiska lavar, fjärilar, humlor och grävande steklar. Länsstyrelserna har även möjlighet att identifiera egna indikatorarter. Det går dock inte att registrera vilka dessa indikatorarter är i de centrala datasystemen annat än genom fritext vilket försvårar användandet i nationella sammanställningar.

ANVÄNDANDE AV CENTRALA DATASYSTEM

Regionala och nationella sammanställningar och utvärderingar är beroende av att målandikatorer, tröskelnivåer och resultat från uppföljningen finns i SkötselDOS och Uppdragsportalen. Det är stor variation mellan län i användandet av dessa system (CMA Research AB 2017, Ekologigruppen AB 2018). Ekologigruppen (2018) fann, baserat på ett utdrag från SkötselDOS 2017, att knappt hälften av länen stod för över 90% av de registrerade målandikatorerna. Antalet registrerade målandikatorer varierade också mellan olika markslag (Figur D.2). Majoriteten (60%) var indikatorer kopplade till naturtyper i gräsmark medan rikkärr och skog hade runt 20% registrerade målandikatorer vardera (Ekologigruppen AB 2018). De flesta av målandikatorerna (86–97%) hade även tröskelnivåer registrerade (fullständigt registrerad). Tre år senare (mitten av december 2020) har antalet registrerade målandikatorer i SkötselDOS ökat med ca 60% och uppgår till omkring 13 300 i terrestra naturtyper (Figur D.2 - D.4). Av dessa tillhör 60% block A. Obalansen mellan länen kvarstår; 10 län står för över 90% av registreringarna och två län för knappt hälften (Figur D.2). Det är också fortfarande stor övervikt för målandikatorer för naturtyper i gräsmarker följt av skog (drygt 20%) och våtmarker (knappt 15%). Skogsnaturtyperna har fler indikatorer från block B än A (Figur D.3, D.4). För våtmarker finns nu målandikatorer registrerade för fler naturtyper än rikkärr, även om målandikatorerna i rikkärr fortfarande utgör majoriteten (ca. 65%). De nytillkomna målandikatorerna har i mindre utsträckning angivna tröskelnivåer,

eftersom andelen numera endast uppgår till 38%, 48% i block A (Figur D.3) och 25% i block B (Figur D.4). Gräsmarker har högst andel indikatorer med tröskelnivåer (44%) och åkermark lägst (8%). Vi kan alltså konstatera att fler målindikatorer i flera markslag nu finns registrerade centralt jämfört med för några år sedan vilket skulle kunna underlätta nationella analyser och sammanställningar. Dock har registreringen av tröskelnivåer för dessa indikatorer inte följt med i samma utsträckning vilket omöjliggör bedömning av gynnsamt tillstånd för majoriteten av målindikatorerna.

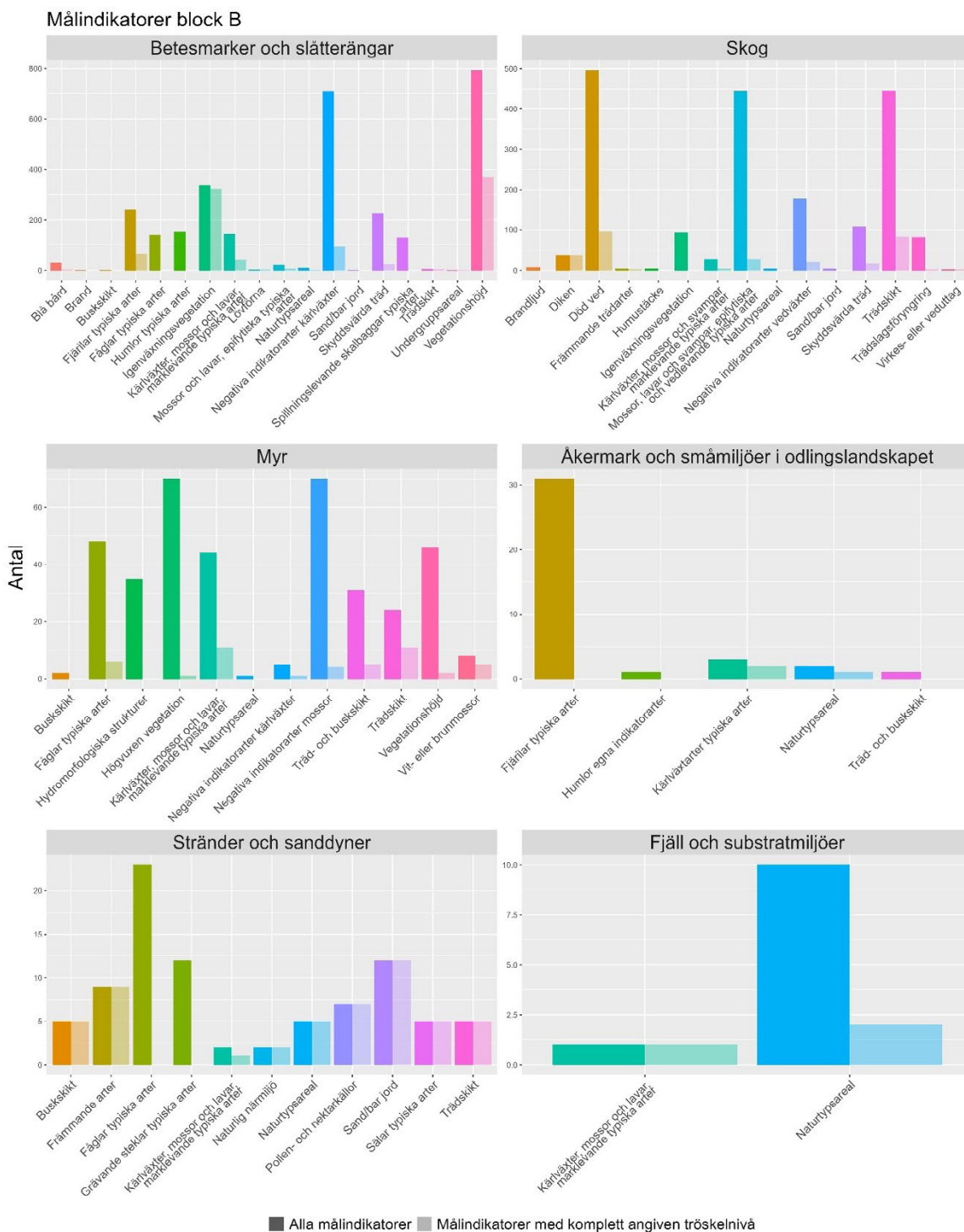
Möjligheten till bedömning av gynnsamt tillstånd avgörs inte bara av att tröskelnivåer har fastställts och registrerats utan också av att data från utförd uppföljning registreras, vilket i huvudsak ska göras i Uppdragsportalen. Analyser av informationen i Uppdragsportalen har utförts av Ekologigruppen AB (2018). Uppdragsportalens funktionalitet tillät bara registrering av data från gräsmarks-, skogs- och rikkärrsuppföljning och precis som i fallet med målindikatorregistreringar i SkötselDOS användes Uppdragsportalen bara i mindre utsträckning för dataregistrering. Mycket av resultaten från uppföljningsverksamheten hanteras och analyseras i stället lokalt utan att centrala datasystem är inblandade. Befintliga data i Uppdragsportalen ger därför inte en komplett bild av tillgång och kvalitet på data från uppföljningen. I utdraget från Uppdragsportalen fanns tillräckligt många uppföljningsenheter endast i uppföljningen av gräsmarker (580 uppföljningsenheter) och rikkärr/källor (89 uppföljningsenheter) och då i huvudsak för målindikatorerna typiska arter, negativa indikatorarter och vegetationshöjd. Totalt fanns kompletta tröskelnivåer associerade till 20% av dessa.



Figur D.3. Antal och typ av målindikator från block A registrerade i SkötselDOS uppdelat på markslag, och vilka av dessa som har komplett registrerade tröskelvärden (ljusare färg). Utdrag gjordes i mitten av december 2020.

UTMANINGAR INOM UPPFÖLJNINGEN

Formaliserade mätningar och användandet av målindikatorer och tröskelvärden underlättas av att det finns obligatoriska delar i uppföljningen i block A. Obligatoriet innebär att länens datainsamling i block A huvudsakligen innefattar samma variabler och utförs under samma tidperiod och i samma naturtyper. Den nationella likriktningen gäller även uppföljningen i block C. Den obligatoriska uppföljningen är dock begränsad till vissa markslag, naturtyper och målindikatorer. Det är framför allt resultaten från block A och C som används i nationella sammanställningar såsom inför rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet. I den områdesvisa uppföljningen i block B ingår flera målindikatorer som kan mäta fler aspekter av fler naturtyper och områdets karaktär. Detta ökar dock risken för att olika län väljer olika naturtyper och målindikatorer att följa upp vilket försämrar möjligheten att få ett tillräckligt stort stickprov för statistiskt starka analyser.



Figur D.4. Antal och typ av målandikator från block B registrerade i SkötselDOS uppdelat på markslag, och vilka av dessa som har komplett registrerade tröskelvärden (ljusare färg). Utdrag gjordes i mitten av december 2020.

Den utvärdering av datakvalitet som har gjorts av registrerade data fram till 2017 visar att indikatorerna skattas med stor osäkerhet (Ekologigruppen AB 2018). I förhållande till skattat medelvärde är variansen i dessa indikatorer mycket hög (ofta över 100%) vilket i många fall innebär att man inte kan avgöra om tröskelnivåerna uppnåtts.

De förändringar som kan detekteras mellan två tidpunkter skattas i de flesta fall till åtminstone 30 – 50% av medelvärdet, vilket inte når upp till önskemålen i EU:s och Naturvårdsverkets riktlinjer (upp till 36% förändring över en 6-årsperiod, Jacobson 2010, Ekologigruppen AB 2018). Dessa kalkyler bygger på att förändringar analyseras genom parvisa jämförelser mellan två tidpunkter (dvs. att de aktuella uppföljningsresultaten jämförs med närmast föregående period) vilket är den metod som beskrivs för förändringsanalys inom uppföljningen.

Ett alternativt sätt att skatta förändring är att skatta en trend över tid (lutningen i en regression av målindikatorn mot tid). En fördel med det är att man på ett bättre sätt hanterar den stickprovsosäkerhet som uppstår av slumpmässiga händelser i samband med inventeringarna. I en parvis jämförelse mellan två tidpunkter sammanblandas en eventuell tidseffekt (den effekt man är ute efter att skatta) med effekten av slumpmässiga temporära omvärldsfaktorer (t.ex. dåligt väder under inventeringsperioden) eller andra förvillande faktorer. Med fler mätningar över tid kan denna variabilitet kontrolleras bättre.

En anledning till att man ändå vill fokusera på att göra jämförelser med närmast föregående mätning kan vara uppföljningens långa omdrevstider. Långa omdrevstider uppkommer eftersom det är svårt att ha tillräckligt detaljerade inventeringar över ett tillräckligt stort område och samtidigt ha ett tätt inventeringsintervall. De långa intervallen mellan besök på samma undersökningsyta innebär att det tar lång tid innan man har en tillräcklig tidsserie för trendberäkningar med regressionsanalys. Man kan göra trendberäkningar tidigare om man delar upp lokalerna som besöks inom en omdrevsperiod jämnt över tidsperioden. Detta kräver dock att man fördelar områden, uppföljningsenheter eller provtytor slumpvis över tidsperioden. Sådana skattningar blir dock mer osäkra än analyser där man följer samma yta över tid. För att få ihop ett tillräckligt stort stickprov för regionala och nationella analyser måste man därtill se till att just samma målindikatorer mäts i alla län och områden (Ekologigruppen AB 2018).

Systemet att jämföra målindikatorer med tröskelvärden för att avgöra tillstånd innebär att man kan sammanställa målindikatorer som mäter olika aspekter av en arts, naturtyps eller områdes kvaliteter och status till en enda indikator, gynnsamt bevarandetillstånd. Sammanställningarna på större skala syftar till att bedöma gynnsam bevarandestatus med hjälp av beräkningar av hur stor andel av naturtyperna eller områdena som har gynnsamt tillstånd. Olika indikatorer är dock olika starkt kopplade till sannolikheten för långsiktigt bevarande vilket gör att man kan behöva lägga olika vikt vid olika indikatorer. Det är dock svårt att på ett formaliserat sätt bestämma en sådan viktning. De aktuella IT-systemen ger än så länge inget stöd för samlad analys av bevarandestatus och en tydligare dokumentation och riktlinjer har efterlysts av länsstyrelserna (CMA Research AB 2017, Ekologigruppen AB 2018).

Jämförelser mellan områden, naturtyper, eller län försvåras när olika principer tillämpas för att sätta tröskelnivåer. I vissa fall kan man exempelvis i avsaknad av kunskap ha använt sig av schablonmässiga och ofta ganska låga tröskelnivåer som inte är anpassade till situationen i enskilda områden medan man i andra fall har mer information och har lagt större möda på att anpassa tröskelnivåerna. Detta leder till att områden där man har använt sig av lågt satta schablonvärden oftare kommer att signalera gynnsamt bevarandetillstånd än där man har satt tröskelnivåerna utifrån mer vetenskapligt underbyggd kunskap, eller velat vara mer på den säkra sidan, oavsett områdenas verkliga status.

Det är svårt att få en överblick över uppföljningen av arter (bilaga 2-arterna). Det beror på att målandikatorer och tröskelvärden för arter inte går att registrera i SkötselDOS. Inventeringsdata ska registreras i Artportalen under ett enda gemensamt projekt (Uppföljning av skyddade områden) men det finns flera sådana projekt registrerade. Ekologigruppen (2018) gjorde endast en summarisk analys av artuppföljningen, framför allt baserad på registrerade uppföljningsåtgärder för arter. De konstaterade, förutom att det är svårt att få någon bild över uppföljningen, att få län har registrerat uppföljningsåtgärder (fåglar dominerar det som finns), att rapporteringsgraden i Artportalen varierar och att den största delen av artuppföljningen görs inom biogeografisk uppföljning (Ekologigruppen AB 2018).

11.3 Biogeografisk uppföljning

Enligt art- och habitatdirektivet ska bevarandestatusen hos arter och naturtyper som anges i direktivets bilaga 1 och 2 övervakas och rapporteras till EU-kommissionen vart 6:e år. Detta gäller statusen i Sverige som helhet, alltså både i och utanför skyddade områden. Biogeografisk uppföljning är avsedd att komplettera uppföljningen av skyddade områden och annan övervakning för att tillgodose dessa krav. Den biogeografiska uppföljningen bygger på sammanställd information från befintlig övervakning men även på egen datainsamling.

Beskrivningen av den biogeografiska uppföljningen nedan är baserad på de principer för uppföljningen som har tagits fram av ett projekt inom Naturvårdsverket (Jacobson 2010) samt från ett urval handledningar och rapporter från uppföljningen av enskilda artgrupper (grod- och kräldjur: Hallengren och Nyström 2012, mossor och lavar: Wiklund 2015, landsnäckor: Jonsson 2018, trollsländor och dykarbaggar: Karlsson 2019, skal-, skinnbaggar, klokrypare: Jansson 2019, fjärilar: Pettersson och Arnberg 2021).

11.3.1 Vad följs upp?

Den biogeografiska uppföljningen är uppdelad på de terrestra markslagen fjäll och branter, skog, gräsmarker, våtmarker och havsstränder. Data för uppföljning av naturtyper kommer framför allt från det nationella miljöövervakningssystemet Terrester habitatuppföljning (THUF), men också från andra nationella system såsom Satellitbaserad övervakning av våtmarker och Riksskogstaxeringen och från riktad uppföljning av gräs- och hållmarksnaturtyper som bygger på den regionala miljöövervakningens (Remiil) design. Övervakningsprogrammets uppbyggnad beskrivs utförligare i avsnitt 3.5 samt i Bilaga 3 och 4.

Arter som följs tillhör grupperna däggdjur (förutom fladdermöss), fladdermöss, grod- och kräldjur, trollsländor och dykarskalbaggar, landsnäckor, fjärilar, skal- och skinnbaggar och klokrypare, kärlväxter samt mossor och lavar. Artuppföljningen sker i specifika inventeringsprogram för var och en av grupperna.

Inom uppföljningen har man satt upp prioriteringsordningar för vilka arter och naturtyper som är viktigast att följa upp. Prioriteringen baseras på uppföljningens beräknade kostnader, inventeringarnas genomförbarhet, nyttan med insamlade data och tillgången på data från annat håll. För naturtyper baseras prioriteringen på det bedömda hotet mot naturtyperna, deras skötselbehov och hur stor del av EU:s förekomst av naturtypen som finns i Sverige. Hotet mot naturtypen väger 50%

tyngre än skötselbehovet och ansvarsgraden på EU-nivå har hälften så stor betydelse som skötselbehovet. För arter baseras prioriteringen på varje arts status vid senaste rapporteringen av artikel 17, dess värde som indikatorart (dvs. i vilken grad livsmiljön sammanfaller med andra viktiga/rödlistade arters livsmiljö) samt hur svår arten är att inventera.

Prioriteringsordningen ligger till grund för vilka arter eller naturtyper som ska följas, med vilken noggrannhet man vill kunna mäta olika variabler och vilken grad av förändring man vill kunna detektera och därmed hur stora stickprov som behövs. Högt prioriterade arter och naturtyper ska kunna mätas med större noggrannhet.

11.3.2 Bedömning

Den biogeografiska uppföljningen leder fram till bedömningar av bevarandestatus för varje art eller naturtyp på nationell eller biogeografisk nivå. Dessa bedömningar ska bygga på mätningar av variabler som visar på nuvarande *tillstånd* vilka ska jämföras med tidigare tillstånd för att bedöma *utvecklingstrenden*. Man ska också i möjligaste mån, utifrån expertkunskaper och resultaten av mätningarna, göra en prognos för *framtidsutsikterna* för bevarandet av arten eller naturtypen.

Bedömning av tillstånd utgår från riktlinjer från EU-kommissionen (DG Environment 2005). Riktlinjerna anger att tillståndet ska bedömas mot uppsatta referensvärden. I likhet med hur bedömningar görs inom uppföljningen av skyddade områden undersöks om den uppmätta variabelns konfidensintervall täcker referensvärdet. Referensvärden finns angivna och bygger på skattningar av situationen (utbredning, förekomst eller populationsstorlek) som rådde vid Sveriges EU-inträde 1995 (Eide 2014, Westling m. fl. 2020). När man bedömer att situationen inte skiljer mycket från 1995 kan referensvärdena bygga på senare skattningar.

Enligt svenska riktlinjer, som alltså i stort sett följer riktlinjerna från EU-kommissionen (DG Environment 2005, Jacobson 2010), bedöms tillståndet som ogynnsamt, med underklassificeringen dåligt, för variablerna areal och utbredning (se nedan angående uppföljda variabler) om värdena är minst 10% sämre än referensvärdet. Om värdena ligger över referensvärdet och bedöms vara stabila eller ökande är tillståndet gynnsamt och i övrigt ska det bedömas som ogynnsamt, underklass otillfredsställande. Samma gränsvärde (10% under referensvärdet) gäller för bedömningar av tillståndet för variablerna strukturer och funktioner medan gränsen för populationsstorlek och typiska arter är 25%.

Bedömning av trend utgår också från riktlinjer från EU som säger att man ska kunna detektera en förändring på 1% per år. Detta har dock ansetts alltför ambitiöst och normalt inte motiverat ur naturvårdssynpunkt (Jacobson 2010). Naturvårdsverkets riktlinjer anger att detektionsnivån bör ligga på 2–15% förändringar per år och att stickprovsdesignen ska vara dimensionerad för en statistisk styrka på 80% med en signifikansnivå på 10%.

11.3.3 Variabler

Variablerna som ligger till grund för bedömningarna av bevarandestatus är i stort sett desamma som de som används som utgångspunkt för målindikatorer inom uppföljningen av skyddade områden. För naturtyper ingår areal och utbredningsområde, strukturer och funktioner, samt variabler kopplade till typiska arter och för arter ingår variablerna utbredningsområde, populationsstorlek och förekomst av artens livsmiljö.

Areal för en naturtyp är dess sammanlagda area nationellt eller inom varje biogeografisk region medan *utbredningsområde* beräknas med hjälp av en inom EU speciellt framtagen algoritim (DG Environment 2017). Beräkningar av arealen och utbredningsområdet bygger på att man har bestämt deras förekomst i 10x10km-rutor över hela landet. För naturtyper används data från övervakningssystemen nämnda ovan medan man för arter utgår från kända fynd hämtade från Artportalen och andra källor. Eftersom rapporteringen till EU bland annat ska relatera statusen till förhållandena vid Sveriges inträde i EU beaktas dock bara kända förekomster för arter från 1995 och senare. Utbredningsområdet bestäms av algoritmen som binder samman alla rutor med förekomst som ligger inom 40–50 km från varandra.

Strukturer och funktioner innefattar, precis som i uppföljningen av skyddade områden, sådana variabler som avgör om naturtypen har en gynnsam status eller ej. Här ingår både variabler som definierar naturtypen och sådana som visar på dess kvalitet (t.ex. mängd död ved, översvämmad yta, igenväxningsgrad, eller hävd).

Typiska arter definieras på samma sätt som i uppföljningen av skyddade områden. Det är arter vars förekomst visar att naturtypens vitala strukturer och funktioner är upprätthållna och att naturtypen håller god kvalitet. Alla typiska arter behöver inte följas för varje naturtyp. En samordning mellan biogeografisk uppföljning och uppföljningen av skyddade områden ska eftersträvas i valet av arter för att underlätta jämförelser mellan systemen.

Populationsstorlekar ska rapporteras till EU som antalet vuxna individer eller som antal 1x1km-rutor med förekomst för några arter där det är omöjligt att räkna individer. I inventeringarna mäts populationsstorlekar ibland på annat sätt, till exempel antalet kvadratmeter eller antalet träd med förekomst. För rapporteringen krävs dock att dessa översätts till individantal eller antal 1km-rutor.

Arternas *livsmiljö* ska rapporteras med avseende på areal och kvalitet. Eftersom kunskapen om arternas behov av livsmiljöer sällan är fullständig är detta svårt att skatta. Därför bygger uppföljningen av arealer oftast på schablonmässiga beräkningar med hjälp av populationsstorleksuppskattningar och bedömt ytbehov per individ. Kvalitetsbedömningar utgörs av grova uppskattningar av kvalitet eller noterade förekomster av hot eller skötsel. Uppföljningen syftar till att skatta förändringar (trend) i livsmiljön snarare än att mäta status i relation till referensvärden. För vissa svårinventerade arter utgör variabler kopplade till livsmiljön det bästa eller enda måttet på populationens storlek och utveckling, t.ex. mängd död ved för vissa vedlevande insekter.

11.3.4 Design

Inventeringarna inom den biogeografiska uppföljningen ska ge en bild av situationen för förekomsten (arten eller naturtypen) i Sverige och i de biogeografiska regionerna. Hur inventeringarna designas beror därför på hur vanlig förekomsten är och hur den är fördelad i landet vilket förutsätter att man har bakgrundskunskap om förekomsten. En del av uppföljningen handlar därför om undersökande inventeringar och pilotstudier för att skaffa sådan kunskap. Målet är att inventeringslokalerna ska täcka ett representativt urval av artens eller naturtypens förekomst. För ovanliga arter kan detta innebära att man följer alla förekomster medan det för vanliga arter räcker med stickprov.

Uppföljningen av naturtyper bygger som nämnts i huvudsak på de nationella övervakningssystemen som klassar naturtyper: Terrester habitatuppföljning (THUF), Riksskogstaxeringen, Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker, Satellitbaserad övervakning av våtmarker samt uppföljning av gräs- och hållmarker. THUF bygger

på det systematiska stickprovsutlägget av rutor över landet som används i NILS, men som har förtätats i vissa delar för att få med ovanliga naturtyper. Kvalitetsuppföljningen bygger på slumpvis urval av ängs- och betesmarker i NILS rutor och gräs- och hållmarksuppföljningen på en förtätad version av Svensk fågeltaxerings rutnät (se vidare i avsnitt 3.5 samt i Bilaga 1 och 2). Provytor i rutorna/objekten klassificeras till naturtyp och naturlighetsgrad med hjälp av en naturtypsnyckel där strukturer och typiska arter används för klassningen. Den Satellitbaserade övervakningen av våtmarker gäller naturtyper i öppna våtmarker och bygger på en förändringsanalys av satellitbilder från två tidperioder med 10 års mellanrum. I dessa naturtyper är inventeringen således heltäckande vad gäller förändringar i areal. Förändringarna som detekteras kan delas in i förändringar i bottenskiktet (pga. kalkning, uttorkning mm) och igenväxning.

Valet av inventeringsmetodik för arter (totalinventering eller stickprov, typ av stickprovsurval) påverkas av var det finns kända fynd. Artfynd hämtas främst från Artportalen men för vissa arter finns stora kunskaper om förekomsten bland experter. Information kan också hämtas från tidigare gjorda inventeringar eller från herbarier och insektsamlingar.

Totalinventeringar, det vill säga inventeringar där hela förekomsten följs upp, är bara aktuellt för vissa ovanliga arter. Det beror på att det vid totalinventering är viktigt att med stor sannolikhet känna till alla förekomster. Dessa förekomster bör vara få och begränsade till en liten yta och arten vara knuten till en väl avgränsad och överblickbar livsmiljö (t.ex. gröNFLäckig padda, större ekbock, mnemosynefjäril).

För arter med större utbredning används slumpvisa stickprovsurval. Urvalspopulationen ur vilken stickprovet väljs skiljer sig mellan olika arter. Generellt begränsas urvalspopulationen till arternas livsmiljöer, dvs. potentiella lokaler är bara aktuella i livsmiljöer där det finns en betydande sannolikhet att arten kan finnas. Vissa arter har stor rumslig utbredning men är begränsade till ganska specifika och väl avgränsade miljöer där man kan utgå från kännedom om dessa för att avgränsa urvalspopulationen. Vid eftersök av lämpliga lokaler för grynsnäckor utgörs till exempel urvalspopulationen av rikkärr och för brandgynnade skalbaggar väljs lokaler utifrån en uppsättning platser där naturvårdsbränningar har genomförts.

Många arter är kopplade till flera olika typer av livsmiljöer och ibland kan livsmiljöerna vara så vitt spridda eller ottydligt avgränsade att man inte kan utgå från dessa vid valet av lokaler. För några vet man inte heller den exakta utbredningen. Ett exempel är kärrtrollsländor och dykarskalbaggar där man inte enkelt kan avgränsa vilken typ av våtmark eller sjö som arterna begränsas till. Man vet inte heller utbredningen hos enskilda populationer men man vet att arterna finns över stora delar av Sverige. I detta fall används ett heltäckande rutnät av 1x1km-rutor (grovt avgränsat, där rutor klart utanför utbredningsområdet, till exempel i fjällen, inte finns med) där man väljer ut rutor som innehåller en viss längd strandlinje. Detta bygger på att sådan information (såsom kartor med sjöar) finns för det aktuella geografiska området. Från dessa väljs sedan ett slumpvalt stickprov av rutor som ska ingå i uppföljningen och fällor eller transekter placeras i strandzoner i rutorna.

För arter där det är lättare att avgränsa enskilda populationers utbredning utgår man från kända förekomster och avgränsar så kallade uppföljningsenheter, som är en buffrad yta som täcker de kända fynden. Sådana uppföljningsenheter används inom uppföljningen av mossor och lavar. Om dessa uppföljningsenheter är få följs samtliga upp i sin helhet, men om de är många väljs ett stickprov ut.

Lokalurvalet ligger i de flesta fall fast mellan uppföljningsperioder men det förekommer att man byter ut en mindre andel (t. ex. 20 %) av lokalerna mellan perioder eller att helt nya lokaler väljs ut inför varje ny period. Detta gäller främst för arter som förekommer på många platser, så att det finns ett stort antal lokaler att välja mellan. För vissa arter (fjällfjärilar) används en design där årligt inventerade fasta lokaler kombineras med ett utökat antal fasta lokaler vart tredje år. Generellt rekommenderas permanenta lokaler så att statistiskt starkare parvisa jämförelser är möjliga. Placeringen av själva provytorna eller fällorna är dock sällan eller aldrig permanenta i betydelsen att de är exakt och permanent markerade i naturen.

Omdrevsfrekvensen anpassas till respektive art och beror bland annat på variationen i data, kunskapen om arten, artens situation samt kostnaden för inventeringarna. Vanligast är ett omdrev på 6 år men både längre (12 år) och kortare intervall förekommer (ner till årliga inventeringar för flertalet fjärilsarter). Stor mellanårsvariation, brist på kunskap, arter nära en kritisk gräns eller behov av en tidig signal är faktorer som gör att inventeringarna bör utföras oftare.

11.3.5 Analys

DATAKVALITET I DEN BIOGEOGRAFISKA UPPFÖLJNINGEN

Den biogeografiska uppföljningen är, särskilt för vissa arter eller artgrupper, fortfarande under utveckling. Detta gäller exempelvis kärlväxter och vedlevande evertebrater (Jansson 2019). Även naturtypsuppföljningen utvecklas, bland annat genom förändringar inom Nationella inventeringen av landskapet i Sverige och Terrester habitatuppföljning (NILS resp. THUF; Adler m. fl. 2020) och pågående utveckling av program för att följa upp specifika naturtyper framför allt i gräsmark (Lundin m. fl. 2016, Glimskär m. fl. 2018). För andra artgrupper, som exempelvis fjärilar, grynsäckor och mossor (Wiklund 2015, Jonsson 2018, Pettersson och Arnberg 2021), har den biogeografiska uppföljningen hunnit etablera lokalnätverk med god täckning och standardiserade metoder.

Utvärderingar av datakvaliteten i den biogeografiska uppföljningen pågår. Resultaten hittills indikerar stor osäkerhet i skattningar av såväl naturtypernas arealer som arternas populationsstorlekar. I Berglund (2019) framgår att för merparten av naturtypsarealerna lever detekterbar förändring inte upp till Naturvårdsverkets ambitioner på nationell nivå. Uppföljning av naturtypernas struktur och funktion har inte utvärderats men vi bedömer att den typen av variabler skattas med minst lika stor osäkerhet. Den främsta anledningen till att den biogeografiska uppföljningen för naturtyper idag inte lever upp till Naturvårdsverkets ambitioner uppges bero på många naturtyper begränsade utbredning, vilket gör att de är svåra att fånga upp med de aktuella uppföljningssystemen.

Utvärdering av den biogeografiska uppföljningen av arter visar också att endast ett fåtal arters uppföljning når upp till Naturvårdsverkets ambitionsnivå (Sandström och Berglund 2019). Man påpekar dock att ambitionsnivån är hög och kan vara svår att nå upp till med dagens resurser. Det kan även krävas långa tidsserier för att detektera förändring i de fall arterna har långa generationstider. Utvärderingen lyfter trots detta fram att den biogeografiska uppföljningen i kombination med andra övervakningsprogram ger en relativt god bild av populationstrender.

VAD BEDÖMS

I rapporteringen enligt art- och habitatdirektivet ska en bedömning av bevarandeåtgärder, inklusive Natura 2000-områdenas, effekter på bevarandet av direktivets arter och naturtyper anges. I rapporterna framgår dock inte hur denna effekt beräknas och någon tydlig definition av innebörden av Natura 2000-områdenas *effekt* eller *bidrag* har heller inte hittats. I de svenska resultaten av den senaste utvärderingen enligt direktivet (Westling m. fl. 2020) redovisas för art- och naturtypsgrupper i bästa fall hur stor andel av förekomsten eller utbredningen som täcks av Natura 2000-områden men ofta anges bara den skyddade arealen. Det är inte alltid tydligt angivet hur arealer och andelar beräknats. Ibland används skattningar från nationella miljöövervakningssystem men ofta handlar det om uppskattningar och schabloner. Översatt till stegen i effektkedjan inom Förändringsteori mäter *arealen* skyddad naturtyp eller artutbredning *implementering* och den *procentuella andelen* av en utbredning som *täcks av skydd* mäter *resultat i form av representativitet*. Dessa mått i sig mäter alltså inte skyddets *påverkan* eller effekt (marginaleffekten). Om man exempelvis drar slutsatser om skyddets betydelse utifrån representativitet, förutsätter man att skyddet har en bevarande effekt, men man kan inte dra slutsatser kring huruvida den förutsättningen gäller.

12. Appendix E. Geografisk täckning och design inom generell övervakning

Här följer en mer utförlig beskrivning av de fyra huvudsakliga grupperingarna av design och metod bland övervakningsprogrammen som beskrivs i stycke 3.5. Geografisk täckning och design tas specifikt upp i stycke 3.5.1.

Grupperingarna är:

- Heltäckande – där övervakningen täcker hela förekomsten av företeelsen
- Systematiskt urval – övervakningen görs i stickprov där lokalerna systematiskt (regelbundet) fördelas över Sverige eller en region
- Slumpvis urval – lokalerna väljs slumpvis, geografiskt eller från en lista
- Subjektivt urval – man väljer lokalernas placering mer aktivt utifrån formella urvalskriterier

12.1 Heltäckande övervakning

Det finns situationer när man åtminstone förekomstmässigt eller ytmässigt kan komma ganska nära att övervaka allt. En är där det man studerar går att följa via fjärranalys (satellitbilder eller flygfoton) såsom träd- och buskskikt, spår av ingrepp och vegetationsstruktur. Dessa bilder är i det stora hela ytmässigt heltäckande och med hjälp av annat kartmaterial kan man avgränsa analysen till de företeelser man är intresserad av. Heltäckande övervakning kan också användas för företeelser vars förekomst eller utbredning man känner väl till och som har en någorlunda begränsad utbredning. Det kan vara att man utifrån kartmaterial säkert kan avgränsa den intressanta företeelsen (t.ex. öar i en skärgård) eller att det handlar om företeelser som man redan har god kännedom om (särskilt vad gäller förekomst, t.ex. hotade arter).

12.1.1 Riktad övervakning med fjärranalys

Ett nationellt övervakningsprogram - Satellitbaserad övervakning av våtmarker - använder sig uteslutande av fjärranalys. Detta är ett heltäckande övervakningsprogram där man följer igenväxning och vegetationssammansättning i bottenkiktet baserat på förändringsanalyser (jämförelser av Landsat²³-satellitbilder från två

²³ Landsat 5 TM/Landsat 7 ETM; <https://landsat.gsfc.nasa.gov>

tidsperioder). Programmet är endast heltäckande med avseende på öppen myrmark nedanför fjällen vilket innebär att analyserna görs på satellitbilder där annat markslag har maskats bort. Avgränsning av den öppna myrmarken baseras på Svenska marktäckedata²⁴ (SMD).

12.1.2 Kända, väl avgränsade förekomster

Heltäckande övervakning i form av fältinventeringar gäller företeelser som är väl avgränsade och vars förekomst är relativt väl känd från kartor, tidigare inventeringar eller tillgängliga databaser.

Floraväxteriet är inriktat på rödlistade växtarter som man har god kunskap om beträffande krav på livsmiljö och aktuell utbredning och där lokalerna oftast kan avgränsas som sammanhängande områden med likartad miljö (naturtyp, växtsamhälle, jordmån). Lokalerna är digitaliserade med åtminstone en mittpunktkoordinat. I detta program har man möjlighet att följa i stort sett alla förekomster av många av de ingående arterna.

Kännedom om landets ängs- och betesmarker finns i TUVA-databasen som innehåller de objekt som identifierats och inventerats inom två stora nationella inventeringar: Ängs- och hagmarksinventeringen på 1990-talet och Ängs- och betesmarksinventeringen som har pågått sedan början på 2000-talet. **Ängs- och betesmarksinventeringen/TUVA** skulle kunna betraktas som ett exempel på en heltäckande övervakning av kända förekomster. Alla Sveriges ängs- och betesmarksobjekt finns inte registrerade i TUVA och inventeringen var inte ursprungligen designad som en övervakning, i betydelsen att följa en företeelse över tid. Under åren har man försökt komplettera databasen med nya objekt utifrån information hämtad från till exempel Jordbruksverkets blockdatabas och från länsstyrelserna. Man har på senare år också påbörjat en ominventering av objekten i databasen, vilket potentiellt skulle kunna utnyttjas i förändringsanalyser. Om ominventeringen kommer att omfatta alla objekt i TUVA-databasen, kan denna inventering ses som en regelbunden övervakning, om än med ett långt omdrevsintervall.

Öar är en typ av miljö som lätt avgränsas. Alla fågelskär med kolonihäckande fåglar inventeras i de fyra stora sjöarna i övervakningsprogrammet **Insjöfåglar** och **Kustfåglar i Östergötlands län, Fåglar i Kalmar läns ytterskärgård** och **Sjöfåglar på öar** i Halland är tre lokala övervakningar där man inventerar fåglar på i stort sett alla kustöar i länen. Hit kan också räknas **Kustfågelinventeringen** i Södermanlands län trots att den endast är heltäckande i tre delområden av länets kust. Även strandängar, åtminstone i landets 7 sydligaste kustlän täcks av i princip heltäckande fågelinventeringar i programmet **Strandängsfåglar** (några viktiga inlandsstrandängar ingår också).

I den mån åtgärdsprogrammen för hotade arter betraktas som övervakning, dvs. i de program där regelbunden inventering görs över längre tid, är det också fråga om heltäckande övervakning. Kännedomen om förekomsten av de arter som ingår i åtgärdsprogram är som regel god, i och med att programmen i sin verksamhet sammanställer den kunskap som finns. Åtgärdsprogrammen kan alltså utgöra en viktig källa för många annars dåligt täckta organismer.

²⁴ https://gpt.vic-metria.nu/data/land/SMD_produktdeskription_20140325.pdf

12.2 Systematiskt urval

Fler övervakningsprogram strävar efter att ge en för Sverige heltäckande bild av de företeelser som studeras men där utbredningen är alltför omfattande för att täckas med heltäckande inventeringar och karaktären på det som följs inte lämpar sig för enbart fjärranalys. Inventeringarna måste då göras i stickprov och för att få ett stickprov som speglar företeelsen mot en representativ bakgrund av omvärldsfaktorer använder man sig av systematiskt urval. Tillvägagångssättet för ett sådant urval varierar något mellan programmen.

12.2.1 Regelbundet urval på nationell skala

Svensk fågeltaxerings (SFT) standarddrutter, som övervakar fåglar, tillämpar ett lokalsystem med fasta avstånd. I STF:s standarddruttinventeringar har man utnyttjat den ekonomiska kartans rutnät (5x5 km) för att placera lokalerna på jämna avstånd (25 km i såväl Ö-V som N-S) över hela Sverige (totalt 716 lokaler). Varje lokal utgörs av en kvadrat med 8 transekter (1 km långa) i vilkas start man placerat 8 punkter. Inventering av fåglar görs separat längs transekter och från punkter. Nätverket av lokaler är glest, vilket innebär att vanliga företeelser täcks väl medan ovanligare företeelser har en mindre sannolikhet att fångas upp. Med SFT:s standarddrutter följer man i huvudsak fåglar i vanliga landskap.

Riksskogstaxeringen (RT) startade 1923 för att skatta virkesförråd och tillväxt i skog men har under senare decennier utvecklats till en mer allmän övervakning av skogens tillstånd och förändring. I RT utgörs lokalerna av så kallade trakter, totalt ca. 7200, vilka var och en består av provytor utlagda i en kvadrat eller rektangel. För att kunna sammanställa skogen tillstånd nationellt är trakterna systematiskt utplacerade. För att fokusera inventeringarna till det eftersökta marks laget skog, har man valt att variera antalet provytor i varje trakt så att det är högre i norra Sverige (8–12 provytor) än i sydligaste Sverige (4 provytor). I RT har man två typer av trakter, dels permanenta trakter (ca 60% av alla trakter) som återinventeras vart 5:e år och som används för att skatta förändringar, dels tillfälliga trakter som bara inventeras en gång och som tillsammans med de permanenta trakterna används för att skatta rådande tillstånd. Eftersom inventeringen är fokuserad på skog begränsas inventeringen i provytor som hamnat i vatten, bebyggd mark, högfjäll och åkermark till en översiktlig beskrivning baserad på kart- och flygfotomaterial. Skog och övrig mark fältinventeras med avseende på ett stort antal variabler som beskriver skogsbeståndets och växtplatsens tillstånd inklusive vissa variabler kopplade till biologisk mångfald.

Ett sätt att öka täckningen av ovanligare företeelser är att förtäta lokalerna i de regioner där man förväntar sig att de är vanligare. Detta är alltså en form av stratifiering som ökar sannolikheten att få med ovanliga företeelser och minskar stickprovet av de vanligare företeelserna. **Nationell inventering i landskapet i Sverige (NILS)** och **Terrester habitatuppföljning (THUF)** har som mål att beskriva och följa landskapets sammansättning och struktur av betydelse för biologisk mångfald och har (fram till 2021, se nedan) därför utnyttjat en sådan design. Man har i dessa program utgått från samma rutnät som SFT:s standarddrutter men förtätat rutnätet, framför allt i södra Sverige, för att få fler lokaler i regioner som är mer heterogena såtillvida att de innehåller fler naturtyper med begränsad utbredning. Samtidigt har man glesat ut nätet i de mer homogena områdena i norra Sveriges inland. Totalt har man något färre lokaler än STF:s standarddrutter (631). Varje lokal utgörs i grunden av en

5x5 km-ruta men den faktiskt inventerade ytan är en 1x1 km-ruta där fjärranalys utförs. I 12 provytor, placerade på jämna avstånd innanför rutan (längs kanten), utförs fältinventeringar av ett stort antal variabler som återspeglar struktur, funktion och växtlighet. Designen har generellt behållits fram till 2018 men användes därefter endast i fjällen fram till 2021. Det beror på att trots att lokalnätet var förtätat kvarstod problemen att täcka ovanligare naturtyper och en stor del av lokalerna utgjordes av skog som täcks väl av Riksskogstaxeringens övervakning. Detta ledde till att man efter översyn utvecklade en ny design som kan benämnas **nya NILS** (Adler m. fl. 2020). Strategin i den nya designen är att lägga större fokus på fjärranalys och utföra fältinventering enbart på de platser som vid fjärranalysen har visats sig ha potential att kunna innehålla den eftersökta företeelsen (t.ex. en viss naturtyp eller markslag). För att fånga upp så mycket som möjligt av förekomsten av den eftersökta företeelsen utgår man vid fjärranalysen från ett heltäckande 1x1 km-rutnät från vilket man väljer ut ett mycket stort stickprov av rutor (5000 – 20000 rutor beroende på tillgängliga resurser och hur ovanlig företeelsen är). I urvalet använder man sig av ett balanserat stickprovsurval där balanseringen (en form av stratifiering) görs med hjälpvariabler som återspeglar omvärldsfaktorer som är av betydelse för förekomst och kvalitet hos de företeelser man är intresserad av att följa. Urvalstekniken leder till att rutorna i stickprovet innehåller en representativ och väl spridd fördelning av dessa omvärldsfaktorer (Grafström och Schelin 2014, Adler m. fl. 2020).

Rutorna i det stora stickprovet fjärranalyseras inte i sin helhet utan i ett gitter av 196 provytor (10 m radie) utlagda i rutan. Analyserna görs automatiserat med hjälp av modeller för olika kartmaterial (t.ex. Nationella marktäckedata, NMD och Fastighetskartan) och manuellt med hjälp av ortofoto och annan digital information (t.ex. satellitbilder och historiska kartor) där man klassificerar provytorna i olika markslag så detaljerat som möjligt (t. ex. skiljer ut ädellövskog från lövskog eller betesmark från plöjningsbar åker). Fältinventeringen utförs i ett slumpurval av de provytor som potentiellt innehåller det eftersökta fenomenet (alla provytor *utom* de som med 100% sannolikhet *inte* innehåller fenomenet). Urvalet kan också genom viktning riktas mot de markslag man är intresserad av att följa. Hittills används denna typ av design för de nya NILS-programmen **Lövskogar och gräsmarker** och **Fjäll** men möjligheten finns att inkludera andra mindre undersökta markslag och naturtyper (Adler m. fl. 2020).

12.2.2 Riktat urval mot särskilda miljöer

I fall där övervakningen är riktad mot att följa en mindre vanlig typ av miljö, t. ex. gräsmarker, kuster eller våtmarker, finns det ingen anledning att lägga ut ett heltäckande lokalnät över hela Sverige. Man kan ändå vara intresserad av att studera miljön i en spridd och representativ bakgrund av andra omvärldsfaktorer.

Havsstrandsinventeringen följer förekomst och status av strandnaturtyper och ingår i gruppen av NILS-inventeringar. Här gör man ett representativt urval med hjälp av ett hexagonalt nätverk av linjer utlagt längs Sveriges kuster. Ett sådant nätverk ger större chans att träffa linjestrukturer såsom strandlinjer som naturligt ligger i olika riktningar. Punkter väljs ut slumpvis för fältbesök bland korsningar mellan strandlinje och nätverkslinjer och utgör startpunkten för transektinventering upp längs stranden där ett stort antal variabler relaterade till naturtypens status registreras.

Regional miljöövervakning i landskapsrutor (Remiil) består av tre delprogram, **gräsmarkernas gröna infrastruktur**, **småbiotoper i åkerlandskapet** och **vegetation och ingrepp i våtmarker**. Dessa program är delvis administrativt avgränsade då inte

alla län har valt att delta (gräsmarker 18 + 3 län, småbiotoper 11 län och våtmarker 5 län). Deltprogrammen utnyttjar i grunden SFT:s rutsystem för standardrutter men har lagt till förtätningar av rutsystemet med två eller fyra gånger så många rutor, vilket gör att länen kan välja ambitionsnivå på inventeringarna utifrån behov (förekomsten av företeelsen i länet) och resurser. Länen kan också välja att delta med enbart flygbildsinventering i gräsmarksövervakningen (därav de 3 separat redovisade länen ovan). Rutorna (3x3 km) utnyttjas i ett första steg för att, via flygbilder och annat kartmaterial, identifiera förekomsten av småbiotoper (i jordbruksmark), gräsmarker eller våtmarker. Alla identifierade småbiotoper inom rutan inventeras i fält medan provytor läggs ut i identifierade gräs- och våtmarker. Variabler som återspeglar markbeskrivningar, påverkan, skötsel, igenväxning och växtförekomst ingår.

12.3 Slumpvist urval

Slumpvis urval av lokaler har i svenska miljöövervakningsprogram gjorts på två olika sätt. Det ena är ett geografiskt urval där man slumpar utifrån ett heltäckande rutnät. Det andra är ett slumpurval gjort ur register över kända förekomster av den studerade företeelsen.

12.3.1 Geografiskt slumpurval

Skyddsvärda träd är ett gemensamt regionalt övervakningsprogram (9 län i södra Sverige) för inventering av särskilt värdefulla träd (gamla/grova/döda träd, hålträd, hamlade träd) som ett uppföljningskomplement till åtgärdsprogrammet med samma namn. Lokalerna utgörs av 500x500 m rutor där alla värdefulla träd registreras och beskrivs. Lokalerna väljs i två steg där man först slumpar fram kartblad (ekonomiska kartan; 5x5 km) och därefter slumpar fram lokaler inom dessa, totalt 60 – 100 rutor per län.

En liknande design används för fågelinventeringar riktade mot Sveriges kuster. I ett nationellt och flera regionala program utnyttjar man ett heltäckande rutnät för att avgränsa lokalerna. I **SFT:s kustfågelinventering** utgörs lokalerna av 200 rutor (2x2km) med öar, där alla öar inom rutorna inventeras. Rutorna har slumpats ut länsvis med ett stratifierat urval så att fler rutor hamnar i län med en större skärgård och så att rutor finns både i inner- och ytterskärgården. Liknande design med stratifierat urval av rutor och helytesinventeringar av alla öar i rutorna används av de fyra norrländska kustlänen i det regionala programmet **Kustfåglar i Bottniska viken**.

12.3.2 Slumpurval från kända förekomster eller specifika miljöer

Skogsstyrelsen har ett nationellt program, **Uppföljning av biologisk mångfald i skog med höga naturvärden (UBM)**, där inventeringarna är förlagda till nyckelbiotoper i skog. Informationen om förekomsten av nyckelbiotoperna härrör från inventeringar utförda av Skogsstyrelsen och fem stora skogsbolag (Sveaskog, Holmen, Bergvik, Fastighetsverket och SCA). I programmet har man slumpvis valt ut knappt 700 (ca 1%) av de registrerade nyckelbiotoperna. Nyckelbiotoperna är relativt små (oftast <2 ha) och inventeras oftast i sin helhet (<=2 ha).

På liknande sätt har nyckelbiotoper, naturvärdesobjekt och värdeetrakter som ligger i värdefulla bokskogar slumpmässigt valts ut för inventering av utpekade lav- och mossarter inom programmet **Kryptogamer i ädellövskog**. Om objekten är mindre än 3 ha inventeras de i sin helhet, annars utförs inventeringarna i 3 slumpvis placerade hektarrutor.

Det regionala delprogrammet **Rikkärr** (12 län) bygger på att man har kunskap om förekomsten av rikkärr i länen. Rikkärrsobjekten väljs ut slumpvis från totalpopulationen av rikkärr med ett stratifierat urval så att en jämn fördelning av rikkärr i olika storleksklasser uppnås och objekten inventeras i ett gitter av provtytor. Dock utgör totalpopulationen inte alla rikkärr i ett län eftersom de som omfattas av uppföljning av skyddade områden inte ingår.

I **Kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker**, ett nationellt program som inventerar växter, fjärilar och humlor, utgörs lokalerna av ett stickprov av ängar och betesmarker i TUVAdatabasen. Stickprovet (700 objekt) har ursprungligen valts genom slumpmässigt urval bland de rutor i NILS rutnät (5x5km) som innehåller TUVA-objekt. I Norrland var NILS-rutorna förstörade till 15x15km för att öka antalet rutor med TUVA-objekt. I de valda rutorna slumpades 1–4 TUVA-objekt ut med ett PPS-urval (probability proportional to size) vilket gör att större objekt har större chans att väljas. Drygt 16% av det ursprungliga urvalet har efter två genomförda omdrev bytts ut på grund av upphörd hävd, ändrat ägoslag eller att objektet av olika anledningar varit svårinventerat. Samtidigt har några enstaka objekt tillkommit. Data-materialet förändras över tid både för att objekt med upphörd hävd byts ut och att TUVAdatabasen är dynamisk och förändras över tid. Växterna inventeras i provtytor och fjärilar och humlor i transekter jämnt utlagda i objekten.

TUVAdatabasen används även för lokalurval i andra övervakningsprogram knutna till ängs- och betesmarker. Dagflygande fjärilar inventeras i det regionala övervakningsprogrammet **Dagfjärilar i ängs- och betesmarker** som är gemensamt för sex län i sydöstra Sverige. TUVA-objekten som inventeras har valts ut på liknande sätt som i Kvalitetsuppföljningen, men rutsystemet som objekten väljs ur är förskjutet. Fjärilarna räknas dels längs transekter i objekten, dels längs slingor i det omgivande landskapet. Det lokala programmet **Linjeinventering av humlor** har i stort sett använt sig av samma design, men endast använt transekter i objekten. I programmet **Gaddsteklar i jordbrukslandskapet** utnyttjas TUVAdatabasen i kombination med jordartskartan endast för att begränsa urvalpopulationen av inventeringsrutor (kartblad i ekonomiska kartan) till de som innehåller både grusmark och TUVA-objekt. I valda rutor utförs fällfångst och blombesöksinventeringar på lämpliga platser. TUVA-objekt inventeras också i delprogrammet **Slätterängar**.

12.4 Subjektivt urval av lokaler

I några övervakningsprogram är lokalurvalet mer eller mindre subjektivt. Då kan man inrikta övervakningen mot de mest värdefulla objekten eller miljöerna, till platser där man förväntar ha större sannolikhet att hitta den eftersökta förekomsten, till platser man anser vara representativa eller platser som är lätta att ta sig till.

I det lokala övervakningsprogrammet **Flora i ängs- och betesmarker** inventeras typiska hävdberoende kärlväxter (och hävd) i de högst klassade objekten (klass 1 och 2) från Ängs- och hagmarksinventeringen som inte omfattas av annan övervakning (TUVA, Remiil eller uppföljning i skyddade områden) och i **Kärlväxter i sörmländska**

ängs- och betesmarker följer man också de finaste objekten. I båda programmen används jämnt utlagda provytor (gitter). I programmet **Spillningslevande bladhorningar** (dvs. framför allt dyngbaggar) tar man ett stickprov av de ängs- och betesmarksobjekt som har haft de rikaste förekomsterna av denna artgrupp i tidigare utförda inventeringar. Skalbaggars eftersöks i representativa delar av objektet.

Övervakningsprogrammen **Fladdermöss** har placerat sina lokaler både efter experters kunskap om lämpliga biotoper för fladdermöss och fynd i tidigare inventeringar och så att man täcker in olika typer av landskap. Inventeringen utgörs av punkt- eller linjeinventering (den senare med bil) med fladdermusdetektor. Övervakningen av **Utter**, också utförd av experter, görs på platser där man utifrån kartmaterial bedömt att uttrar rör sig och lämnar spår efter sig (t.ex. vid broar över åar). Platserna genomsöks efter utterspår längs vattendragen. Inventeringspunkterna för fågelinventeringen inom **Fåglar i odlingslandskapet** är av länsstyrelsen fördelade i odlingsmark längs de stora älvarna i Norrbotten enligt SFT:s punkttruttsmetodik (se nedan) medan **Myrfågeltaxeringen** i Dalarna görs i form av heltäckande transektinventeringar i våtmarker utvalda för sin fågelrikedom.

Övervakningsprogrammet **Fjällvegetation** tillämpar en blandning av ett systematiskt utlägg och ett mer subjektivt urval. I Norrbotten, där det finns många NILS-rutor, används uteslutande NILS-inventeringar i fjällen medan dessa kompletteras i övriga fjällän med provytor utplacerade på 2–5 utvalda fjälltoppar. Motsvarande hybrid används i **Fjällfågelinventeringen (Häckande fåglar i fjällen)** där SFT:s standardruttsinventering i de tre sydliga fjällänen kompletteras med punkt- eller linjeinventeringar subjektivt utlagda för att representera fjällmiljö.

I några övervakningssystem som utförs av ideella inventerare har man låtit inventerarna själva välja var lokalerna ska placeras. Dessa system har ingen geografisk begränsning i var lokaler får ligga. Det fria valet har inneburit att lokalerna inte är jämnt geografiskt spridda utan är aggregerade till mer tätbefolkade områden och ofta på platser som inventerarna gärna besöker eller som har god förekomst av de inventerade arterna. Fördelen med detta är att det är lättare att rekrytera inventerare till program som förlitar sig på ideella krafter.

Lokalerna (punkterna) för **SFT:s punkttrutter** väljs fritt av de som utför inventeringarna. Programmet består av en del som inventerar fåglar under häckningstid, *sommarpunkttrutterna*, och en som inventerar under vintertid, *vinterpunkttrutterna*. Ofta ingår samma lokal i både vinter- och sommarinventeringen. Varje lokal utgörs av 20 punkter och det finns ingen begränsning i hur utspridda punkterna får vara mer än att de ska hinna besökas under en dag och att de inte ska ligga så nära varandra att individer dubbelräknas. Lokalerna finns över hela Sverige men är koncentrerade till befolkningstäta regioner.

Svensk Dagfjärilsövervakning (SEBMS) låter också sina inventerare välja var lokalerna ska ligga. Lokalerna utgörs i detta fall antingen av en punkt eller av en slinga där dagfjärilar räknas. Även här finns lokaler över hela landet men tätheten är betydligt högre i mer tätbefolkade delar av landet.

Även inom **STF:s natttrutter**, där nattaktiva fåglar inventeras, får inventeraren välja var själva inventeringspunkterna ska ligga. Här väljer inventeraren ut 20 representativa (olika typer av habitat för nattsjungande fåglar) punkter i en 25x25km-ruta med begränsningen att det bara får finnas en sådan rutt med punkter per ruta vilket delvis förhindrar att inventeringspunkter aggregeras till vissa regioner. De 230 rutterna som i dagsläget inventeras är relativt spridda över landet men än så länge har rutterna framför allt besatts i mer tätbefolkade områden.

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Biologisk mångfald och betydelsen av skyddade områden

Utvärdering och indikatorer i ett landskapsperspektiv.

Trots att vi skyddar alltmer natur minskar den biologisk mångfalden i Sverige. För att försäkra oss om att områdesskyddet bidrar till bevarande av biologisk mångfald behöver skyddet utvärderas och dess betydelse mätas. Rapporten tar upp hur sådan utvärdering bör utföras och vilka aspekter som är viktiga att följa.

Rapporten bygger på en genomgång av vetenskaplig litteratur kring såväl programutvärdering som ekologisk teori. Genomgången täcker även den uppföljning av områdesskydd och övervakning av biologisk mångfald som sker i Sverige idag.

I rapporten framgår betydelsen av ett landskapsperspektiv, både vad gäller förståelsen av organismers behov och för att avgöra områdesskyddets betydelse för bevarande av mångfalden.

Forskarnas analys visar att stärkt insamling och tillgängliggörande av data kombinerat med ett strukturerat angreppssätt vid analys kan utgöra en bra grund för vetenskapligt grundade utvärderingar av skyddets betydelse för biologisk mångfald.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.