



Länsstyrelserna **LUND**
UNIVERSITY

FUNKTIONELLA LANDSKAP FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD

Sammanställning från ett kunskapsseminarium



Titel: Funktionella landskap för biologisk mångfald,
sammanställning från ett kunskapsseminarium

Utgiven av: Länsstyrelsen Skåne

Författare: Maria von Post (redaktör), Martin Stjernman, Ola
Olsson, Per Angelstam, Karl-Olof Bergman, Johan
Ekroos, Henrik G. Smith, Anna S. Persson och Erik
Andersson

Beställning: Länsstyrelsen Skåne
Miljöavdelningen
205 15 Malmö
Telefon 010-224 10 00

Copyright: Länsstyrelsen Skåne

Diarienummer: 9275-2022

ISBN: 978-91-7675-275-3

Rapportnummer: 2022:07

Layout: Länsstyrelsen Skåne rapportmall

Tryckeri, upplaga: Länsstyrelsen Skåne, enbart digitala ex.

Tryckår: 2022

Omslagsbild: Höö naturreservat i Kronobergs Län, fotograf Ola
Olsson

Förord

För att bevara och stärka biologisk mångfald och säkra ekosystemtjänster krävs det att det finns livsmiljöer i tillräcklig omfattning och kvalitet i landskapet. Det behövs nätverk av livsmiljöer som är ekologiskt funktionella i ett landskapsperspektiv, en grön infrastruktur, för att säkra populationers långsiktiga överlevnad. För att kunna utvärdera om de insatser som görs för att bevara och stärka biologisk mångfald är tillräckliga behövs indikatorer och beskrivningar för när en funktionell grön infrastruktur har uppnåtts för olika naturtyper. Denna rapport utgör en inledande del i arbetet med att ta fram indikatorer för och beskrivningar av funktionell grön infrastruktur, som i sin tur är tänkt att ligga till grund för förslag om etappmål och slutmål för arbetet med att bevara biologisk mångfald i de svenska naturlandskapen på land och i vatten.

I uppföljningen av miljömålen 2020 skriver Naturvårdsverket att det inte har gått att följa upp tidigare beslutat etappmål för skydd av landområden, sötvattensområden och marina områden eftersom det är ofullständigt utrett för samtliga ekosystem om skyddet är ekologiskt representativt, sammanhängande och funktionellt. Utifrån befintligt bedömningsunderlag är nuvarande naturvårdsinsatser och skyddsformer inte tillräckliga för att miljö kvalitetsmål och internationella åtaganden om biologisk mångfald ska uppnås. Fler aktörer behöver genomföra åtgärder som stärker grön infrastruktur i brukade landskap vardagslandskap. För att få detta att ske måste det vara tydligt för aktörerna vad som behöver göras. Planering och åtgärder behöver göras i samverkan och det behövs gemensamma målbilder för en fungerande grön infrastruktur.

Genom att starta en samverkansåtgärd om utveckling av indikatorer och beskrivningar för funktionell grön infrastruktur vill de medverkande myndigheterna arbeta för samverkan och gemensamma målbilder kring grön infrastruktur och arbetet för att bevara och gynna biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Under år 2021 påbörjade samverkansåtgärden arbetet med att ta fram indikatorer och beskrivningar av en funktionell grön infrastruktur. Beskrivningarna och indikatorerna ska belysa kvalitet, storlek, täthet och konnektivitet hos representativa

naturtyper i Sverige. Syftet är att få bättre underlag för ett fortsatt arbete bland annat för att kunna utveckla mål för funktionell grön infrastruktur som behöver uppnås för att bevara den biologiska mångfalden och stärka ekosystemtjänsterna.

Länsstyrelserna, Skogsstyrelsen, Havs- och vattenmyndigheten, Jordbruksverket och Naturvårdsverket samverkar i detta arbete inom ramen för Miljömålsrådets programområde om Insatser för grön infrastruktur. Länsstyrelserna är drivansvariga och har genom länsstyrelsernas miljönätverks gröna grupp och dess sammankallande förankringsmandatet gentemot länsstyrelsesfären.

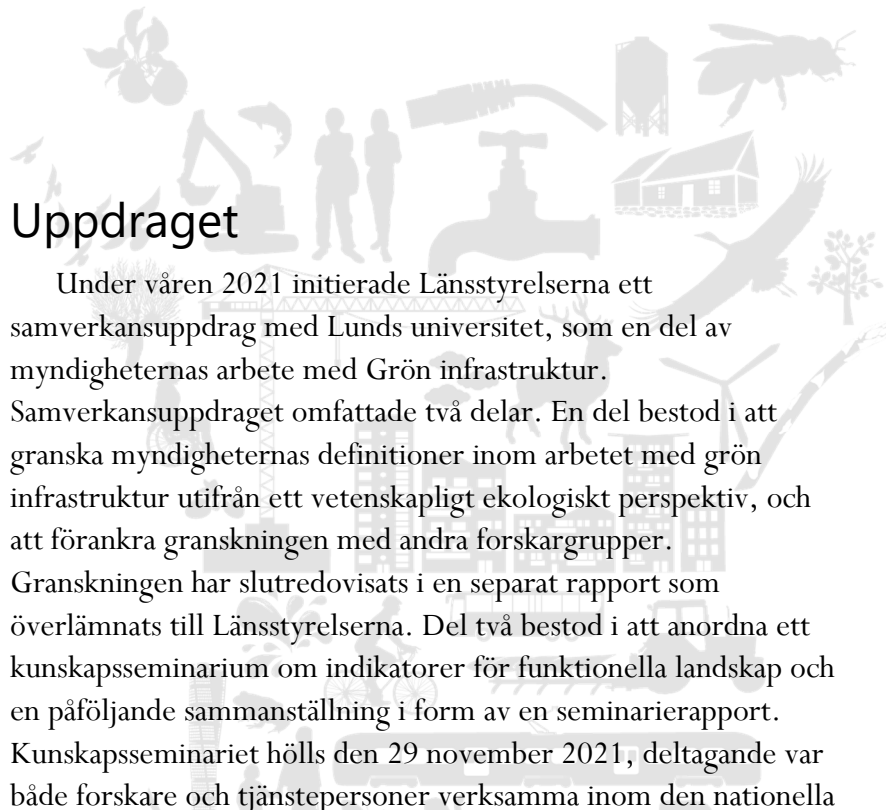
Författarna svarar själva för innehållet och slutsatserna i rapporten, som speglar innehållet i kunskapsseminariet ”Indikatorer för funktionella landskap” som genomfördes digitalt 26 november 2021 och uppföljande diskussioner med myndigheternas arbetsgrupp för samverkansåtgärden och kompletterande information från olika forskningsrapporter och de deltagande forskarna.

Björn Jonsson

Sammanställande för Miljönätverkets Gröna grupp

Innehållsförteckning

FÖRORD	3
UPPDRAGET	5
SAMMANFATTNING	5
INLEDNING	8
Grön infrastruktur för funktionella landskap	8
Rapportens syfte, avgränsning och användningsområde	10
Hur definierar vi biologisk mångfald?	11
Hur definierar vi landskap?	12
FUNKTIONELLA LANDSKAP	15
Naturtypsbaserade habitat och landskap	15
Artbaserade habitat och landskap	19
INDIKATORER	22
Förekomst och sammansättning	26
Strukturella indikatorer	28
Funktionella indikatorer	29
Samlingsindikatorer	30
FUNKTIONALITET I OLIKA LANDSKAPSTYPER	30
Skogslandskap	31
Skogens flera nyttor	31
Funktionalitet för biologisk mångfald	32
Gräsmarkslandskap	36
Biologisk mångfald i gräsmarker	37
Funktionella gräsmarker för hotade arter	38
Odlingslandskap	45
Odlingslandskapets funktioner	45
Biologisk mångfald i odlingslandskapet	46
Olika strategier för bevarande beroende på mål	47
Indikatorer i odlingslandskapet	51
Urbana landskap	53
Staden och dess mångfald	53
Vilken biologisk mångfald finns i staden?	55
Hur gynnar vi den urbana biologiska mångfalden?	56
Funktionella akvatiska miljöer	60
IDENTIFIERADE FRÅGOR ATT ARBETA VIDARE MED	62
SLUTSATSER	67
REFERENSER	69
DELTAGARLISTA KUNSKAPSEMINARIUM	86



Uppdraget

Under våren 2021 initierade Länsstyrelserna ett samverkansuppdrag med Lunds universitet, som en del av myndigheternas arbete med Grön infrastruktur. Samverkansuppdraget omfattade två delar. En del bestod i att granska myndigheternas definitioner inom arbetet med grön infrastruktur utifrån ett vetenskapligt ekologiskt perspektiv, och att förankra granskningen med andra forskargrupper. Granskningen har slutredovisats i en separat rapport som överlämnats till Länsstyrelserna. Del två bestod i att anordna ett kunskapsseminarium om indikatorer för funktionella landskap och en påföljande sammanställning i form av en seminarierapport. Kunskapsseminariet hölls den 29 november 2021, deltagande var både forskare och tjänstepersoner verksamma inom den nationella samverkansgruppen för grön infrastruktur. Rapporten utgår till stor del från de presentationer och diskussioner som hölls under seminariet. De som deltog i kunskapsseminariet (se deltagarförteckning sist i rapporten) har på olika sätt bidragit till rapporten, antingen aktivt som författare eller granskare, eller genom att de var delaktiga i de diskussioner som fördes under seminariet. Materialet från kunskapsseminariet har breddats och fördjupats baserat på vetenskaplig litteratur, tillgängliga presentationer från svenska forskare och olika rapporter.

Sammanfattning

Att utveckla en funktionell grön infrastruktur för bevarande av biologisk mångfald och stärkta ekosystemtjänster utgör en del av det nationella bevarandearbetet och arbetet för att nå de nationella miljömålen (M2013/1086/Nm). För detta behövs det tydliga mål och beskrivningar för när den gröna infrastrukturen är funktionell för de organismer som nyttjar den. Sådana beskrivningar kan omfatta storlek, kvalitet, täthet och konnektivitet av naturtyper och/eller specifika resurser som organismer behöver för långsiktig överlevnad i ett landskapsperspektiv. Med utgångspunkt i det genomförda kunskapsseminariet, syftar vi med den här rapporten till att bidra till bevarandearbetet genom presentationer av vetenskapligt förankrade beskrivningar av funktionella landskap för biologisk mångfald, dels övergripande, dels med exempel från ett antal olika typer av landskap; skogslandskap, gräsmarkslandskap, odlingslandskap, urbana landskap och

akvatiska miljöer. Rapporten är uppdelad i ett antal inledande och övergripande avsnitt och ett antal mer fristående sektoriella landskapsavsnitt. Avslutningsvis presenterar vi ett antal frågor som varit uppe för diskussion under samverkansuppdraget, men som inte varit möjliga att inkludera i detalj i rapporten. Den här sammanfattningen presenterar innehållet i rapporten i korthet samt lyfter några övergripande slutsatser vi har kunnat dra från arbetet.

För att beskriva landskap och dess funktionalitet kan man utgå ifrån naturtyper eller arters behov, där en kombination av de båda utgör en bra grund för att förstå vilken omfattning, kvalitet och fördelning av olika naturtyper och resurser som möjliggör långsiktig överlevnad för arter i ett landskapsperspektiv. För att förstå och följa upp om landskap är, eller hur de kan bli, funktionella för biologisk mångfald finns ett stort antal föreslagna indikatorer. Sådana indikatorer kan bestå av förekomst och/eller sammansättning av arter, habitatstrukturer och dess rumsliga fördelning samt olika mått på funktioner som den biologiska mångfalden bidrar till. Oftast förespråkas en samling av indikatorer som tillsammans kan beskriva tillstånd, hot och möjliga effekter av åtgärder. Vilka indikatorer som ska tillämpas beror på de mål som man vill uppnå med en grön infrastruktur. Från vetenskapen riktas viss kritik gällande att de indikatorer som tillämpas idag inte fångar upp effekterna av åtgärder på ett tillräckligt informativt sätt.

Funktionalitet för biologisk mångfald kan se delvis olika ut beroende på sammanhang. Detta illustrerades på kunskapsseminariet och här i rapporten genom presentationer av funktionella landskap under ett antal sektoriella landskapstyper, som står inför delvis olika utmaningar för biologisk mångfald och landskapsfunktionalitet. Gemensamt för de olika landskapstyperna är att när vi vet målet, till exempel vad man vill bevara, kan vi komma relativt långt med att beskriva och identifiera funktionella landskap med tillgängliga data och metoder. Exempel på detta är bevarande av hotade arter såsom hackspettar i skogsmiljöer eller fjärilar i gräsmarker. Funktionalitet för biologisk mångfald är även viktigt att beakta i relation till landskapets övriga funktioner, såsom ekosystemtjänster, för att bättre förstå konsekvenser av prioriterade åtgärder för just biologisk mångfald. För odlingslandskap kan exempelvis bevarande av funktionella arter för pollinering vara prioriterat (målet), där bevarande av dessa

delvis kan kräva en annan strategi än för bevarande av hotade arter. Bevarande av arter kan också vara viktigt ur andra perspektiv, såsom i ett pedagogiskt syfte. Detta kan vara av särskild vikt i urbana landskap där en stor del av befolkningen bor och verkar och där vi har goda möjligheter att skapa kontaktytor mellan människa och natur, som leder till en ökad kunskap och omtanke om naturen runt omkring oss. Akvatiska miljöer var inte representerade under seminariet men ett kortfattat avsnitt har arbetats in i rapporten inför kommande fördjupningsarbete hos myndigheterna, med exempel som visar på liknande teoretiska resonemang som i övriga inkluderade landskap, och på kopplingar mellan terrestra och akvatiska miljöer.

Från diskussioner under seminariet och arbetets gång har det framkommit några frågor som anses särskilt viktiga att arbeta vidare med. Samverkan och kommunikation mellan forskning och praktik är en fortsatt viktig åtgärd för att överbygga otydligheter och förstå olika resonemang och ståndpunkter bättre, i syfte att tydliggöra målbilder och prioriteringar som bör göras i arbetet med bevarande av biologisk mångfald. Gällande prioriteringar behövs en ökad förståelse för att åtgärder kan ha olika effekt på olika biologisk mångfald, och på ekosystemtjänster, där synergieffekter är önskvärda men inte alltid möjliga. För några livsmiljöer behövs det mer kunskap, så som övergångsmiljöer och en bättre inkludering av akvatiska miljöerna i ett landskapsperspektiv. Det är även önskvärt att de dataunderlag som kan vara användbara vid identifiering av funktionella landskap tydliggörs och samlas för att bli mer lättillgängliga.

Sammanfattningsvis finns det en hel del kunskap och metoder som redan idag kan användas för att beskriva och identifiera funktionella landskap för ett växande antal organismer och livsmiljöer. Viktiga diskussioner som kvarstår för att insatser för grön infrastruktur ska bli så effektiva som möjligt är vilken biologisk mångfald och vilka funktioner som bör prioriteras var. Sådana tydligare målbilder är en förutsättning för det vidare arbetet med att identifiera lämpliga indikatorer för uppföljning av nationella miljömål. Samverkan, både inom och mellan forskning och praktik har varit en viktig del av uppdraget. Samverkan har bidragit till att öppna upp för en tydligare dialog om de frågor som behöver lösas och vi kan konstatera att det är fortsatt viktigt att prioritera denna dialog för en ökad förståelse för olika sektors utmaningar och ansvar, samt var det finns samförstånd och var diskussioner kvarstår.

Inledning

Grön infrastruktur för funktionella landskap

Grön infrastruktur är ett begrepp som rör hur man integrerar bevarande av natur, naturliga processer och väl fungerande ekosystem i planeringsprocesser. Grön infrastruktur kan därför bidra till att långsiktigt bevara den biologiska mångfalden och ekosystemtjänster. Dessutom kan en stärkt grön infrastruktur öka ekosystemens motståndskraft, eller resiliens, mot till exempel klimatförändringar. Utveckling av grön infrastruktur är därför en viktig del av det svenska miljöarbetet och bidrar till att nå flera av miljö kvalitetsmålen (M2013/1086/Nm). I linje med dessa syften arbetar myndigheterna med att identifiera viktiga geografiska områden för biologisk mångfald, och genomför analyser gällande hur och om den befintliga gröna infrastrukturen i de identifierade områdena är funktionell eller om det finns potential för att den genom åtgärder i landskapet skulle kunna bli det. Funktionalitet är emellertid ett relativt begrepp vars betydelse är kopplad till vilket syfte och målbild man har. En av målsättningarna med grön infrastruktur är att den skall bidra till att skapa funktionalitet för *biologisk mångfald*. Det är denna målsättning, och därmed landskapets funktionalitet för att bevara biologisk mångfald som står i fokus i denna rapport. Samtidigt är det dock svårt att behandla denna funktion helt separerat från landskapets övriga funktioner i form av ekosystemtjänster. Detta beror på att ekosystemtjänsterna kan – men inte nödvändigtvis behöver vara – tätt sammankopplade med den biologiska mångfalden, ibland på ett synergistiskt sätt så att mer mångfald ger mer ekosystemtjänster, men också antagonistiskt så att ökad produktion av ekosystemtjänster sker på bekostnad av bevarande av mångfalden. Därför berörs även landskapens andra funktioner i rapporten, särskilt i relation till de delar av landskap som är starkt präglade av människan genom bebyggelse eller produktion av biomassa i olika former.

Fokus på funktionalitet för biologisk mångfald innebär att den gröna infrastrukturen ska bidra till arters långsiktiga överlevnad och till väl fungerande ekosystem. För att säkerställa det långsiktiga målet att bevara arter, krävs att de resurser som arterna är beroende av för att överleva, reproducera sig och sprida sig finns i tillräcklig omfattning. Arters överlevnad påverkas dock inte bara av hur mycket resurser som finns, till exempel i form av

lämpliga livsmiljöer, utan även av livsmiljöernas rumsliga fördelning och hur sammanbundna de är (Hanski 1999; Naturvårdsverket 2010), och att det finns processer som vidmakthåller tillräckliga mängder av olika livsmiljöer. För att förstå vad en funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald är behöver fokus därför ligga på att beskriva tillgängligheten och dynamiken av livsmiljöer eller resurser för organismerna i ett landskapsperspektiv (Dunning m.fl. 1992; Colding 2007). Skyddade områden är viktiga för överlevnaden av många arter, men ett landskapsperspektiv har ett bredare fokus och inkluderar de viktiga bidrag som det övriga landskapet har, både som livsmiljöer och som bryggor mellan skyddade områden, och hur dessa påverkas av omgivningen. Den gröna infrastrukturen inkluderar därför samtliga mer eller mindre gröna miljöer och strukturer i landskapet som kan vara av vikt för de organismer som lever där, inklusive skyddade områden och de vardagslandskap som brukas för exempelvis odling, virkesproduktion och/eller boende (för vidare definition av grön infrastruktur se [Naturvårdsverket](#)).

Arter har olika egenskaper och skiljer sig därför i sina krav på resurser och deras rumsliga fördelning och dynamik. Därför skiljer sig vad som utgör ett funktionellt landskap åt mellan arter. Att skapa funktionella landskap genom att stärka den gröna infrastrukturen kräver därför olika strategier för olika arter och deras livsmiljöer (Ekroos m.fl. 2014; Harrison m.fl. 2014; Ricketts m.fl. 2016). Detta är en utmaning eftersom målsättningen är att bevara en mångfald av arter; olika arter kräver olika typ av grön infrastruktur som dessutom delvis kan komma i konflikt med varandra. Denna svårighet att på ett enhetligt sätt definiera funktionalitet komplicerar diskussionen kring vad som utgör en funktionell grön infrastruktur och riskerar att hämma arbetet med att skapa funktionella landskap. Det är därför nödvändigt att tydliggöra vad målbilden/målbilderna för funktionella landskap är. Med detta som utgångspunkt kan vi utforma och prioritera lämpliga åtgärder, samt planera hur effekter av dessa åtgärder bör följas upp.

Målbilder kan formuleras på olika sätt, till exempel genom att koppla till en viss artgrupp, en viss typ av livsmiljö/naturtyp som gynnar specifika arter, eller en viss ekosystemfunktion som är viktig i landskapet. Utifrån dessa målbilder kan sedan behovet av olika gröna infrastrukturer som ger landskapet den funktionalitet

som krävs definieras. Detta kan slutligen utgöra grunden för att fastställa vad som ska övervakas (indikatorer) och vilka mål för arealer som bör uppnås, samt vilka potentiella hot/möjligheter som finns (Noss 1990). Det finns med andra ord inte ett enkelt svar på vad funktionella landskap är och hur de ska utvärderas, men med tydliga målbilder går det att konkretisera, planera för och genomföra åtgärder som sedan kan följas upp.

Rapportens syfte, avgränsning och användningsområde

Syftet med den här rapporten är att kommunicera väsentlig ekologisk kunskap som är relevant att ha som utgångspunkt inom arbetet med att utveckla målbilder för funktionella gröna infrastrukturer i olika typer av landskap, samt vid planering av bevarandeåtgärder och uppföljning kopplat till detta. Rapporten innehåller därför resonemang kring hur biologisk mångfald, landskap och funktionalitet kan definieras och hur detta är användbart vid beslut om målbilder för funktionella landskap. Detta innefattar bland annat beskrivningar och resonemang som gäller behovet av omfattning, kvalitet och konnektivitet när det gäller olika typer av habitat (livsmiljöer och naturtyper). Rapporten tar också på ett övergripande plan upp exempel på olika typer av indikatorer som kan vara möjliga att använda för att följa upp den biologiska mångfalden och dess förutsättningar på olika rumsliga skalor och som kan användas för att förstå funktionalitet på landskapsnivå. Rapporten syftar inte till att föreslå specifika målbilder, analysmetoder och indikatorer, men däremot att visa på kunskapsläget och användbara exempel som kan utgöra grund för det fortsatta arbetet. Rapporten har huvudfokus på terrestra livsmiljöer, men delar av resonemangen är även tillämpbara i akvatiska livsmiljöer och några exempel på hur funktionella akvatiska habitat har studerats har inkluderats under de sektoriella landskapsavsnitten.

Rapporten kan utgöra ett kunskapsunderlag för myndigheternas arbete med att bevara biologisk mångfald och stärka ekosystemtjänster vid planering och uppföljning av biologisk mångfald. Innehållet i rapporten ska dock inte betraktas som heltäckande, utan som en översikt och vägledning som underlättar vidare fördjupning. Rapporten kan exempelvis användas som stöd i diskussioner om att formulera tydliga

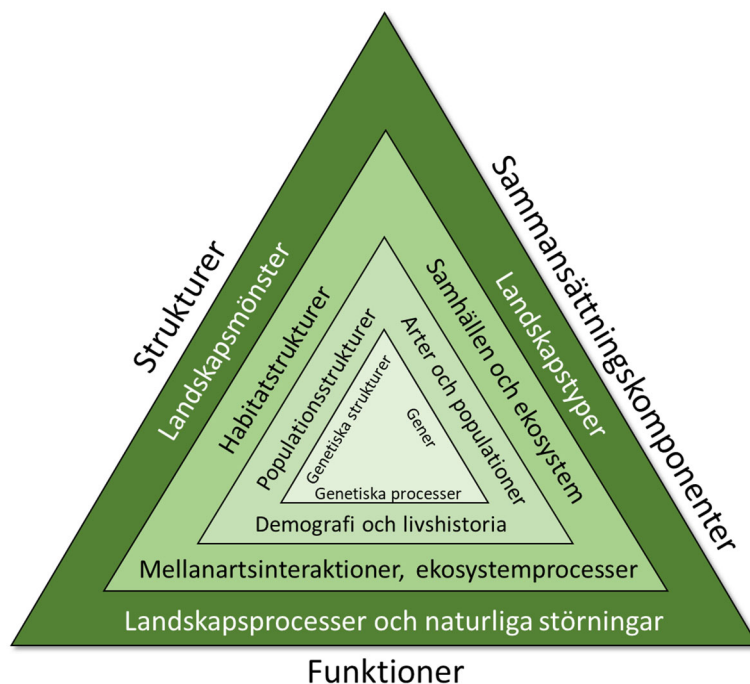
målbilder för funktionella landskap inom arbetet med grön infrastruktur. De nuvarande målbilderna för funktionella landskap upplevs som otydliga av tjänstepersoner, och de indikatorer som används inom miljömålssystemet anses vara bristfälliga när det gäller att följa upp kvalitéer av betydelse för biologisk mångfald och fångar inte upp funktionalitet på landskapsnivå. Rapporten kan även användas för att förtydliga funktionalitetsaspekter som kan vara relevanta att beakta vid utveckling av målbilder, som enligt tjänstepersoner på myndigheter inte i tillräcklig omfattning fångas upp inom dagens arbete med grön infrastruktur och som tydliggjordes under diskussioner på seminariet. Kunskapsunderlaget kan eventuellt även användas som stöd i diskussioner om den återrapportering som sker vart sjätte år i enlighet med Artikel 17 i Art- och habitatdirektivet (92/43/EEC), gällande genomförandeåtgärder och dess effekter på de livsmiljötyper och arter som finns upptagna i direktivets bilaga 1 och 2.

Hur definierar vi biologisk mångfald?

Biologisk mångfald är ett komplext begrepp. I detta avsnitt presenterar vi kort exempel på hur biologisk mångfald kan definieras och beskrivas vetenskapligt, samt hur detta kan tillämpas inom arbetet med funktionella landskap.

Vetenskapliga diskussioner om hur biologisk mångfald ska definieras har pågått sedan begreppet myntades på 1980-talet (se exempelvis Wilson 1988, eller DeLong 1996 för en sammanfattning). Begreppet biologisk mångfald handlar övergripande om variationsrikedomen av gener, arter och ekosystem (Konventionen om biologisk mångfald, CBD 1992). Det finns olika sätt att beskriva den biologiska mångfalden på de tre biologiska nivåerna, som bidrar till förståelse för variation i typer av biologisk mångfald så som förekomst och sammansättning, strukturell variation i tid och rum, samt variation i dess funktioner (se exempel under avsnitt Indikatorer) (Noss 1990; Rosenzweig 1995; Larsson m.fl. 2001; Brumelis m.fl. 2011; Bracy Knight m.fl. 2020). Vidare kan beskrivningarna av mångfalden göras för olika ekosystem på olika rumsliga skalor för att beskriva variationen lokalt inom ett avgränsat område, regionalt mellan olika områden, eller på större nationell eller global nivå. För att bättre förstå vad som utgör ett funktionellt landskap behöver vi, på ett övergripande plan, förstå hur olika

åtgärder som genomförs (till exempel bevarande av livsmiljöer av olika kvalitet, omfattning, rumslig fördelning och konnektivitet) påverkar olika aspekter av den biologiska mångfalden (till exempel arter, funktioner) på olika nivåer av biologisk organisation (till exempel gener, arter, ekosystem) och olika rumsliga skalor (till exempel lokalt, regionalt, nationellt).



Figur 1. Biologisk mångfald beskriver den biologiska variationen inom arter, mellan arter och mellan ekosystem (Konventionen om Biologisk mångfald), som beskriver mångfalden på olika rumsliga skalor, lokalt, regionalt eller nationellt (efter Jonsson m.fl. 2021).

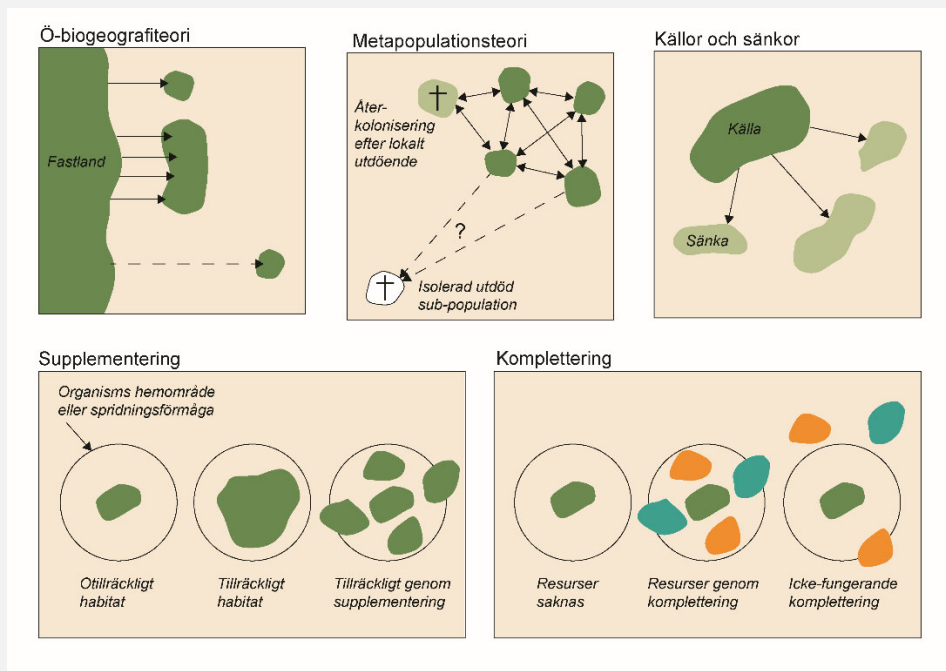
Hur definierar vi landskap?

Arbetet med grön infrastruktur utgår från ett landskapsperspektiv av (minst) två olika orsaker (M2012/722/Nm). För det första genom att fokusera på ekologiska processer på olika rumsliga skalor som bidrar till funktionella landskap, från vikten av kvalitén på lokala habitat till skapandet av funktionella nätverk på landskapsskala. För det andra genom insikten att säkerställandet av essentiella ekologiska processer på olika rumsliga skalor kräver samordnade insatser, det

vill säga att landskap är en utgångspunkt för socio-ekologiska system som kan hantera bevarandet av biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Landskapsbegreppet kan användas för att understryka interaktioner mellan sociala och ekologiska system (Partelow 2018). Denna rapport fokuserar i första hand på den första aspekten (ekologiska processer), som sedan är en utgångspunkt för hur landskap bör förvaltas.

Landskap för ekologiska processer kan definieras utifrån flera olika perspektiv (se exempelvis Wiens 1989; 2005; Angelstam m.fl. 2013, 2019). I den här rapporten definierar vi landskap antingen utifrån naturtypsbaserade resonemang eller utifrån artbaserade resonemang (se avsnitt Funktionella landskap för biologisk mångfald). I ett ekologiskt sammanhang är det naturligt att utgå från hela landskapets sammansättning av komponenter, strukturer och funktioner för arbetet med bevarande av arter och livsmiljöer, eftersom både miljön i ett habitat och i dess *omgivning* påverkar arters förekomst och rörelse mellan habitaterna (se Opdam m.fl. 2003). En rad ekologiska teorier har bidragit till att förstå hur landskapets sammansättning och funktion påverkar olika aspekter av biologisk mångfald. Dessa har applicerats i mer generella resonemang, för att identifiera övergripande principer att tillämpa inom bevarandearbetet som beskrivs i avsnittet [Naturtypsbaserade habitat och landskap](#), och som i mer specifika fall baserar sig på olika arters resursbehov och livshistoria som beskrivs i avsnittet [Artbaserade habitat och landskap](#).

Resonemangen och slutsatserna i den här rapporten bygger på ett antal ekologiska teorier som är av särskild relevans för biologisk mångfald i ett landskapsperspektiv, och som finns presenterade i korthet i Box 1 (från Ekroos m.fl. 2020). Vi resonerar däremot inte i detalj om implikationerna av de olika teorierna för grön infrastruktur, utan hänvisar till tidigare kunskapsrapporter (se exempelvis Naturvårdsverket 2010 rapport 6342 och Ekroos m.fl. 2020).



Ö-biogeografiteori

Ö-teorin (MacArthur och Wilson 1967) beskriver hur antalet arter på en ö bestäms av den jämvikt som uppstår mellan kolonisation av nya arter från fastlandet och utrotning av arter på ön. Denna jämvikt påverkas av öns storlek, där en större ö kan koloniserars av fler arter (fler pilar från fastlandet till en större ö i figuren) som därmed förskjuter jämvikten positivt, och avståndet mellan ön och fastlandet, där kolonisationen påverkas negativt av ökat avstånd (genombruten pil i figuren) som därmed förskjuter jämvikten negativt. I naturvårdssammanhang kan en "ö" vara ett område med bevarad livsmiljö i ett i övrigt exploaterat landskap, likt ett omgivande hav.

Metapopulationsteori

Metapopulationsteorin relaterar till livsmiljöer i starkt fragmenterade landskap, där flera lokala populationer (subpopulationer) i separata fragment av livsmiljöer tillsammans utgör en större helhet, en metapopulation (Hanski 1999). De lokala populationerna är ofta små, och riskerar att dö ut, men återkolonisation kan ske från kvarvarande populationer. Den långsiktiga överlevnaden i landskapet beror därmed på att det finns en jämvikt mellan utdöende och återkolonisation (Hanski m. fl. 1995). Återkolonisation illustreras i figuren med pilar mellan habitat. Osäkerhet i återkolonisation, genombruten pil i figuren, ökar med ökade avstånd. I naturvårdssammanhang handlar detta om livsmiljöers fragmentering.

Källor och sänkor

I landskap som består av en mosaik av olika habitat kan lokala populationer vara kopplade till varandra via så kallade källor och sänkor (source-sink processer). Vissa områden har hög habitatkvalitet, vilket leder till god reproduktion och överlevnad (Källa), och där produceras det ett överskott av individer som sedan kan sprida sig till mindre goda habitat (Sänka) (Pulliam 1996). Från källhabitats uppstår då så kallade spill-över (spillover) effekter, då överskottet av individer bidrar till att återkolonisera habitat av sämre kvalitet med en potential att upprätthålla populationer i ett större landskapsperspektiv. I naturvårdssammanhang kan källor vara viktiga för att bibehålla mångfalden i det vidare landskapet.

Supplementering och komplettering

Mosaikartade landskap består av många olika miljötyper som tillsammans bildar ett varierat landskap där de olika miljötyperna kan ha olika värden för organismer. Resurser (till exempel föda) kan vara så fördelade mellan olika habitat att organismer måste röra sig mellan flera habitat för att tillgodose hela sitt behov, det vill säga områden behöver nyttjas som supplement (tillägg) till varandra (Supplementering i figuren). Olika typer av resurser (exempelvis föda och boplatser) kan fördela sig mellan olika habitat så att individer måste röra sig mellan dessa för att tillfredsställa sina olika resursbehov, det vill säga habitaterna kan nyttjas som komplement till varandra (Komplettering i figuren). I naturvårdssammanhang handlar detta om hur väl förbundna begränsande resurser är för att bevara arter i komplexa landskap.

Box 1. Ekologisk teori relevant för grön infrastruktur modifierad från Naturvårdsverkets rapport 6922, Ekroos m.fl. 2020. Illustratör (C) Anna Persson, www.annapersson.se.

Funktionella landskap

I detta avsnitt presenterar vi två utgångspunkter för hur funktionella landskap kan definieras utifrån naturtypsbaserade eller artbaserade perspektiv. Funktionaliteten som vi utgår ifrån inkluderar i båda fallen de förutsättningar som krävs för långsiktig överlevnad för arter som förekommer i det aktuella landskapet. Dessa förutsättningar består av kvaliteten, mängden och fördelningen av de resurser som arter nyttjar för sin överlevnad, fortplantning och spridning. Ekologisk teori, speciellt landskapsekologi, förklarar detta och är därför värdefull att ha som utgångspunkt för att identifiera värdefulla miljöer eller förutse förväntade effekter av åtgärder (se box 1 för en kort överblick, se vidare exempelvis Hanski 1999; Turner m.fl. 2001; Pulliam 2000).

Naturtypsbaserade habitat och landskap

En vanlig utgångspunkt för att identifiera värdefulla områden och planera bevarandeinsatser är att utgå ifrån naturtyper med olika grad av upplösning i ett hierarkiskt system. Till exempel kan ett område på ett generellt plan klassas som lövskog, men med högre tematisk upplösning som näringsfattig bokskog. Naturtyper används främst för att beskriva omfattning och fördelning av olika specifika vegetationstyper, som i sin tur kan utgöra livsmiljöer för ett urval av olika arter. Ett annat område där naturtyper används för att identifiera särskilda miljöer och dess flora och fauna är i relation till bevarandemål. Ett sådant exempel är i arbetet med Art- och habitatdirektivet, där skyddsvärda naturtyper i ett europeiskt perspektiv finns upptagna i direktivets bilaga 1. Målet för naturtyperna enligt Art- och habitatdirektivet är en gynnsam bevarandestatus, där tillståndet beskrivs utifrån areal och kvalitet som behöver uppnås för att säkerställa ett långsiktigt bevarande av arter som är beroende av naturtypen (92/43/EEC).

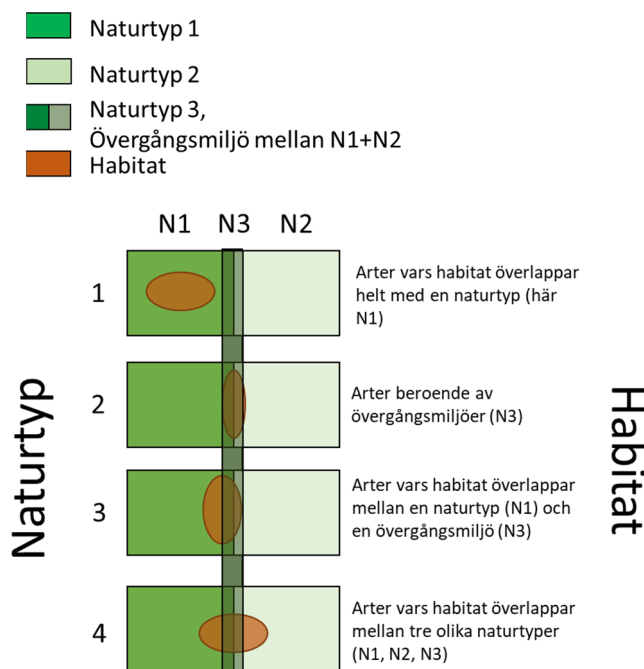
Att utgå ifrån naturtyper kan vara fördelaktigt eftersom det är lätt att kommunicera, geografiskt avgränsa och mäta i areal, och för att täcka in åtgärder för flera arter med sina huvudsakliga resurser inom en viss naturtyp (Dennis m.fl. 2014). Det krävs relativt liten ansträngning (som dock beror på graden av tematisk upplösning) för att avgöra arealer och fördelning i landskapet av en viss naturtyp, exempelvis med hjälp av marktäckedata eller satellitövervakning (Dennis m.fl. 2014). Det kan vara svårare att

med små insatser avgöra en naturtyps kvalitet, så som heterogenitet, förekomst av vissa strukturer, ålder, funktionella konnektivitet eller abiotiska faktorer. För detta behövs det oftast fältbesök och mer ingående inventeringar. På senare tid har dock flera forskare och myndigheter visat på möjligheten med att använda laserscanning och AI/maskininlärning för utvärdering av vissa kvalitetsaspekter, som exempelvis för skogsbestånd (Angelstam m.fl. 2021), eller i gräsmarkslandskap (Dalmayne m.fl. 2013; Möckel m.fl. 2016; Haest m.fl. 2017). Det finns också möjligheter att med hjälp av systematiskt insamlade fältdata som träningsdata utveckla heltäckande underlag med bättre upplösning för naturtypers kvalitéer (Divišek och Chytrý 2018).

När man använder naturtyper som utgångspunkt för att identifiera funktionella landskap är det viktigt att ha i åtanke att naturtyp inte kan användas synonymt med habitat eller livsmiljö, även om detta implicit görs när naturtyp används som bevarandemål i sig (Dennis m.fl. 2014). En naturtyp omfattar enbart en viss vegetationstyp och är att likställa med begreppet biotop. Även om en viss naturtyp har sina karaktäristiska arter, har dessa arter i sin tur delvis olika behov. Begreppen habitat eller livsmiljö utgår i stället från en viss organismgrupps (arts) resursbehov, något som *kan* motsvaras av en viss naturtyp, men oftare handlar om delar av en viss naturtyp eller en sammansättning av (delar av) olika naturtyper (Dennis m.fl. 2014, se fig. 2). Sub-kategorisering av naturtyper ökar risken för att habitat och naturtyp inte överensstämmer, medan en grov indelning i olika naturtyper istället riskerar att inte beskriva habitat på ett sätt som är informativt för bevarandemål (Dennis m.fl. 2014). Det kan vidare vara problematiskt att använda naturtypsindelning för att beskriva ett habitat där arter är beroende av naturtyper i ett visst successionsstadium, som sedan övergår till något annat, något som exempelvis är vanligt i skogslandskap (Hilmers m.fl. 2018), där en fas med ljusälskande lövträdsarter ersätts av skuggfördragande barrträd. Sådana dynamiska system är generellt svåra att hantera inom rumslig planering för bevarande på lång sikt, just på grund av naturtypernas föränderliga natur. Andra exempel där naturtypsindelning kan vara problematisk att tillämpa är inom väldigt komplexa eller brukade landskap där natur förekommer i mindre fragment, exempelvis i odlingslandskap eller urbana landskap. Detta beror både på att naturtyper där ofta inte motsvarar traditionellt beskrivna typer och, inte minst, för att

ekologiska avgränsningar och förvaltningsavgränsningar sällan stämmer överens (Borgström m.fl. 2006).

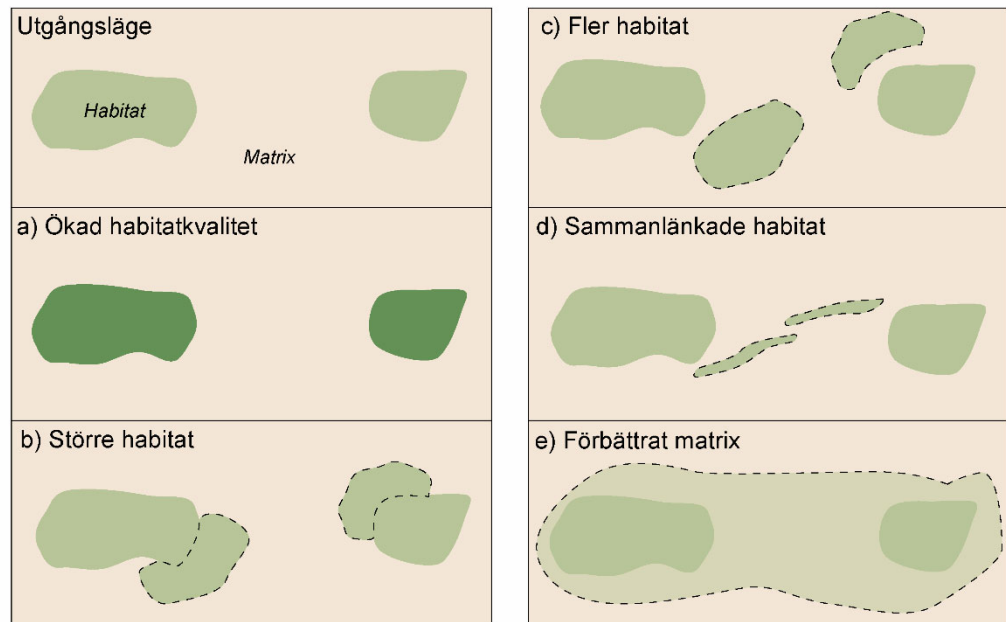
För rörliga arter som fjärilar och fåglar har förekomst av de resurser som arterna behöver visat sig vara ett bättre alternativ för att beskriva habitat jämfört med en naturtypsbaserad utgångspunkt (Canterbury m.fl. 2000; Angelstam m.fl. 2004; Dennis m.fl. 2014; Turlure m.fl. 2019). När man tar utgångspunkt i naturtyper kan därför antaganden om bevarandemål på artnivå behöva kompletteras med mer detaljerad kunskap om den aktuella artens resursbehov, för att inte riskera att missbedöma en arts utbredning, utveckling och/eller framtida behov.



Figur 2. En viss naturtyp kan överlappa med en arts habitat fullständigt (1 i figuren), men ofta fördelar sig arters habitat över flera naturtyper som exempelvis i en övergångsmiljö (2 i figuren), mellan en viss naturtyp och en övergångsmiljö (3 i figuren), eller mellan flera olika naturtyper (3 i figuren) (modifierad efter Dennis et al. 2014).

En bevarandeprincip som föreslagits för ekologiska nätverk och övergripande bevarande av många arter, och som ger en enkel sammanfattning av funktionell konnektivitet, är den så kallade BBMJ-principen (Lawton m.fl. 2010). BBMJ står för *Better, Bigger, More, and Joined* (Isaac m.fl. 2018, se fig. 3), alltså bättre, större, fler och länkade (BSFL). "Bättre" syftar på den lokala habitatkvaliteten och "större" på storleken av habitattyterna. Dessa två faktorer rankas högst för det är de som starkast styr organismernas fortplantning och överlevnad och därmed populationstäthet och populationsstorlek. "Fler" syftar på behovet av att öka antalet habitattytor i landskapet, vilket bör vara nästa prioritet. "Länkade", det vill säga sammanbundna med korridorer eller "stepping-stones" kan också vara viktigt, men trots allt av underordnad betydelse relativt de andra begreppen. Principen, som utgår från vetenskapliga sammanställningar väl grundade i ekologisk teori (se exempelvis Hodgson m.fl. 2011 och Isaac m.fl. 2018 för vedertagna vetenskapliga resonemang), men även praktiska lösningar, har tillämpats exempelvis inom den engelska motsvarigheten till Miljödepartementet (DEFRA, *Department of Environment, Food, & Rural Affairs*). Prioriteringsordningen bygger på att större arealer och områden av högre kvalitet är en grundläggande förutsättning för stora och livskraftiga populationer, vilket minskar eller eliminerar risken för genetisk utarmning och slumpmässiga utdöenden. Större populationer leder dessutom till större spridning mellan områden, det vill säga högre funktionell konnektivitet (Hodgson m.fl. 2011). Fler områden i ett landskap kan dessutom vara fördelaktigt för rörliga arter som använder olika områden för att komplettera behovet av resurser (Dunning m.fl. 1992). Ytterligare åtgärder för bevarande av biologisk mångfald kan åstadkommas genom att minska eventuella negativa effekter från omgivningen på bevarade områden av naturtypen genom att förbättra kvaliteten hos omgivande biotoper (ibland kallad matrix) (Lawton m.fl. 2010). Trots den generella principen att först fokusera på mängden habitat, kan det i vissa landskap vara mer prioriterat att fokusera på att öka spridningsmöjligheterna, till exempel om de är starkt begränsade och/eller ytterligare biotoper att bevara/återställa inte finns tillgängliga. Det finns i grunden ingen universallösning som alltid utgör den mest effektiva åtgärden (Hanski 2005), utan resonemang om vad som är viktigast kräver en analys av målbilden och eventuella hot mot denna i varje enskilt fall, baserad på kunskap om arters behov, där vissa arter kan vara representativa

för en större mängd arter (såsom paraplyarter, se vidare resonemang under avsnitt om Artbaserade habitat och landskap).



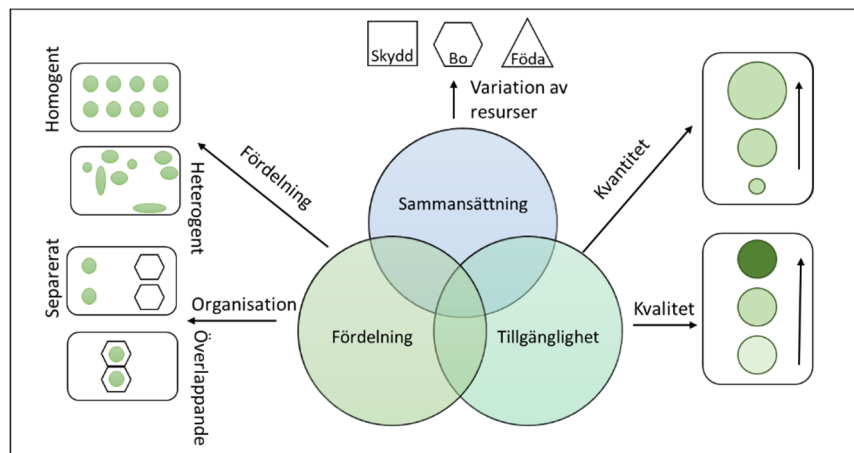
Figur 3. En övergripande bevarandestrategi föreslagen av Lawton m.fl. (2010), och som är väl grundad i ekologisk teori, lyfter åtgärder för bevarande av biologisk mångfald i prioriteringsordningen a) ökad kvalitet, b) ökad storlek, c) ökad mängd habitat, som d) är bättre funktionellt sammanlänkade samt e) åtgärder för att förbättra områden mellan habitatet (figur efter Isaac m. fl. 2018, från Ekroos m.fl. 2020, illustratör © Anna Persson, www.annapersson.se).

Artbaserade habitat och landskap

När fokus är på bevarande av enskilda arter, eller bevarande av artgrupper med gemensamma behov, är det lämpligt att utgå ifrån arternas specifika resursbehov för att definiera habitat och dess bevarande på en landskapsskala (Dennis m.fl. 2014; Olsson och Bolin 2014; Turlure m.fl. 2019). En resursbaserad definition kan utgå ifrån sammansättningen, fördelningen och tillgängligheten av de resurser som arten i fråga är beroende av, där skärningspunkten mellan de tre komponenterna är ett sätt att beskriva det funktionella habitatet eller landskapet (Turlure m.fl. 2019, se fig. 4). Den här utgångspunkten har främst tillämpats på hotade arter med hög grad av specialisering, men har visat sig vara användbar även för mindre specialiserade arter (Turlure m.fl. 2019).

En utgångspunkt i en resursbaserad definition kräver kunskap om de arter som är i fokus jämfört med en naturtypsbaserad utgångspunkt. Detta kan tolkas som att det är svårare att använda en resursbaserad utgångspunkt än en naturtypsbaserad utgångspunkt, men skillnaden är att när arter står i centrum blir resursfrågan mer explicit medan den finns implicit närvarande när man utgår från naturtyper. Även när informationen om resursbehov är bristfällig, är den resursbaserade utgångspunkten ett bra alternativ för att analysera möjliga bevarandeåtgärder för särskilt utpekade arter eftersom den på ett mer flexibelt sätt kan räkna in hur olika bevarandeåtgärder leder till ökad resurstillgång jämfört med en strikt utgångspunkt i en viss naturtyp (Turlure m.fl. 2019). Även denna utgångspunkt utgår ifrån ekologisk teori, men skillnaden är att den kan ta större hänsyn till olika arters unika karaktärsdrag och hur dessa modifierar deras resursbehov (som värdväxter för steklar eller nektarresurser för fjärilar), eller påverkas av fördelningen av resurser i landskapet (exempelvis för mobila arter vars resurser behövs inom en viss radie). Utgångspunkten i resursers fördelning i landskapet kan vara särskilt tillämpbar för arter där resurser förekommer inom olika naturtyper, eller i landskap som är särskilt komplexa, störda eller fragmenterade, vilket medför att resurserna riskerar bli åtskilda i tid och rum (Dunning m.fl. 1992).

En resursbaserad utgångspunkt tillämpas idag exempelvis inom arbetet med ÅGP, åtgärdsprogram för hotade arter. Åtgärdsprogram för hotade arter är ett komplement till skyddad eller på annat sätt naturvårdsförvaltnad natur, då denna natur inte är tillräcklig för att exempelvis tillgodose resursbehovet hos arter som har särskilda krav på resurser i sin livsmiljö (se vidare beskrivning hos [Naturvårdsverket](#)).



Figur 4. En schematisk illustration av ett artbaserat(resursbaserat) habitat. Resurser sammansättning representerar alla de olika resurser som den aktuella arten nyttjar, fördelningen av resurserna visar på hur samtliga resurser förekommer i landskapet, exempelvis jämt utspritt eller mer sporadiskt / heterogent (i tid och rum) samt hur två olika resurser är mer separerade från varandra eller överlappande. Tillgängligheten beskriver i vilken omfattning, det vill säga kvantitet och kvalitet, resurserna förekommer. De tre komponenterna beskriver gemensamt förutsättningarna för en arts långsiktiga överlevnad, det vill säga funktionella habitat. Figur tolkad från Turlure m.fl. (2019).

För att beskriva ett funktionellt landskap är det fördelaktigt att kombinera en naturtypsbaserad och en artbaserad utgångspunkt, och låta perspektiven komplettera varandra. Bevarandemålen för naturtyper bidrar till att identifiera vilket landskap som är i fokus, där en första överskådlig kartläggning av förekomst, omfattning och fördelning av naturtyper av vikt för målbilden kan identifieras med hjälp av relativt lättillgänglig information. För att vidare förstå funktionaliteten i detta landskap, med utgångspunkt i målbilden, krävs en mer detaljerad analys av resurserna för olika arter. De två utgångspunkterna behandlar även de olika gränssnitt för biologisk mångfald som behöver hanteras i praktiken; skydd av utpekade naturtyper respektive resurser för arter av särskilt intresse. Båda utgångspunkterna motiveras av krav på återrapportering till EU avseende art- och habitatdirektivet.

Indikatorer

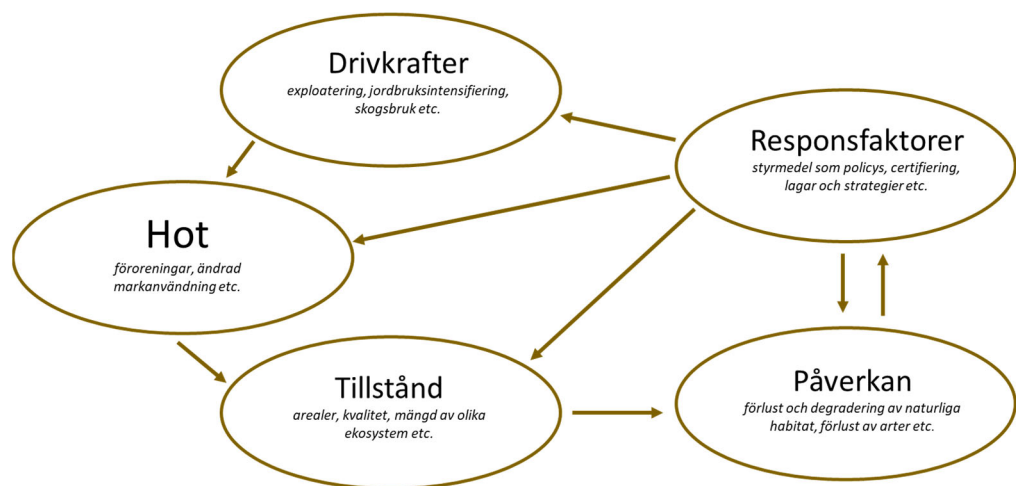
I detta avsnitt beskriver vi övergripande syftet med att använda sig av indikatorer, vad som önskas av en indikator och olika sätt att identifiera lämpliga indikatorer beroende på vad som ska utvärderas. Avsnittet innehåller några beskrivningar av vanligt förekommande indikatorer på förekomst och sammansättning av arter och naturtyper, strukturer, funktioner på olika rumsliga skalor, samt exempel på hur de kan tillämpas. Vi har inte ambitionen att i detalj föreslå vilka indikatorer som ska användas för att följa upp specifika målbilder. Indikatorer är ett omfattande och växande kunskaps- och tillämpningsområde och denna rapport ger enbart en överskådlig presentation, med fokus på några av flera diskuterade frågeställningar om indikatorer. Rapporten bygger på publicerad forskning, men vi är väl medvetna om att det pågår relevant forskning som kan komma att påverka slutsatserna, till exempel inom fyra projekt som finansieras av Naturvårdsverket (se [Indikatorer för biologisk mångfald på landskapsnivå \(naturvardsverket.se\)](https://www.naturvardsverket.se/indikatorer-for-biologisk-mangfald-pa-landskapsnivaa)).

Vad är indikatorer och hur är de användbara för att förstå om landskap är eller kan bli funktionella? Rent definitionsmässigt ska en indikator visa på om något (här ett landskap) förhåller sig på ett visst sätt (här funktionellt), med avseende på ett särskilt syfte (här bevara biologisk mångfald). Indikatorn ska därmed i detta sammanhang ge en signal om huruvida landskapet i fråga möjliggör en långsiktig överlevnad för den biologiska mångfald som står i fokus. I förhållande till policyarbete, som exempelvis handlingsplan för grön infrastruktur, är indikatorer värdefulla då de kan förse oss med information om pågående miljöproblem och dess grad av potentiell skada på miljön, de kan verka som stöd för utveckling av policys och prioriteringar genom identifiering av de främsta hoten mot miljön, och de kan bidra till utvärdering av exempelvis en policys effekter (EEA 1999).

En rad egenskaper som är önskvärda hos bra indikatorer har beskrivits både inom den vetenskapliga litteraturen (se exempelvis Munn 1988; Noss 1990; Pressey m.fl. 2021) och inom policyområdet (se exempelvis OECD 2019; Sahlin m.fl. 2020; Pilstjärna och Hannerz 2020). Några av de egenskaper som återkommer i olika beskrivningar är; 1) de ska ge en tidig signal, 2) möjliggöra en utvärdering av flera olika stressfaktorer för ekosystemet, 3) vara relativt oberoende av provstorlek, 4) lätta och

kostnadseffektiva att mäta, samla in, analysera och beräkna, 5) kunna särskilja mellan naturlig påverkan och antropogena (människt orsakade) effekter, och 6) relevanta i förhållande till en ekologisk process som är av intresse. Med tanke på alla dessa önskvärda egenskaper och komplexiteten i de svar som efterfrågas är det inte rimligt att identifiera en universal indikator, utan det krävs en samling av indikatorer särskilt anpassade till att svara på relevanta frågeställningar relaterade till den aktuella målbilden.

En samling indikatorer kan till exempel bestå av mått på olika aspekter av den biologisk mångfald, som de tidigare presenterade biologiska nivåerna; gener, arter och ekosystem, samt från skalor som beskriver funktionalitet lokalt och på landskapsnivå (fig. 1, se avsnitt [Hur definierar vi biologisk mångfald](#)). Det finns en mängd litteratur, både vetenskaplig och policyrelaterad, som beskriver hur val av indikatorer kan göras (Noss 1990, 1999; EEA 1999; EEA 2007; Vandewalle 2010; Pressey m.fl. 2021) och även vilka indikatorer som är lämpliga att användas i policysammanhang för miljömålsuppföljning (OECD 2004; Sahlin m.fl. 2020). Exempel på ett ramverk som används för att strukturera och tolka betydelsen av olika indikatorer inom miljömålsarbetet är DPSIR (Driving forces, Pressures, States, Impacts och Responses) (EEA 1999). Ramverket bidrar till att förtydliga samband mellan socio-ekologiska drivkrafter och dess påverkan på olika responsfaktorer, alltså orsak och konsekvens (se fig. 5).



Figur 5. DPSIR ramverket som framför allt används inom miljömålsarbete för att identifiera en lämplig uppsättning indikatorer i relation till önskade mål. Ramverket identifierar (i) Drivkrafter (Driving forces), (ii) resulterande Hot (Pressures), (iii) mot miljöns Tillstånd (States of the environment) och (iv) Påverkan (Impacts) från resulterande förändringar i miljökvalitet samt (v) samhällets Responsfaktorer (Responses) på miljöförändringen (EEA 1999).

Indikatorer som används inom DPSIR är så kallade beskrivande indikatorer för vad som händer med miljön och människan (EEA 1999). DPSIR med beskrivande indikatorer är den mest använda typen av indikatorer inom den europeiska miljömålsrapporteringen. Exempel på andra indikatorer som definierats inom policyområdet men som tillämpas i mindre utsträckning och därför inte redovisas i detalj här är; I) Prestationsindikatorer (Spelar det någon roll?), II) Effektivitetsindikatorer (Blir det bättre?) och III) Valfärdsindikatorer (Blir den sammanvägda nyttan större?). Prestationsindikatorer syftar till att mäta skillnaden mellan det nuvarande tillståndet och det önskade och kan vara särskilt användbara i utveckling av policys inom särskilda sektorer (EEA1999). Effektivitetsindikatorer kan visa på resurseffektivitet, exempelvis genom att visa på utsläpp och resursåtgång i relation till BNP per capita och är användbara för att visa på om samhället är på väg åt rätt håll gällande hållbar utveckling. Valfärdsindikatorer är mer övergripande för att beskriva samhällsutveckling genom exempelvis olika hållbarhetsindex.

Av de vetenskapliga förslag på indikatorer som granskats för den här rapporten, utgår flera från liknande resonemang. Här presenterar vi några grundläggande tankar gällande val och kriterier för indikatorer som kan vara relevanta för funktionella landskap för biologisk mångfald (baserade på exempel från Noss 1990; Failing och Gregory 2003; Green m.fl. 2005; Hezri och

Dovers 2006; Donnelly m.fl. 2007; Mace m.fl. 2010; Vandewalle m.fl. 2010; Sidding m.fl. 2016; Pressey m.fl. 2021). Inledningsvis behöver indikatorerna vara relevanta för sitt syfte vilket kan preciseras genom att beskriva, med utgångspunkt i målbilden, *vad* som behöver följas upp/samlas in/övervakas, *varför* och *hur ofta* (*design*). Därefter är det lämpligt att sammanställa befintlig kunskap och datamaterial, inhämta ny kunskap och data om nödvändigt, för att fastställa *nuvarande status* och identifiera vilka *potentiella hot* som finns i förhållande till vad som ska övervakas och varför. Val av indikatorer kommer att variera med dessa preciseringar. Under identifieringsfasen är det viktigt att skilja mellan indikatorer som fångar upp hotbild, nuvarande status och respons, då de bidrar med olika kunskap som tillsammans ger ett helhetsperspektiv gällande de åtgärder som behöver vidtas. För att vidare kunna använda indikatorer för att utvärdera effekter av åtgärder kan upplägg utgå från en vetenskaplig uppställning. Där möjliggörs utvärdering genom att peka ut kontrollområden för jämförelse, även om ett andra alternativ är att utgå från nuvarande status som referenspunkt vid utvärdering av effekter eller att använda sig av kontrafaktisk scenariomodellering (som beskriver utfall med eller utan den tänkta åtgärden). Från vetenskaplig litteratur framkommer en del kritiska synpunkter gällande hur pass väl nuvarande indikatorer som används faktiskt fångar upp effekterna av de åtgärder som genomförs (Failling och Gregory 2003; Green m.fl. 2005; Dänhardt m.fl. 2016; Pressey m.fl. 2021).

I avsnitten nedan presenterar vi några exempel på indikatorer som kan vara av intresse för att utvärdera funktionella landskap, men det finns många fler exempel än de som vi tar upp här och fler är på gång (se exempelvis pågående arbete med [indikatorer i skogsmiljöer](#)). Avsnitten är uppdelade på indikatorer för förekomst och sammansättning av arter och ekosystem, indikatorer gällande spatiala och temporala strukturer och indikatorer för ekosystemens funktioner. Vi presenterar även kort några exempel på vad vi kallar samlingsindikatorer som kan vara särskilt intressanta för funktionella landskap, och som förekommer i den vetenskapliga litteraturen. Detta är ett forsknings- och tillämpningsområde som är både komplext och aktuellt och inte något som kan presenteras mer ingående inom ramen för rapporten.

Förekomst och sammansättning

Under detta avsnitt presenterar vi några exempel på indikatorer som beskriver förekomst eller på olika sätt sammansättningen av arter och ekosystem. Den här typen av indikatorer är vanligt att använda sig av för att beskriva tillstånd för och påverkan på biologisk mångfald och används inom bland annat inom miljömålsrapporteringen.

En typ av indikator som vanligen tillämpas för att beskriva den biologiska mångfaldens status är förekomst, tillstånd och trender för indikatorarter (Sidding m.fl. 2016). Dessa kan användas både som en enskild indikator (en enskild art) och som en samling indikatorarter för att ge en mer heltäckande bild (Sidding m.fl. 2016). Indikatorarterna, som är beroende av mer eller mindre specifika livsmiljöer, antas spegla den biologiska mångfalden i ett vidare perspektiv, till exempel för en grupp av arter som har liknande krav på livsmiljöer. En anledning till den omfattande användningen av indikatorarter är att dessa indikatorer är relativt kostnadseffektiva att följa upp, bland annat för att det ofta finns information att bygga vidare på, samtidigt som de är lätta att kommunicera till beslutsfattare och allmänhet (Sidding m.fl. 2016).



Bild 1. En vanlig indikatorart i form av lunglav på en gammal sälg i Vilhelmina. Fotograf, Per Angelstam.

Förekomst och sammansättning kan också tillämpas för att beskriva mångfalden av arter eller artsamhällen, exempelvis med olika diversitetsindikatorer. Diversitetsindikatorer kan tillämpas för att beskriva mångfald lokalt inom ett avgränsat område, så kallad α -alfadiversitet, eller mer regionalt för att beskriva mångfald mellan olika områden med hjälp av så kallad β -betadiversitet (Jost m.fl. 2010; Tuomisto 2010) (se även Sahlin m.fl. 2020 för fler tillämpningar). Det enklaste mångfaldsmåttet är antalet arter, som väger alla arter lika oavsett hur vanliga de är, och därför ger en förenklad bild av mångfalden i ett område. Andra mått som ofta används är till exempel Shannon-diversitet, som viktar alla arter efter sin relativa frekvens, eller Simpson-diversitet, som ger större vikt åt vanliga arter. Artantal, Shannon- och Simpson-diversitet är exempel på Hill-tal (Hill 1973) och mäts alla på samma skala, nämligen antal arter (till skillnad från Shannon-index och Simpson-index, som är transformeringar på helt olika skalor, Jost 2006). Mångfaldsmått som enbart beskriver antal arter och deras relativa frekvenser fångar inte nödvändigtvis upp relevanta kvalitetsaspekter och tar i sig själv heller inte hänsyn till vilka arter som ingår i diversitetsmåttet. En uppskattning av β -diversitet är däremot ett mått på hur olika de berörda artsamhällena är. En beskrivning av artsamhället kan istället indikera vilken typ av landskap som är i fokus, och vilken kvalitet det landskapet håller (mer eller mindre resurskrävande arter) och möjliga effekter av förändringar i landskapet (förändring i artsamhällen) (Noss 1990; Ferris och Humphrey 1999; Toivonen m.fl. 2016).

Strukturella indikatorer

Strukturella beskrivningar av landskap- och habitat så som area, kvalitet och fördelning av naturtyper, egenskaper och resurser är också vanliga att tillämpa som indikatorer. Strukturella indikatorer används ofta i bevarandesyfte på landskapsnivå, där måtten används för att identifiera mönster viktiga för biologisk mångfald, som exempelvis närliggande områden av samma naturtyp vilka tillsammans kan hysa omfattande biologiska värden i ett landskapsperspektiv.

Strukturella indikatorer har föreslagits inom vetenskapen för att bland annat identifiera kritiska aspekter att ta hänsyn till för att bevara biologisk mångfald (Hanski 2011). Sådana kritiska aspekter kan exempelvis vara tröskelvärden som inte bör understigas när det gäller mängden och fördelningen av habitat i ett fragmenterat landskap (Fahrig m.fl. 2003; Hanski 2011; Angelstam m.fl. 2020). Hanski (2011) har föreslagit en tumregel om att bevara en tredjedel av en tredjedel, som innebär att en tredjedel av landskapet avsätts för skötsel med bevarandesyften i åtanke, och att en tredjedel av denna yta i sin tur är i strikt skyddad. Andra studier har visat att risken för utdöende ökar markant om mängden lämpligt habitat understiger 20-30 % av den totala ytan (beroende på art och på fördelning av kvarvarande habitat) (Hanski och Ovaskinen 2000; Pardini m.fl. 2010). Inom myndighetsarbetet förekommer liknande tröskelvärden som målbilder för bevarandearbetet, med exempelvis Aichi-målet om 17 % skyddad natur för terrestra miljöer och 10 % skyddad natur för akvatiska miljöer (CBD 2010) och målen inom EUs Strategi för biologisk mångfald 2030 med mål om 30 % skyddad natur (COM(2020)380). Viktigt är här att de procentuella målen mäts individuellt för samtliga miljöer som finns representerade nationellt, till exempel kan ett stort areellt skydd av magra fjällbjörkskogar i norr som överstiger målen inte uppväga avsaknad av skydd av produktiva skogar i söder som inte når upp till målen (Hanski 2011). Det finns risker med att applicera den här typen av strukturella indikatorer som övergripande och enda målbild, risker som nyligen lyfts inom den vetenskapliga litteraturen och som omnämnts i ovan text (Angelstam m.fl. 2020; Pressey m.fl. 2021), då ökad andel skyddad natur inte nödvändigtvis leder till bättre bevarande av biologisk mångfald. Det är därför viktigt att kvantitativa mål kompletteras med kvalitativa, precis som Aichi-målet om 17%, som samtidigt

understryker att skyddet ska inkludera områden av särskild betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster som ska bevaras genom effektivt och inkluderande förvaltade, ekologiskt representativa och väl förbundna system av reservat och andra effektiva områdesbaserade skyddsåtgärder, som också är väl integrerade i omgivande landskap.

Strukturella indikatorer kan användas för att avgöra kvalitet lokalt eller regionalt, där hög strukturell variation eller heterogenitet ofta är positivt då det medför en ökad motståndskraft inom ett habitat eller ekosystem (Oliver m.fl. 2015). Strukturella indikatorer för naturtyper på landskapsskala och resurser lokalt kan lämpligen användas i kombination med en indikator för förekomst eller sammansättning, där kunskap om behoven för långsiktig överlevnad i ett landskapsperspektiv för en indikatorart bidrar till att fastställa målbilden. Just den här kombinationen tillämpas ofta vid habitatmodellering (se exempelvis Olsson och Bolin 2014), och beskrivs vidare nedan under avsnittet samlingsindikatorer.

Funktionella indikatorer

Indikatorer för funktionella landskap kan även vara inriktade på att mäta och beskriva hur väl de ekologiska processerna som bevarar livskraftiga populationer fungerar, och bidrar till att bidra med olika ekosystemtjänster i landskapet.

Funktionalitet kan exempelvis studeras genom att följa upp produktivitet, för biologisk mångfaldsfunktioner kan detta vara total mängd biomassa (van der Plas 2019), eller mer kopplat till ekosystemtjänstfunktioner kan det vara skördenivåer för grödor som är beroende av funktionsdrivande organismer (Moonen och Bárberi 2008). Indikatorer för ekosystemfunktioner kan även vara förekomst, täthet och sammansättning av arter som är viktiga för specifika ekosystemfunktioner, såsom pollinatörer för vissa växter i naturliga habitat eller grödor i odlingslandskap (Biesmeijer m.fl. 2006). Artsammansättning kan i det senare fallet vara relevant att mäta särskilt med avseende på funktionella egenskaper. Exempel på egenskaper som kan återspegla landskapsfunktionalitet kan vara de förekommande arternas storlek, specialiseringsgrad eller spridningsförmåga, där representation kan återspegla

tillräcklig/brist på arealer, låg/hög habitatkvalitet och hög/låg funktionell konnektivitet (Vandewalle m.fl. 2010).

Samplingsindikatorer

Som tidigare nämnts så kan de olika indikatorerna kombineras för att samlat beskriva flera aspekter av funktionalitet för biologisk mångfald i matematiska modeller såsom habitatmodeller eller olika landskapsindex. Utgångspunkten för den här typen av indikatorer är ofta en arts eller artgrupps resursbehov för nödvändiga ekologiska processer, kombinerat med de unika egenskaper som kan påverka hur arterna svarar på olika förändringar, samt strukturell information om landskapet som är viktig för arterna. Genom att mäta eller skatta sambanden mellan de olika aspekterna matematiskt kan man beskriva ett funktionellt landskap för olika arter eller artgrupper. Det finns många olika sätt att modellera funktionella landskap, där en detaljerad genomgång inte ryms inom arbetet med den här rapporten. Däremot presenteras flera exempel på pågående projekt som tillämpar den här typen av indikatorer under de sektoriella landskapsavsnitten (skogslandskap och odlingslandskap). Det pågår vidare fler relevanta forskningsprojekt på nationell nivå som kan vara aktuella för fördjupande diskussioner om indikatorer på landskapsnivå längre fram (se Naturvårdsverket – [Indikatorer för biologisk mångfald på landskapsnivå](#)).

Funktionalitet i olika landskapstyper

De följande fyra textavsnitten hanterar funktionella landskap sektoriellt med fokus på fyra huvudsakliga typer av landskap: skogslandskap, gräsmarkslandskap, odlingslandskap och urbana landskap. Även om akvatiska miljöer inte omfattades i uppdraget har vi inkluderat ett kortare avsnitt här i syfte att lyfta några exempel inför det vidare arbetet med dessa landskap.

Uppdelningen i olika landskapstyper innebär inte att de resonemang som förs under varje avsnitt enbart är gällande för det aktuella landskapet eller att det följer en naturtypsbaserad utgångspunkt, utan resonemangen kan utgå både från naturtyp i form av biotoper, och från en artbaserad habitatdefinition för specifika arter (se ovan avsnitt om [Funktionella landskap för grön infrastruktur](#)). Texterna i varje avsnitt utgår från de presentationer som hölls på kunskapsseminariet den 29 november

2021 och är skrivna i samarbete med de forskare som presenterade; Skogslandskap - Per Angelstam, Gräsmarkslandskap - Karl-Olof Bergman, Odlingslandskap - Johan Ekroos och Henrik G. Smith, Urbana landskap - Anna S. Persson. Akvatiska miljöer – Per Angelstam. Vidare har Erik Andersson bidragit med författande av avsnittet om urbana landskap. Avsnitten är granskade och godkända för inkludering i rapporten. Textavsnitten är möjliga att läsa som fristående avsnitt och syftar till att bidra med goda exempel på hur målbilder kan variera beroende på vilken biologisk mångfald som är i fokus, men även med om fokus är biologisk mångfald som sådan eller mångfaldens värde för människor i form av ekosystemtjänster.

Skogslandskap

Skogslandskapet är en av de svenska landskapstyper som brukas flitigt av människan, och där det därför ofta finns många, ibland konkurrerande mål, för dess nyttjande. Skogen är att betrakta dels som ett odlingssystem för produktion av skogsråvara, dels som ett komplext dynamiskt system för den biologiska mångfalden med motsvarande mål för bevarande. Skogen är också viktig för människan på olika sätt, och för klimatreglering. Politiskt är målen för produktion och biologisk mångfald idag formellt likställda (Regeringen 2008). Eftersom en intensiv produktion av råvaror i skogen kan medföra negativa konsekvenser för biologisk mångfald, står dessa båda mål i konflikt med varandra (Niemelä m.fl. 2005; Larsson m.fl. 2011; IPBES 2019), något som lett till en intensiv och pågående debatt om vad vi egentligen ska nyttja skogen till (SOU 2020:73). Denna debatt om skogens jämställda mål för biologisk mångfald och produktion visar på vikten av att identifiera relevanta målbilder för funktionella landskap inom arbetet med grön infrastruktur, eftersom den gröna infrastrukturen ska gynna både skogens biologiska mångfald men även dess ekosystemtjänster såsom produktion av virke, rekreation, bevarande av kulturarv eller inlagring av kol.

Skogens flera nyttor

Skogen är det dominerande markslaget i Sverige, med 69 % av landytan klassad som skogsmark, och där merparten av skogsmarken nedanför fjällskogarna består av produktionsskog (SLU 2021). Endast ungefär 9 % av skogsmarken är formellt

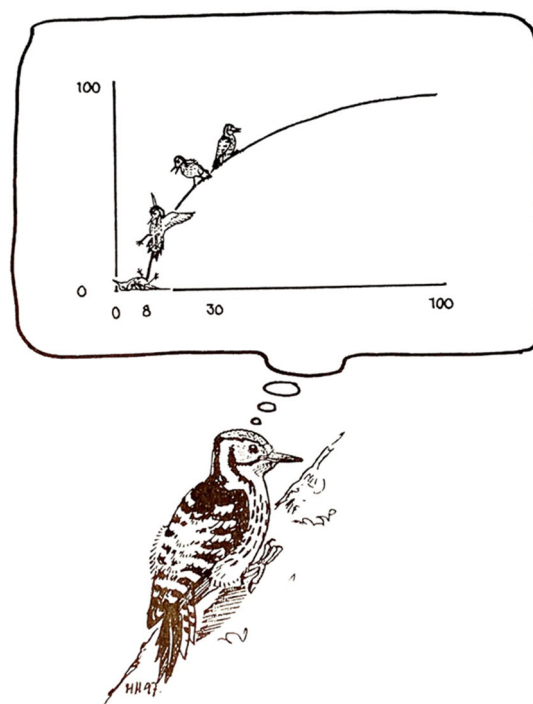
skyddad i någon form, exempelvis genom nationalparker, naturreservat, biotopskyddsområden eller naturvårdsavtal (SCB 2021:5), med en övervägande del i den fjällnära skogen. Över tid har andelen skog som fokuserar på att producera industriråvara ökat, medan äldre skog, mer gynnsam för att bevara biologisk mångfald, har minskat kraftigt. Denna process började i södra och mellersta Sverige för lång tid sedan, men dröjde längre i norra Sverige där detta fortfarande pågår (Svensson m.fl. 2018, Angelstam och Manton 2021; Naturvårdsverket 2021). Samtidigt har formellt skyddade och frivilligt avsatta områden ökat. Med den nuvarande utvecklingen har vi en pågående nettoförlust av de resurser som behövs för att bevara ett flertal arter kopplade till skogsmiljön, framför allt resurser i form av hård död ved och äldre skog (Angelstam m.fl. 2020; SOU 2020:73). Även om det genomförs goda insatser för biologisk mångfald i skogen (exempelvis inom arbetet med grön infrastruktur), är det viktigt att se till helhetsperspektivet där resurser viktiga i ett funktionellt landskap för skogens arter fortsatt minskar (Angelstam m.fl. 2020).

Skogen är fördelad över flera ekologiska regioner definierade av klimat- och markkvalitetsförhållanden och kan grovt indelas i fjällbjörksregionen i norra Sverige, norra och södra barrskogsregionen i norra och mellersta Sverige följt av barrblandskogar och lövskogsregionen längst i söder. Sveriges nord-sydliga utsträckning medför att skogen innehåller många olika livsmiljöer. Enligt Art- och habitatdirektivets naturtypsklassning (Eide m.fl. 2014; 92/43/EEC) förekommer 16 olika naturtyper för skog i Sverige. Olika skogsnaturtyper hyser olika förutsättningar för biologisk mångfald vilket ger utmaningar för hur man definierar funktionalitet. Målbilden för skogen kommer därmed att variera, både med avseende på den biologiska mångfalden och med de andra nyttor som önskas av skogen. Ett skogslandskap innehåller flera olika gröna infrastrukturer, såsom alsumpskog, hedbokskog och sandtallskog, som måste analyseras, planeras och skötas var och en för sig.

Funktionalitet för biologisk mångfald

För att utvärdera eller utveckla en funktionell grön infrastruktur krävs det kännedom om tillstånd och trender för skogens livsmiljöer, arter och dess resurser. Möjligheten att en art ska

trivas i en viss livsmiljö minskar allteftersom resurserna som utgör dess livsmiljö minskar. Påverkan för arten är initialt liten, men efter en viss förlust av resurser (ett så kallat tröskelvärde) riskerar arten försvinna ur landskapet (se figur 6). Om resurserna i form av kvalitet är låga från början, eller om arten har höga resurskrav, kan den negativa effekten uppstå tidigare (högre tröskelvärde), där kunskap om hackspettars behov av död ved för att hitta föda utgör ett bra exempel på hur tröskelvärden kan variera med kvalitet (Angelstam m.fl. 2003, Roberge m. fl. 2008). Grundliga översikter av tröskelvärden för död ved som en viktig egenskap i naturligt dynamiska skogar är i linje med de tidigare nämnda nivåerna om ca 20-30 % (Müller och Bütler 2010). Alla kvantitativa mått måste kompletteras med kvalitativa kriterier så som kvalitet, area och arters behov och egenskaper, som är viktiga att väga in i en analys av ett funktionellt landskap för biologisk mångfald (se ovan om Aichi-målet nummer 11).



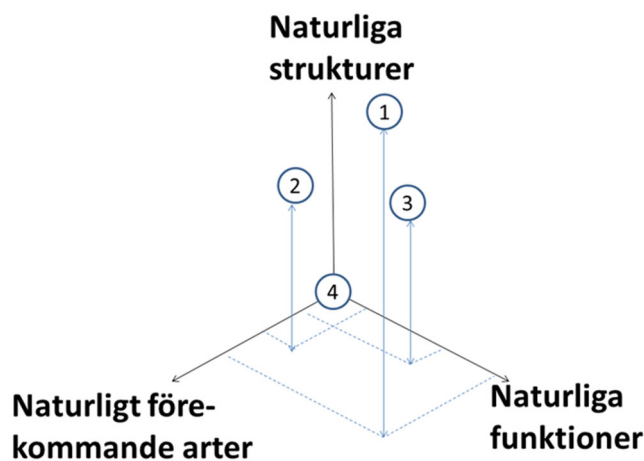
Figur 6. Det finns tröskelvärden för hur förlust av livsmiljöer påverkar arter i ett landskap (från Angelstam och Andersson 1997). Illustratör Martin Holmer.

Ovan beskrivna exempel med utgångspunkt i en art, gärna karismatisk, dess livsmiljö och resurskrav, är en möjlig utgångspunkt för att ta fram målbilder gällande funktionella landskap (Schlagloth m.fl. 2018). Det är även en utgångspunkt för

bedömning av status, åtgärder och uppföljning av landskapets funktionalitet, något som forskare vid flera lärosäten i Sverige tillämpar på olika sätt. I projekt vid SLU (Angelstam m.fl. 2020) och vid Mittuniversitetet ([Indikatorer för skogslandskapets gröna infrastruktur](#)) använder sig forskare exempelvis av olika mått för att mäta skogens kvalitet, i syfte att göra bedömningar av skogens funktionalitet med hjälp av modelleringar (se Svensson m.fl. 2019, rapport 6910 för detaljerad beskrivning av ingående data, modeller och mjukvaruprogram som används). I detta projekt har Bubnicki m.fl. (pågående studier) bland annat tagit fram en modell för funktionella landskap utifrån dokumenterade områden med höga naturvärden. För att identifiera funktionella landskap utifrån ett artperspektiv tillämpades resurskrav för olika arter lokalt (area av lokala områden på mellan 5 och 50 ha) och på landskapsnivå (tröskelvärde > 20% lämpligt habitat inom definierade landskapsfönster om 2×2 eller 5×5 km). Flera av de ingående arterna används redan idag som indikatorarter för rapportering av de svenska miljömålen (se vidare Green, Haas och Lindström 2021). Resultatet från modelleringen validerades mot inventeringsdata för de aktuella arterna, med god överensstämmelse (Angelstam m.fl. 2020).

Skogsområden med höga naturvärden spelar en särskilt viktig roll som värdekärnor för fungerande gröna infrastrukturer genom att tillhandahålla livsmiljöer för ett stort antal arter, och bidra till att leverera olika ekosystemtjänster. Att identifiera sådana områden kräver vanligtvis kostsamma och tidskrävande fältundersökningar. Inom pågående arbeten i forskargruppen från SLU och Mittuniversitet används satellitdata, som analyseras med hjälp av så kallad machine learning (AI), för att på ett resurseffektivt sätt bidra med ytterligare detaljerad information om skogens kvalitet (Bubnicki m.fl. pågående studier). I denna studie tillämpades en prediktiv modelleringsmetod för att bedöma alla hektarrutor (drygt 28 miljoner) i hela Sverige (uppdelat i 5 ekoregioner) för (den potentiella) förekomsten av skogsområden med höga naturvärden. Maskininlärningsalgoritmen Random Forest (RF) och tillgängliga högupplösta (10×10 m) rumsliga heltäckande data användes för att beskriva landskapets konfiguration, topografi, skogars strukturella egenskaper och olika socioekonomiska faktorer. Modellen tränades och dess prestanda testades med hjälp av en landtäckande databas för skogsområden med höga naturvärden. De slutliga RF-modellerna genererade förutsägelser med hög noggrannhet och god prediktiv förmåga

(ROC AUC i intervallet 0,86 - 0,88 för alla ekoregioner). Med hjälp av en omfattande uppsättning av oberoende rumsliga data bekräftade vi de förutspådda sannolikheterna för skogar med höga bevarandevärden i verkligheten. Identifiering av skogar med höga naturvärden som tas fram via AI kan sedan användas för analyser enligt BSFL-principen (Lawton m.fl. 2010), baserat på aktuella arters karaktärsdrag och resursbehov, och användas i modelleringar som tydliggör sannolikheten för en funktionell grön infrastruktur i olika skogstyper i Sverige. Artperspektivet kan sedan vidareutvecklas till mer övergripande resonemang som omfattar fler arter, olika strukturer och funktioner (Gao m.fl. 2014; Marín m.fl. 2021) (fig. 7), om relationen där emellan är vetenskapligt fastställd (se Gao m.fl. 2015).



Figur 7. Illustration av fyra potentiella tillstånd för olika kombinationer av skogars grad av naturlighet illustrerad med de tre axlarna; naturligt förekommande arter, strukturer och processer (naturligheten ökar längs med axlarna). Skog 1 representerar ett naturligt dynamiskt skogslandskap med alla förekommande arter, strukturer och processer. Skog 2 är ett isolerat litet skogsfragment med fortfarande ganska naturliga strukturer men för litet för att upprätthålla livskraftiga stammar eller naturliga störningsdynamik. Skog 3 har fått tillbaka naturliga processer, men strukturerna och arterna har ännu inte kommit tillbaka. Skog 4 är brukad med låg grad av naturlighet (efter Brumelis m.fl. 2011).

Ovanstående exempel visar på olika sätt att identifiera funktionella landskapsavsnitt med hjälp av modelleringar av strukturella indikatorer kombinerat med kunskap om indikatorarters resursbehov och egenskaper, eller med hjälp av

kännedom om arters faktiska förekomst (inventeringsdata). Dessa tillvägagångssätt kan kompletteras med att inkludera skogens dynamiska komplexitet, med exempelvis skogar i succession, kulturpåverkan i brutna mosaiklandskap och brandfält (se Larocque m.fl. 2016), liksom att utvärdera olika intressentgruppers visioner.

För att skapa motståndskraftiga skogslandskap, vilket är en viktig aspekt för funktionalitet över tid, behöver systemen tåla och kunna återgå till produktiva system för biologisk mångfald och ekosystemtjänster, även vid extrema händelser så som svår torka eller brand. För att uppnå högre motståndskraft behövs det olika typer av skötsel i skogslandskapet som skapar variation i skogens struktur och funktion (Kuuluvainen m.fl. 2021), och mer fokus på de processer som påverkar de skogliga ekosystemens funktion, så som klövviltbete, torka, brand, skadedjursangrepp och multiskador (Felton m.fl. 2020).

Diskussionerna om biologisk mångfald i skogen, med fokus på allt från förekomst av arter till resiliens, har pågått under en längre tid, och har intensifierats (Angelstam m.fl. 2022) i skenet av riktlinjer om biologisk mångfald och skog på EU-nivå (EU kommissionen 2020, 2021). I detta avsnitt har vi presenterat några exempel på funktionella landskap för olika skogstyper och arter, och hur dessa kan följas upp, men skogen som dynamiskt system behöver beaktas i större omfattning för att bättre förstå funktionalitet över tid. Det finns ett högt tryck på den gröna infrastrukturen i skogen kopplat till ett intensivt skogsbruk, och takten på arbetet med att skapa funktionella landskap för biologisk mångfald behöver öka. Samtidigt finns externa faktorer som klimat, och scenarion för ändrad produktion och konsumtion av naturresurser på grund av olika pågående internationella omständigheter.

Gräsmarkslandskap

Gräsmarker utgör, till skillnad från skog, en väldigt liten andel av Sveriges totala markareal. Mindre än 5 % av landets yta består av naturligt gräsbevuxen mark (Jordbruksverket och SCB 2019). Med rätt förutsättningar, som exempelvis vid näringsfattiga förhållanden i ängs- och betesmarker, har gräsmarker en potential att hysa stor biologisk mångfald (Pärtel m.fl. 2005; Melts m.fl. 2018), och till bidragande av ekosystemtjänster (Bengtsson m.fl.

2019). I detta avsnitt är just dessa biologiskt rika livsmiljöer i fokus, där en stor andel av arterna knutna till ängs- och betesmarkerna är specialiserade till de resurser som återfinns just här. I takt med att plantageskogarna blir tätare och tätare blir också utrymmet mindre för gräsmarksarter i våra skogar (Hedwall och Brunet 2016), vilket ytterligare förstärker betydelsen av dessa marker.

Biologisk mångfald i gräsmarker

Mängden ängs- och betesmarker har minskat kraftigt i takt med vårt förändrade nyttjande av gräsmarker som källa till foder för våra betesdjur, exempelvis har övervägande andel av hagmarkerna försvunnit sedan 1940-talet (Eriksson m.fl. 2002; Adriaens m.fl. 2006; SCB 2019). Tidigare gräsmarker har till stor del vuxit igen, eller så har markanvändningen förändrats på annat sätt så att dess värden för gräsmarkens biologiska mångfald minskat. Att bibehålla funktionella och biologiskt rika gräsmarkslandskap, trots en liten total mängd area, är därmed en utmaning och av särskilt stor vikt för bevarande av de organismer som är specialiserade till dessa miljöer.

Anledningen till att vi trots minskningen av andelen gräsmarker har arter kvar i vissa landskap är antingen på grund av att det råder en utdöendeskuuld i dessa landskap (Lindborg och Eriksson 2004; Cousins 2009; Kuussaari m.fl. 2009), eller för att landskapen de facto är funktionella för arterna. Men var går gränserna för när gräsmarkslandskap blir funktionella? Det går att identifiera, men beror såklart på vilka arter som är i fokus. Ett exempel på vad som utgör ett funktionellt habitat och landskap för dagfjärilar kan beskrivas genom tillräcklig omfattning, mängd och fördelning av värdväxter och födoresurser för fjärilarnas förekomst och reproduktion. Om fjärilarna ska kunna överleva och reproducera sig behöver kvalitet och area på resurserna överstiga en viss nivå (ett tröskelvärde). Denna nivå måste dessutom bibehållas över tid för att möjliggöra långsiktig överlevnad, något som påverkas positivt av ökad area och variation (Hanski och Ovaskainen 2000).

Funktionella gräsmarker för hotade arter

Inledningsvis behöver vi först förstå fjärilens resursbehov lokalt. För fjärilar som behöver resurser i form av värdväxter och nektarkällor, har studier visat att just tillgången, det vill säga mängd och kvalitet, av värdväxterna är avgörande för både populationstäthet och populationsstorlek (Thomas m.fl. 2011). Gullvivefjärilens resursbehov visar på ett illustrativt sätt hur viktig resurstillgången, mängd och kvalitet inom räckhåll, är för populationstillväxt. Gullvivefjärilen är, som namnet antyder, beroende av just gullvivor som värdväxt (Eliasson m.fl. 2005). Gullvivor är relativt vanliga, men ändå minskar gullvivefjärilen (Eliasson 2012); varför är det så? Studier har visat att det inte bara är förekomst av resurser som är viktigt, utan även kvalitet av resursen (Grieff-Andersson 1998; Persson 2006). Stora gullvivor har visat sig vara äggbärande i större utsträckning än små gullvivor (Grieff-Andersson 1998; Turner m.fl. 2009). Gullvivefjärilens honor föredrar också att lägga ägg på gullvivor som är mer näringsrika (Persson 2006). Dessutom är det fördelaktigt om de stora och näringsrika gullvivorna finns i kluster som ligger nära varandra (Turner m.fl. 2009), och i närheten av andra resurser som fjärilarna behöver, som exempelvis buskar som troligen skyddar gullvivorna från att torka ut innan larverna hunnit äta klart (Grieff-Andersson 1998; Turner m.fl. 2009). Slutsatsen är att flera olika resurser av god kvalitet krävs, och att de måste finnas inom artens rörelseområde.

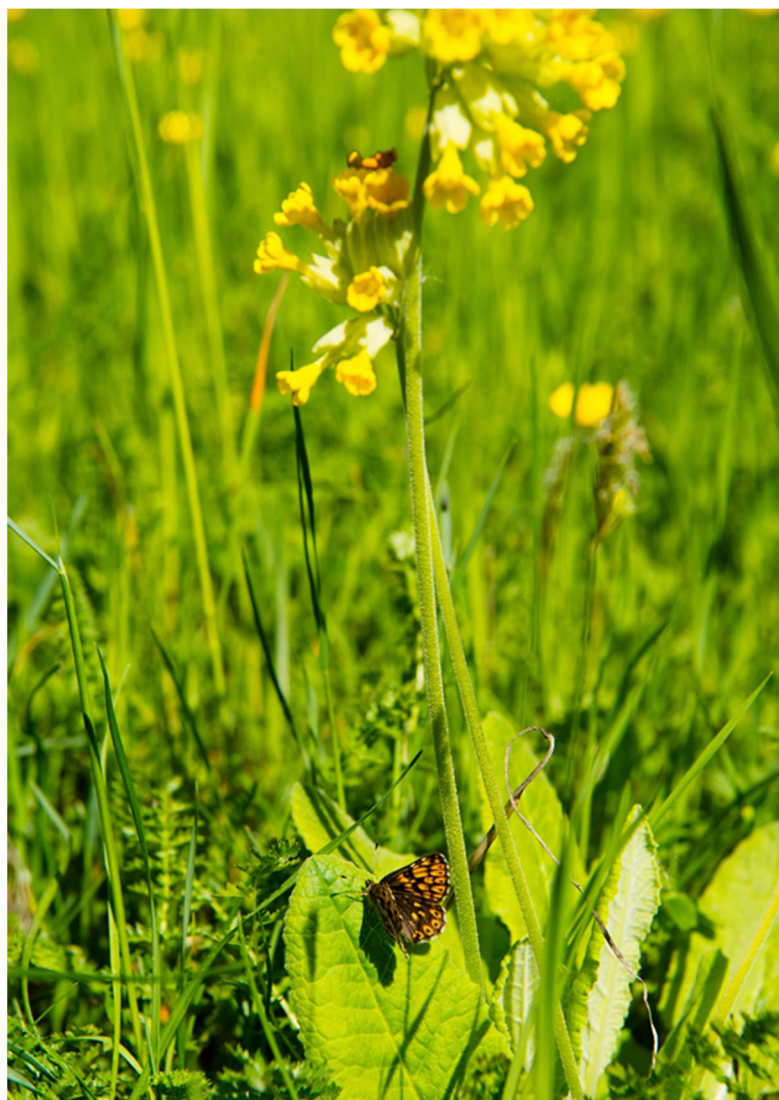


Bild 2. Studier har visat att det inte bara är förekomst av resurser som är viktigt, utan även kvalitet av resursen (Grieff-Andersson 1998; Persson 2006. Exempelvis har stora gullvivor visats vara äggbärande i större utsträckning än små gullvivor (Grieff-Andersson 1998; Turner m.fl. 2009). Gullvivefjäril på gullviva, fotograf Karl-Olof Bergman.

Ett ytterligare exempel på betydelsen av lokal habitatkvalitet är dårgräsfjärilen, som har en särskild preferens för att lägga ägg på värdväxten lundstarr i övergångsmiljöer mellan slutna och öppna gräsmarksytor (Bergman 1999). Studier av ytterligare en fjärilsart, vädnetfjäril, visar även de att större plantor av värdväxten ängsvädd föredras för äggläggning och av larvkolonier (Johansson m.fl. 2019). Bete kan dessutom påverka resurstillgången starkt negativt, resulterande i betydligt färre bon per hektar jämfört med områden utan bete (Johansson m.fl. 2019). Under år med extrem torka kan ett högt betestryck

dessutom leda till en ökad risk för lokalt utdöende (Johansson m.fl. 2020). För vissa arter krävs det mer än en resurs för att arten ska finnas och överleva långsiktigt. Bastardsvärmaren är ett sådant exempel, här gäller samma principer med gynnande genom stora värdväxter (käringtand) där dessutom områden med högvuxen vegetation behövs för puppstadiet och områden med riklig tillgång till nektarkällor som åkervädd, rödklint och tistlar för de vuxna fjärilarna (Sarin och Bergman 2010). Med de ovan nämnda exemplen framgår det att kvalitet och fördelning av resurser lokalt är viktiga faktorer för arter knutna till gräsmarker, och att skötsel i hög grad påverkar resurstillgång för många av arterna. Ofta kan förhållandevis enkla åtgärder som rotationsbete, tidpunkter för betespåsläpp och gallringar och röjningar höja den lokala kvaliteten på ett gräsmarksområde (Bergman 2001; Franzén och Nilsson 2008).

En ytterligare faktor som är viktig för långsiktig överlevnad och motståndskraft lokalt är ökad variation (heterogenitet) (Scherer m.fl. 2021; Johansson m.fl. 2022). Sannolikheten för mer heterogenitet i ett område ökar med area, ett stort område hyser ofta lite fler olika mikroklimat, där exempelvis några blötare eller skuggigare partier kan bidra med värdefulla refugier under ett år med extrem torka (Nice m.fl. 2019; Johansson 2022).

Med kännedom om arters resursbehov kan vi få en uppfattning om *vad* som behövs i ett landskap för långsiktig överlevnad, men hur vet vi *var* resurserna behöver finnas? På landskapsnivå handlar det om att identifiera relevant rumslig skala där tillräcklig mängd måste finnas inom räckhåll för de aktuella arternas rörelsemönster. I våra fragmenterade gräsmarkslandskap är det viktigt ha tillräckligt stora arealer av naturtyper med förutsättningar att hysa lämpliga habitat i ett större landskapsperspektiv (Kean 2006). Detta är en huvudfaktor för funktionella landskap som i kombination med hög habitatkvalitet på lokal nivå ökar sannolikheten för överlevnad hos arter i ett landskap (Kean 2006; Hanski och Ovaskainen 2000). Studier av Franzén och Nilsson (2009) har exempelvis visat att ett sent betespåsläpp kan lyfta en icke funktionell nivå till en funktionell i ett landskap genom höjd kvalitet, förutsatt att befintliga arealer finns. När arealen och den totala mängden lämpliga habitat i landskapet minskar, ökar avstånden mellan lämpliga miljöer, vilket kan få negativa konsekvenser på populationsnivå med hög risk för utdöende på lång sikt (Bergman och Landin 2001).

Funktionella landskap kräver både hög habitatkvalité hos enskilda områden men även goda grannar (andra områden av hög kvalité inom artens spridningsförmåga). Hur många goda grannar behövs då? Utdöenderisken minskar desto fler lämpliga områden som finns i systemet, med studier som visar på att ca 15-30 områden i systemet kan utgöra tröskelvärden för antalet grannar som behövs (Hanski m.fl. 1996; Thomas och Hanski 1997; Bergman 2001; Bergman och Kindvall 2004). Om lokalerna väljs slumpmässigt blir det sämre effekt än om man satsar på att lyfta de områden som har störst betydelse för metapopulationens långsiktiga överlevnad (Bergman och Kindvall 2004).

Det är givetvis viktigt med gräsmarker för gräsmarksspecialister, men vilken påverkan har övriga områden i landskapet på dessa arter? Studier som undersöker andra naturtypers effekt på gräsmarksspecialister har visat på positiva effekter av mängden skog i landskapet, men tvärtom negativa effekter av jordbruk (Bergman m.fl. 2018). De positiva effekterna av skog i landskapet beror sannolikt på att skogen erbjuder viktiga resurser för gräsmarksarter beroende av flera olika resurser, som är knutna till exempelvis övergångsmiljöer som skogsbryn, eller på att gynnsam skötsel i skogen kan skapa värdefulla bidrag i form av gläntor som gräsmarksspecialisterna kan nyttja. Skog och högre växtlighet kan sannolikt även bidra till att buffra mot extrema händelser som torka. Den uteblivna eller negativa effekten av jordbruksmark på flera arter kan tyckas förvånande, då jordbruksområden erbjuder relativt öppna marker med möjliga resurser i kantzoner. Den negativa påverkan kan troligtvis bero på att dagens jordbruksområden inte är tillräckligt funktionella för att bidra med resurser till just gräsmarksspecialisterna, även om de är funktionella för mindre krävande arter (se avsnittet om odlingslandskap). Odlingsmarkernas kvalitet skulle dock kunna förbättras, exempelvis genom ökad heterogenitet och blommade resurser för att även kunna komplettera gräsmarksspecialisternas behov. Andra områden/biotoper som kan vara av värde för gräsmarksspecialister i ett landskapsperspektiv, med bidragande resurser, är linjära element så som kraftledningsgator (Villemey m.fl. 2015; Berg m.fl. 2016). Dock minskar detta värde med ökat avstånd till de mest värdefulla gräsmarkerna (Villemey m.fl. 2015). Kraftledningsgatornas placering i landskapet kan därmed spela stor roll för dess bidragande nytta.

Det intressanta med redovisningen av effekter ovan är att det visar vikten av att betrakta landskap som en helhet. Olika naturtyper bildar landskapen tillsammans, kopplade via arternas resursbehov. Det spelar därmed roll för arter kopplade till en viss naturtyp, här gräsmarksspecialister, hur vi också sköter andra naturtyper, i detta fall skogsmiljöer eller marginella gräsmarker såsom kraftledningsgator eller kantzoner i odlingslandskapet.



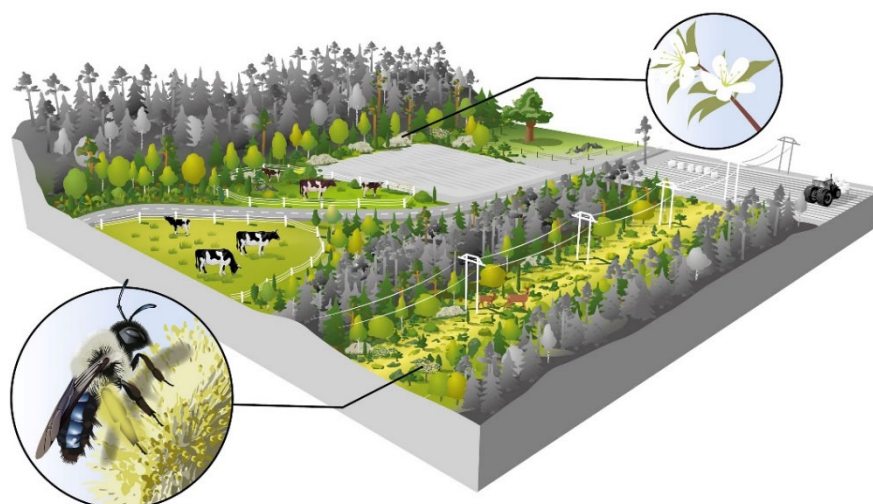
Bild 3. Olika naturtyper bildar landskap tillsammans via arternas behov av olika resurser. Förekomst av skogsmark i landskapet kan således ha en positiv påverkan på gräsmarksspecialister. Ovan Fågelsångsdalen i Dalby, fotograf Åke Lindström.

Det har gjorts försök att identifiera funktionella landskap för gräsmarksspecialister och där har utgångspunkten varit inventeringar av fjärilar i ett representativt urval av Sveriges värdefulla gräsmarker inom Jordbruksverkets kvalitetsuppföljning av ängs- och betesmarker samt regional miljöövervakning av fjärilar enligt samma metodik (Bergman m.fl. 2015). Genom att undersöka sannolikheten för förekomst av arter mot total area hagmark på olika skalor kunde en landskapsskala identifieras som gräsmarksspecialister och rödlistade arter av fjärilar reagerade på. Studien visade att landskapsskalan som identifierades som generellt viktigast var ca 6300 meter. Tröskelvärden kunde sedan beräknas för de mängder av hagmarker som behövdes på landskapsnivå för att sannolikheten ska överstiga 50% att hitta sju arter av gräsmarksspecialister (4,2 % hagmarker av det totala landskapet) bland fjärilarna eller en rödlistad art (3,0 % hagmarker). Denna bakgrundsinformation användes sedan för att

plotta ut på kartor var det fanns en hög sannolikhet (>50 %) att hitta gräsmarksspecialister.

I en utveckling av metoden skulle ängs- och hagmarksdata kunna kompletteras med förekomster av biologiskt värdefulla naturbetesmarker och andra typer av gräsmarksmiljöer i landskapet som vägkanter, brynmiljöer, kraftledningsgator mm. Det behövs då en metod som visar på respektive gräsmarks kvalité, för att beräkna till vilken grad de bidrar med resurser. Med denna metod skulle man kunna beskriva var det finns potential för funktionella gräsmarkslandskap. Kartorna som produceras skulle även kunna visa på var det är sämre för gräsmarksspecialisterna, där det är ont om ängsmarker, och återskapande kan vara aktuellt för att komma över tröskelvärdena.

Inom den regionala miljöövervakningen av gräsmarker som ingår i Remiil övervakas gräsmarker via flygbildstolkning och fältinventering i provytor inom de flygbildstolkade polygonerna, vilket ger förutsättningar för rumsliga analyser ([Gräsmarkernas gröna infrastruktur - Regional miljöövervakning \(regionalmiljoovervakning.se\)](http://regionalmiljoovervakning.se)). Analysarbete pågår för att se hur resultaten i kombination med heltäckande underlag, med information om exempelvis jordart och markfuktighet, skulle kunna bidra i arbetet med att förbättra underlagen för att kartlägga funktionella gräsmarkslandskap.



Figur 8. Övergångsmiljöer såsom kraftledningsgator och olika brynmiljöer kan utgöra värdefulla komplement i landskapet för gräsmarksspecialister, om de är inom räckhåll för de arter som kan nyttja dem. Illustration hämtad från naturvårdsverkets illustrerade budskap om grön infrastruktur. Illustratör Jakob Robertsson.

Sammanfattningsvis är det redan idag möjligt att komma ganska långt i arbetet med att identifiera funktionella gräsmarkslandskap med den information vi har, men för en del arter kommer vi behöva bättre kunskapsunderlag. Övergripande är det viktigt att de naturbetesmarker och slåtterängar som finns sköts för att ge hög habitatkvalité genom lämpligt betestryck och/eller slåtter. Vidare bör områden med stora arealer av gräsmarker prioriteras först och restaurering inriktas på att skapa tillräckliga arealer på landskapsnivå. Betes- och slåttermarker är särskilt värdefulla inslag i ett större landskapsperspektiv där de utgör en huvudfaktor för att bevara stora populationer. För att komplettera de stora artrika arealerna kan man vidare ta vara på att skapa artrika bryn, kraftledningar, vägkanter, hyggen, kalk- och sandmiljöer, och med fördel satsa på sådana som ligger i närheten av artrika gräsmarker för att resurserna ska finnas inom räckhåll för de arter som behöver dem.

Odlingslandskap

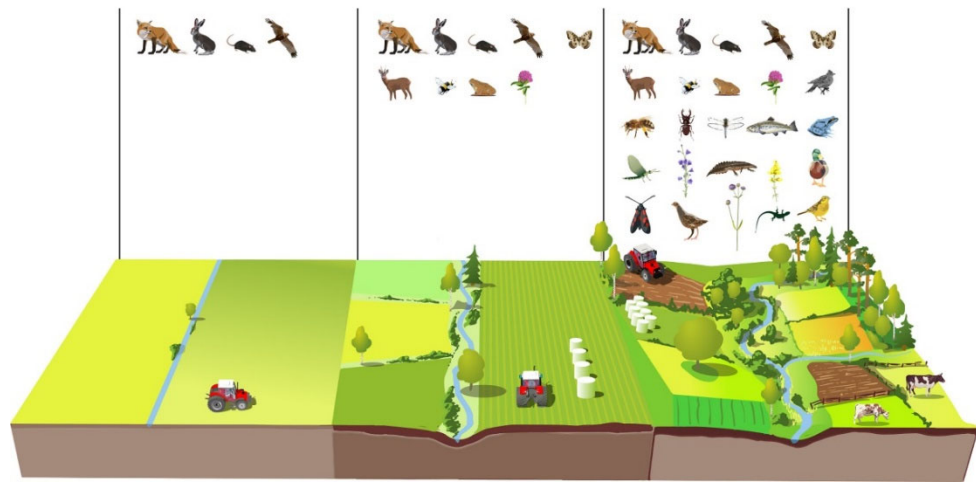
Odlad mark utgör ca 8 % av Sveriges landyta med mest odlingsmark lokaliserad till södra och mellersta delarna av landet där jordarna är som bördigast (SCB 2019). Odlingslandskapet består i huvudsak av åkermark och betesmark, med små insprängda obrukade områden i form av småbiotoper, kantzoner och på sina håll skogspartier. Denna rapport fokuserar på landskapsfunktionalitet för biologisk mångfald och därmed långsiktig överlevnad av arter, men i odlingslandskapet kan diskussionen om funktionalitet knappast frikopplas från diskussionen om de ekosystemtjänster som denna mångfald bidrar till.

Odlingslandskapets funktioner

Medan bevarande av arter i jordbrukslandskapet ofta handlar om sällsynta arter som är specialiserade på minskande habitattyper som värdefulla ängs- och betesmarker, är många vanligt förekommande arter viktiga för en rad olika ekosystemtjänster som gynnar jordbruket. Ett funktionellt jordbrukslandskap innebär då också ett sådant där dessa arter kan förekomma i tillräckligt höga tätheter för att upprätthålla dessa ekosystemtjänster. Till ekosystemtjänster som gynnar livsmedelsproduktionen hör till exempel pollinering av många grödor, såsom raps, åkerböna, jordgubbar, äpplen och bär. Andra arter som är viktiga ur ett ekosystemtjänstperspektiv är naturliga fiender till de organismer som äter av odlade grödor (det vill säga naturlig biologisk kontroll av naturliga fiender till skadegörare). Naturliga fiender kan gynna alla grödor, även de som inte är insektpollinerade. Vidare bidrar marklevande organismer till förbättrad markstruktur och nedbrytning av organiskt material som i sin tur upprätthåller markens bördighet. I strukturellt homogena landskap kan pollinationen komma att utföras av ett fåtal vanliga arter som kan förekomma i relativt stort antal (Kleijn m.fl. 2015). I odlingslandskapet krävs det därför ett relativt sett större fokus på strategier som ökar resursbehovet för vanliga, men funktionellt viktiga arter på en lokal skala, jämfört med landskap där bevarande av särskilt hotade arter prioriteras (Ekroos m.fl. 2014).

Biologisk mångfald i odlingslandskapet

Sedan mitten av 1970-talet har det skett omfattande rationaliseringar i jordbruket. Förändringar så som ökad fältstorlek, förändrade såtider och grödor, samt ökad användning av växtskyddsmedel har lett till en minskad variation i landskapet (Benton m.fl. 2003), med påföljande negativa konsekvenser för den biologiska mångfalden (Hallmann m.fl. 2017) (fig. 9).



Figur 9. En ökad variation i odlingslandskapet förbättrar förutsättningarna för den biologiska mångfalden, där tidigare jordbruksrationaliseringar haft negativ påverkan på den biologiska mångfalden (Benton m.fl. 2003). Illustration hämtad från naturvårdsverkets illustrerade budskap om grön infrastruktur. Illustratör Jakob Robertsson.

Exempelvis visar populationstrenden för jordbruksfåglar både i Europa (Burns m.fl. 2021) och Sverige (Green m.fl. 2021), på mer än 50 % minskning sedan mitten av 1970-talet. Trenden i Sverige ser dock ut att ha stabiliserats något, men på en förhållandevis lägre nivå de senaste tio åren jämfört med 1970-talets populationsnivåer (Green m.fl. 2021). Den stora minskningen av fågelpopulationer i odlingslandskapet har kopplats till den omfattande minskningen av biomassan av flygande insekter som påvisats i dessa miljöer (Newton 2004; Lindström m.fl. 2017), baserat på korrelativa studier och på analyser som utgår från i vilken mån fågelarter äter insekter (Bowler m.fl. 2019; Tallamy och Shriver 2021). Just nedgången av biomassa och minskande populationer av även vanligare arter, som dessutom är länkade till varandra via födovävar och olika trofiska nivåer, har väckt diskussioner om de negativa konsekvenser som förlusten av

biologisk mångfald kan medföra på odlingslandskapets ekosystemfunktioner (Flynn m.fl. 2009; Cardinale m.fl. 2012; Hallmann m.fl. 2017).

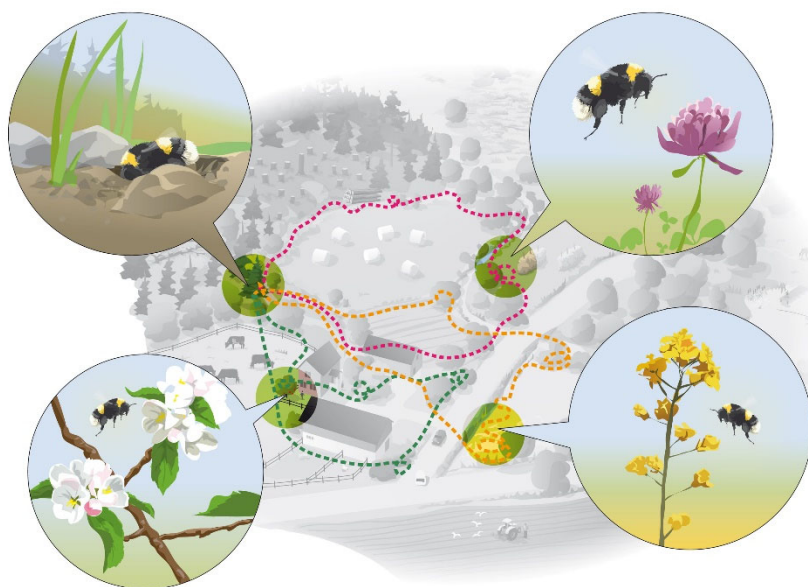
En ytterligare utmaning är att förstå de relativa effekterna av förändringar i landskapets struktur och jordbrukets intensitet på biologisk mångfald. Utmaningen ligger framför allt i att tillgången till metoder för att mäta jordbrukets intensitet på en upplösning som är relevant för biologisk mångfald varit begränsad. Studier på fältnivå har visat att ökande kvävegivor (som en indikator för jordbrukets intensitet) leder till minskande växtartrikedom i åkrar (Kleijn m.fl. 2009) och begränsar en hög artrikedom av vildbin i gräsmarker (Ekroos m.fl. 2020). Det finns även studier på markhäckande fåglar i vall, där ett ökat antal och allt tidigare skördar visat negativa effekter på reproduktionsframgång (Green m.fl. 1996; Müller m.fl. 2005; Buckingham m.fl. 2015; Hasund m.fl. 2016). En möjlighet för att ta fram indikatorer för markanvändningsintensitet är att använda satellitdata. Abdi m.fl. (2021) har utvecklat och tillämpat sådana indikatorer på fältnivå i Skåne, men nästa steg är att applicera metoden på landskapsnivå för att öka kunskapen om den relativa effekten av markanvändningsintensitet på funktionella landskap i jordbrukslandskap.

Olika strategier för bevarande beroende på mål

I diskussioner om kopplingen mellan biologisk mångfald och ekosystemfunktioner är det viktigt att ha i åtanke att en hög variation av arter inte nödvändigtvis innebär bättre fungerande ekosystemtjänster (Ricketts m.fl. 2016). I en översiktsartikel av Cardinale m.fl. (2012) framkom att både variationen av arter, men även unika arters bidrag, spelade roll för ekosystemens funktioner, vilket kan ge intrycket att strategier för att stödja funktionellt viktiga, specifika arter kan vara särskilt betydelsefullt för att befrämja funktionella jordbrukslandskap. Exempelvis har experimentella studier visat att den mest produktiva växtarten i ett artsamhälle på kort sikt kan producera mer biomassa än flera andra arter tillsammans (Cardinale m.fl. 2007). Denna snäva tolkning är problematisk av flera orsaker. Å ena sidan är det oklart hur väl småskaliga experiment reflekterar relevanta processer på landskapskala (Cardinale m.fl. 2012), och å andra sidan kan studier baserade på korta tidsperioder överskatta i vilken mån

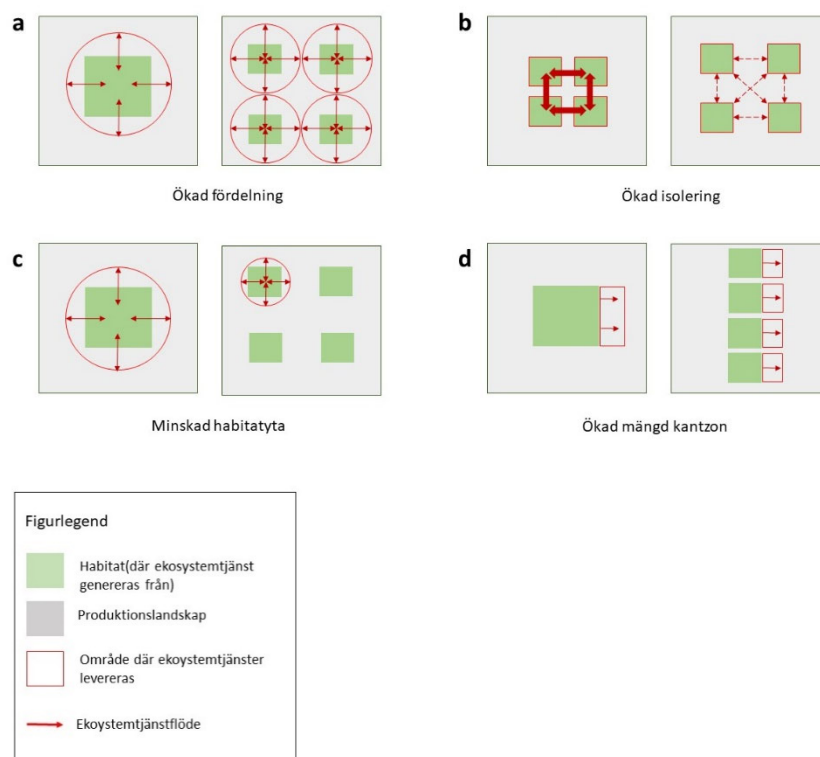
enskilda arter effektivt kan upprätthålla funktioner över längre tidsperioder (Cardinale m.fl. 2007). I odlingslandskapet kan till exempel enstaka vanliga och rikligt förekommande arter starkt bidra till pollinationen av grödor (Kleijn m.fl. 2015), men en högre mångfald av pollinatörer i sig kan bidra till att öka stabiliteten över tid genom att andra arter kan ersätta enskilda, funktionellt viktiga arter som plötsligt minskar lokalt (Tscharnkte m.fl. 2005), till exempel som en följd av extrema väderförhållanden. En ökad variation av arter kan även gynna effektiv pollination och biologisk kontroll (Dainese m.fl. 2019), bland annat eftersom olika arter kan komplettera varandra (Hooper m.fl. 2005; Brittain m.fl. 2013; Feit m.fl. 2019), som exempelvis vid pollinering av äppelblommor (Blitzer m.fl. 2016).

Sammanfattningsvis är det för formulerandet av karaktärsdrag för funktionella odlingslandskap helt avgörande att beakta två olika målbilder och därmed olika kompletterande strategier för att nå dessa. En strategi för att bevara så många hotade eller sällsynta arter som möjligt definierar funktionella landskap så att arter med specifika resurskrav (ofta så kallade specialister) kan överleva på sikt. En strategi för att befrämja funktionellt viktiga arter, som också minskat men som ofta är vanligt och rikligt förekommande (så kallade generalister) och som bidrar till ekosystemtjänster såsom pollination och skadedjursbekämpning, definierar funktionella landskap utifrån premisen att dessa arter finns där de behövs, det vill säga lokalt i åkrar och trädgårdar. Hur skiljer sig en strategi för bevarande av generalister jämfört med mer specialiserade och hotade arter som diskuterats i tidigare avsnitt i rapporten? En strategi för bevarandet av specialister (sällsynta arter) kan ofta utgå från klassiska bevarandestrategier (se resonemang om BSFL i avsnitt [Naturtypsbaserade habitat och landskap](#)). En strategi för bevarandet av generalister (funktionellt viktiga, vanliga arter) kan illustreras med utgångspunkt i en vanlig pollinator, en generalist i form av en humla. Ur ett funktionellt perspektiv måste en pollinationsfunktion fungera överallt där relevanta grödor finns. Bevarandet av resurser i landskapet som gynnar pollinatörer på gårdsnivå samt i det närmast omgivande landskapet kommer i exemplet att definiera landskapets funktionalitet (fig. 10).



Figur 10. En pollinationsfunktion som utförs av en vanligt förekommande art, exempelvis som här en humla, behöver fungera där det finns grödor som ska pollineras. För att bevara den pollinerande arten och dess bidragande ekosystemfunktioner behöver därför dess resurser säkerställas ur både artens och ekosystemfunktionens perspektiv, det vill säga resurser behöver finnas inom humlans räckvidd i det landskap som funktionerna ska ske. Illustration hämtad från Naturvårdsverkets illustrerade budskap om grön infrastruktur. Illustratör Kjell Ström.

En tydlig separering av strategierna ovan är nödvändigt även därför att konsekvenserna för praktisk implementering annars kan verka motsägelsefulla. Till exempel antas det allmänt att ökad fragmentering är problematiskt för bevarandet av biologisk mångfald i sig (Hanski 2005), men eftersom funktionellt viktiga arter behöver finnas utspridd i hela landskapet kan en ökad fragmentering i princip gynna ekosystemtjänster som genereras av dessa, eftersom det innebär en ökad rörelse av organismerna i landskapet (Mitchell m.fl. 2015) (fig. 11).



Figur 11. Schematisk figur som visar fragmenteringseffekter på ekosystemtjänstflöden (illustration tolkad från Mitchell m.fl. 2015, tidigare publicerad i Ekroos m.fl. 2020). Landskapsfragmenteringen kan påverka flödet av ekosystemtjänster, oavsett förändring i arealen av naturligt habitat. Lokaliseringen av naturliga habitat (gröna fält) genererar ett flöde av ekosystemtjänster (röda fält) till det omgivande produktionslandskapet (grå fält). Detta flöde påverkas av fragmentering. Ekosystemtjänstflödet (exempelvis rekreation, pollination och skadedjurskontroll) kan bero på närheten till naturliga habitat (a) och påverkas därmed av fördelningen av naturliga och människoskapade habitat i ett landskap (exempelvis rekreation, pollination och skadedjurskontroll). Samtidigt kan ökad isolering av habitatområden och minskad konnektivitet (b), såväl som minskad habitattyta (c) minska ekosystemtjänstflödet i fragmenterade landskap (som pollination, fröspridning, kulturella ekosystemtjänster, vattenförsörjning och reglering). Slutligen kan, för de tjänster som är beroende av begränsad rörelse över landskap, en ökad mängd kantzoner med fragmentering (d) ha positiva (exempelvis stormskydd, luftkvalitetsreglering) eller negativa (exempelvis vattenkvalitet eller jorderosion) effekter på ekosystemtjänstflöden. I varje panel i figuren är area av naturligt habitat oförändrad mellan intakta och fragmenterade landskap.

En ökad fragmentering, som ökar den rumsliga separationen av resurser, gynnar mer sällan sällsynta och specialiserade arter (Aguilar m.fl. 2006; Devictor m.fl. 2008), men små, isolerade habitat kan även vara viktiga för bevarandet av biologisk mångfald generellt (Wintle m.fl. 2019).

Indikatorer i odlingslandskapet

Vilka möjliga indikatorer finns tillgängliga för att mäta funktionalitet i odlingslandskapet, och vilka data kan finnas tillgängliga för att förse dessa indikatorer med information? Strukturella indikatorer så som area, mängd, fördelning eller andra kvalitetsmått är användbara för att kunna beskriva funktionalitet med generellt negativ effekt av minskad variation och omfattning av relevanta habitat, såsom naturbetesmarker (Sahlin m.fl. 2020). För strukturella mått på landskapsnivå används vanligen marktäckedata och information från blockdatabasen vid beskrivning av strukturer viktiga för den biologiska mångfalden. Kvalitetsaspekter kan även fångas upp genom olika typer av sammansatta beskrivande mått, exempelvis naturvärdesindex som kan inkludera en viktad sammanvägning av flera strukturella mått, men kan även inkludera förekomst och täthet av arter (Sahlin m.fl. 2020).

Indikatorer kan också bestå av information om den biologiska mångfalden på artnivå, så som abundansbaserade index baserade på en sammanslagning av arters populationsförändringar (se även avsnitt om sammansättningsindikatorer). Ett artgruppsbaserat index kan vara informativt för att förstå hur det går för arter med gemensamma resursbehov, och för att utvärdera om åtgärder har de önskvärda effekterna på populationsnivå. Ett sådant exempel är index för jordbruksfåglar som nämnts tidigare (för svenskt exempel se Green m.fl. 2021, för fågelindex på EU-nivå se exempelvis Gregory m.fl. 2005; Gregory m.fl. 2010). För index som baseras på en sammanslagning av flera arters populationstrender är det dock viktigt att ha i åtanke att index kan drivas av vissa ingående arters utveckling, och att just val av ingående arter blir en viktig aspekt att ta hänsyn till (Butler m.fl. 2012). Mångfaldsindex är en annan möjlig indikator, som är baserad på direkta mått av arter, och som kan vara värdefullt för att beskriva det effektiva antalet arter aktiva inom ett visst område. Detta mått kan vara av särskild vikt för odlingslandskap där just en stor variation av pollinatörer är viktig (Sahlin m.fl. 2020). För att vidare beskriva mångfalden mer kvalitativt på artnivå kan man använda sig av index som speglar sammansättning av arter (Sahlin m.fl. 2020). Index som baseras på artsamhällets sammansättning kan vara särskilt relevanta som kvalitetsindikatorer i odlingslandskapet om pollination eller skadedjurskontroll drivs starkt av arter med en viss typ av

egenskap som vissa arter delar. Den sistnämnda typen av index kan även användas som indikator för att spegla en funktionell sammansättning av arter, som kan vara värdefullt att använda för att beskriva ekosystemtjänster.

Kombinationen av ovan nämnda mått för biologisk mångfald kan sannolikt användas för att ta fram en än mer funktionsbaserad indikator, även om det är något oklart vad den skulle reflektera. För funktioner kopplade till biologisk mångfald handlar det om att hitta en lämplig kombination av mått som kopplar biofysiska strukturer och ekologiska processer till en funktion (Garibaldi m.fl. 2014; Batáry m.fl. 2020). Eftersom organismers rörelse i landskapet bidrar till att skapa ekosystemtjänster (se fig. 11), behöver de strukturella beskrivningarna väga in de specifika resurser som är viktiga att beakta för de aktuella arternas behov. Exempelvis kan det vara boplatser för en humla och den plats där själva tjänsten ska ske, det vill säga platsen för födosök. Studier av den här typen av samband är fortfarande ett ganska nytt forskningsområde (se exempelvis Jonsson m.fl. 2014; Olsson och Bohlin 2014; Nicholson m.fl. 2019). I försök att hitta viktiga samband för funktioner i odlingslandskapet har Ricketts m.fl. (2016) bland annat studerat olika indikatorer för biologisk mångfald och korrelationer med ekosystemtjänster, men även studerat effekter på ekosystemtjänster efter manipulationer i landskapet. Ett av huvudresultaten från denna studie är att det inte gick att hitta tydliga generella kopplingar mellan ekosystemtjänster och strukturella landskapsfaktorer. Eftersom det fortfarande finns oklarheter bör en försiktighetsprincip tillämpas gällande index som är baserade enbart på markanvändningsdata framför allt när det gäller funktioner där ekosystemtjänsterna är direkt kopplade till mångfalden av rörliga organismer, såsom biologisk kontroll och pollination.

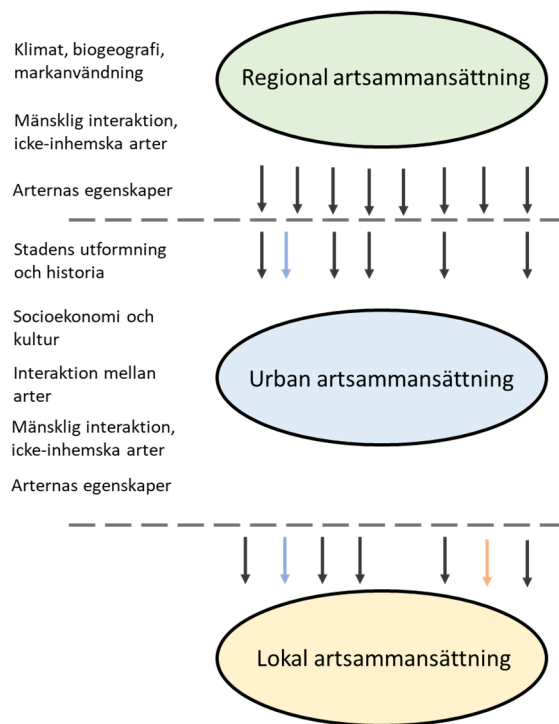
Sammanfattningsvis leder mindre heterogena odlingslandskap till minskad biologisk mångfald, där ökad intensitet potentiellt kan ha större negativ effekt än minskad struktur genom påverkan på arters resurser i tid och rum. Det återstår ännu att tydliggöra mer precist hur funktionella aspekter, så som ekosystemtjänsteffekter, är kopplade till den biologiska mångfalden. En ökad förståelse för dessa kopplingar kan bidra till att förtydliga målbilder, prioriteringar och uppföljning av resurseffektiva åtgärder gällande den funktionella biologiska mångfalden i odlingslandskapet.

Urbana landskap

Städer är speciella och i många avseenden rika på variation då de formas av många, ibland motstridiga, intressen och målbilder för vad som är ett gott habitat för oss människor. Frågan om vi ska bygga täta eller glesa städer är fortfarande stor inom stadsplanering, men med tiden har den kompletterats med frågan om vilka kvaliteter det vi bygger kan tänkas ha och hur grå, byggd infrastruktur kan göras grönare. Hur ska vi då förstå stadens gröna infrastruktur, och hur kan de urbana landskapen anpassas för att bli mer funktionella även för biologisk mångfald?

Staden och dess mångfald

Städer är starkt präglade av människan. De har fler 'nya' ekosystem, mer byggd eller hybridinfrastruktur, mer variation av miljöer och förvaltning och en mer mångfacetterad mänsklig närvaro. Detta skapar både unika förutsättningar och begränsningar för olika organismer. Människan har vanligen bosatt sig i biologiskt rika områden (Kühn m.fl. 2004; Seto m.fl. 2012; Güneralp och Seto 2013; Güneralp m.fl. 2020), ofta där land möter vatten. Därför är fortsatt urbanisering ofta ett hot mot de arter och den mångfald som finns i urbaniserade regioner, särskilt i tidigare mindre hårt exploaterade landskap (Hahs m.fl. 2009). Samtidigt erbjuder städer mer variation än många intensivt brukade produktionslandskap. Den urbana mångfaldens artsammansättning uppstår via något som kan liknas vid en filtrering av organismer (Aronson m.fl. 2016), där stadens artsammansättning beror dels på hur omgivande landskap ser ut (dess olika biologiska mångfald), på stadens utformning och innehåll, och på arternas unika egenskaper (fig. 12). Stadens mångfald påverkas både av det omgivande landskapet och av kopplingar vi skapat genom handel och transporter. I mindre mänskligt påverkade system är definitionen av biologisk mångfald och bevarande skalberoende men annars ganska rättfram (Noss 1990; DeLong 1996; se dock även Holt 2006). I städer, liksom andra mänskligt påverkade system, kan mångfald vara mer tvetydig, inte minst på grund av andelen främmande arter (till exempel Angermeier 1994).



Figur 12. Den urbana mångfaldens artsammansättning uppstår via något som kan liknas vid en filtrering av organismer där stadens artsammansättning beror dels på hur omgivande landskap och regionala artsammansättning ser ut, på stadens utformning och innehåll och på arternas unika egenskaper, samt på de kopplingar vi skapat genom handel och transporter. Illustration modifierad från Aronson m.fl. (2016).

Organismer behöver anpassa sig till framtida urbanisering (genom evolutionär anpassning eller plasticitet). Att skydda och förvalta stadens gröna infrastruktur kan skapa utrymme för denna anpassning, och samtidigt ge oss möjlighet att lära oss om hur olika organismer svarar på mänsklig närvaro och bruk av landskapet (Dearborn och Kark 2010). Städer för bland annat med sig historiskt sett relativt 'nya' former av påverkan så som luft-, ljus- och ljudföroreningar (se exempelvis Isaksson 2018).

Det finns flera goda anledningar till att verka för funktionella urbana landskap för biologisk mångfald. En anledning är att urbaniseringen i dessa rika miljöer har en starkt negativ effekt på den biologiska mångfalden på grund av förlust och degradering av habitat. I urbana områden där den biologiska mångfalden ännu finns kvar, finns det ofta samtidigt en utdöendeskuld som innebär att utan välinriktade insatser kommer flera kvarvarande arter att försvinna från landskapet (Hahs m.fl. 2009). En ytterligare anledning till att arbeta för bevarande av biologisk mångfald i

städerna är det pedagogiska värdet. Urbana miljöer motsvarar bara ca 3 % av landytan globalt (Grimm m.fl. 2008), men det är i dessa miljöer större delen av den mänskliga populationen finns och har möjlighet att komma i kontakt med natur. Kan vi möta biologisk mångfald där vi arbetar och bor kan vi också återkoppla och föra vidare kunskap om biologisk mångfald till nästkommande generationer. Studier har visat att den främsta drivkraften att ta sig ut och bry sig om naturen är att man har kunskap om naturen (Lin m.fl. 2014), och inte bara närheten till natur eller grönområden. Men om man har en låg koppling till naturen (så kallad "*nature relatedness*") behövs däremot naturen nära för att man överhuvudtaget ska ta sig ut. Eftersom låg "*nature relatedness*" är ett ökande problem (Soga och Gaston 2018), är kanske möjligheten till kontaktytor mellan människa och natur, tillsammans med pedagogiska insatser, en av de främsta anledningarna till att bry sig om naturen i staden.

Vilken biologisk mångfald finns i staden?

Vilken biologisk mångfald kan vi då förvänta oss i staden? Eftersom omgivande landskap kan påverka stadens artsammansättning, likväl som stadens resurser kan vara av vikt för arter i det vidare landskapet (Persson m.fl. 2020), kan det finnas anledning att anlägga ett större landskapsperspektiv för planering för biologisk mångfald på stadsnivå. Ännu är dock staden som en del av ett större landskapsperspektiv för bevarande inte studerat i tillräcklig omfattning för att kunna dra några generella slutsatser. Gällande städers innehåll och utformning så beror graden av kvalitet i stor utsträckning på gestaltning och skötselregim av gröna miljöer (Aronson m.fl. 2017). En hög andel främmande arter i kombination med intensiv skötsel, så som gräsmattor och prydnadsrabatter, leder generellt till lägre habitatkvalitet, och i förlängningen, lägre biologisk mångfald (Schirmel m.fl. 2016; Ignatieva och Hedblom 2018; Aguilera m.fl. 2019; Jensen m.fl. 2021). I motsats till detta kan gröna miljöer som uppvisar stor variation och/eller låg skötselintensitet, så som koloni- och odlingsområden, ruderatmarker, och så kallade "långgräsparker", hårbärgera en hög artrikedom av till exempel pollinerande insekter (Aguilera m.fl. 2019; Baldock 2020). Det är viktigt att notera att stadens relativa kvalitet beror på vad man jämför med. Jämfört med ett intensivt uppodlat landskap kan stadens gröna miljöer te sig artrika, medan de kan vara fattiga relativt ett landskap med mer bevarad natur. Detta har bland

annat visats för pollinatörer (Wenzel m.fl. 2020). Dessutom påverkar graden av urbanisering, det vill säga andelen bebyggd yta i förhållande till grön yta, och den rumsliga fördelningen av dessa. För en del artgrupper kan en moderat urbanisering (runt 50 %) leda till ökad artrikedom, medan andra artgrupper visar en negativ respons på urbanisering (McKinney 2008; Wenzel m.fl. 2020).

En lägre urban habitatkvalitet kan innebära att det skulle behövas större arealer för att vissa organismer ska kunna tillgodose sina resursbehov, men i städerna är det snarare vanligt med små fragmenterade områden. Även om ekologiska principer för bevarande som säger att stora arealer av god kvalitet är viktiga för biologisk mångfald i princip kan översättas även till stadsmiljön, är det mindre rimligt att i stadsmiljöer åstadkomma just stora områden. Dock finns det fortfarande stora möjligheter till bevarandeåtgärder genom förbättrad kvalitet på de områden som finns. De beskrivna förutsättningarna i staden kan innebära att arter med särskilda resurskrav har svårare att klara sig i dessa miljöer (McKinney 2008), de fastnar i "filtret", och de arter som återfinns i större utsträckning tillhör vanliga arter utan mer specifika resurskrav (generalister). Trots detta har 20-50 % av alla bi-arter återfunnits i stora städer i Europa (Fortel m.fl. 2014; Fisher m.fl. 2016; Banaszak-Cibicka och Żmihorski 2012). Av resonemanget ovan framgår det tydligt att det till stor del är andra arter som gynnas i städer jämfört med exempelvis skogs- eller gräsmarkslandskap. Naturvård i stadsmiljön kan inte ersätta traditionell naturvård, men det finns likväl stora vinster att göra för både människan och den biologiska mångfalden genom att ta bättre hänsyn till olika organismers behov i stadens gröna miljöer.

Hur gynnar vi den urbana biologiska mångfalden?

Gällande arters resursbehov och stadens *utformning* har vi redan nämnt att gröna stadsmiljöer ofta uppträder i små områden separerade ifrån varandra med eventuella förhindrande barriäreffekter i form av vägar eller bebyggelse. Resurser viktiga för arterna riskerar därmed att separeras, men skulle även kunna elimineras helt genom anläggning av en parkmiljö eller bebyggelse. Separationen eller förlusten av resurser resulterar i ett icke funktionellt habitat där populationen inte överlever på lång sikt (Dunning 1992). För att minska risken för barriäreffekter eller resursseparation är det sannolikt bättre med öppna

grönområden och gårdsmiljöer som underlättar rörelse mellan olika resurser i den urbana miljön, till exempel för insekter (Johansson m.fl. 2018; Buchholz m.fl. 2020), samt att undvika att vägar skapar barriärer mellan kärnhabitat så som våtmarker och övervintringsområden för groddjur (Löwvenhaft m.fl. 2004).



Bild 4. Viktiga resurser för arter riskerar separeras en komplex stadsmiljö där exempelvis vägar kan utgöra barriärer för rörelse vid förflyttning mellan boplatser och födoresurser för pollinatörer. Ovan resursrik gräsmark i tätortsmiljö. Fotograf Anna S. Persson.

Hur kan vi då utforma staden för att gynna biologisk mångfald? En kontrasterande illustration som är användbar för att beskriva möjliga effekter av utformning på den biologiska mångfalden (med filtret i åtanke) är så kallad "urban land sparing" eller "urban land sharing". Vid urban land sparing utformas staden med färre men stora gröna områden, blandat med väldigt tät bebyggelse; Man sparar alltså vissa områden för natur medan andra nyttjas för boende (Lin och Fuller 2013). Vid urban land sharing bygger man istället glesare med vegetation integrerat i bebyggelsestrukturen; Människan och naturen delar då på utrymmet (Lin och Fuller 2013). Med ekologisk teori som utgångspunkt så gynnar staden med stora grönområden separerade från bebyggelse en större artmångfald och även fler ovanliga arter, vilket ofta innefattar arter med högre krav på sin livsmiljö och/eller störningskänsliga arter (inom urbanekologi så kallade *urban avoiders*), (Sushinsky m.fl. 2013). I den mer delade staden med insprängd grönska finns det potential att få hög täthet av vanligare arter, dominerat av generalister som har lätt för att anpassa sig och kan utnyttja

människoskapade resurser (inom urbanekologi så kallade *urban adapters* eller *urban exploiters*), (Sushinsky m.fl. 2013).

Vid planering av stadens utformning för människan måste fler av urbaniseringens utmaningar beaktas än förlust av biologisk mångfald. Land sparing/sharing påverkar även andra ekosystemtjänster än de understödjande. En gles stad är exempelvis att föredra om vi vill satsa på att bygga bra vardagsupplevelser och rena luft (Stott m.fl.2015). Sparing-scenariot är i stället en bättre utformning för urban matproduktion, vatteninfiltrering och temperaturreglering på sommaren (Stott m.fl.2015). För att maximera de olika nyttorna från gröna miljöer i staden består en optimal utformning snarare av en mix av de två olika scenarierna. Några av nyttorna som ett sharing-scenario bidrar med skulle kunna erhållas genom adekvat gestaltning av bebyggda och gröna miljöer, till exempel med gröna tak, träd i täta stadsmiljöer och tillgång till ombonade och gemensamma gröna miljöer för odling och rekreation (Stott m.fl.2015). Nyttorna från en sparing-scenario, inte minst habitat för biologisk mångfald, är svårare att ersätta i ett sharing-scenario. Idag finns det dessutom en risk att vi går miste om nyttor för biologisk mångfald då flera av stadens utmaningar, som exempelvis klimatanpassning, inte hanteras gemensamt med frågor om biologiska värden (Butt m.fl. 2018). Till exempel används ekosystemtjänster ofta som argument för att bevara urbana gröna värden, men i dessa diskussioner glömmer man ibland bort understödjande tjänster som biologisk mångfald. Det beror sannolikt på en brist på biologisk kunskap till fördel för planering och gestaltning där möjliga och viktiga bevarandenyttor går förlorade.

Gällande stadens *inhåll* och kvalitetsaspekter finns det en stor variation i hur det kan se ut i våra gröna stadsmiljöer så som trädgårdar och parker. Med illustrationer av olika typer av gröna miljöer är det relativt intuitivt att en mindre intensiv skötsel borde hysa högre biologisk mångfald (exempel på bild 5). En studie av just skötleffekter på fjärilar, utförd i Malmö, visade att mellan år 2009 och 2015 hade de intensivt skötta parkmiljöerna förlorat mer än 50 % av fjärilsarterna, medan ruderatmarker eller långgräsparker enbart förlorat ett fåtal arter (Aguilera m.fl. 2018). Den intensiva skötseln medför att många av arternas, i detta fall fjärilarnas, födo- och boplatser resurser går förlorade. Vidare projekt som undersökt potentialen för biologisk mångfald i städerna är

Lawn-projektet vid SLU, med fokus på skötsel av städers gräsmattor. Gräsmattor utgör i snitt hela 22,5 % av svenska städers yta och är kostsamma att sköta (Hedblom m.fl. 2017; Ignatieva och Hedblom 2018). Ytorna skulle (delvis) kunna överlåtas till annan miljö, med lägre intensiv skötsel, för att gynna både den biologiska mångfalden genom utökade gräsmarker i landskapet, och samtidigt sänka skötselkostnaderna för kommunerna.

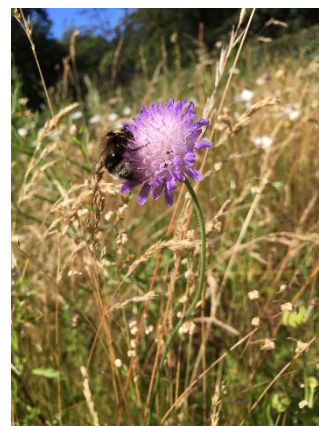


Bild 5. Biologisk mångfald i urbana landskap kan gynnas genom exempelvis mindre intensivt skötta gräsytor i stadsmiljön. Ovan vänster, intensivt skött gräsmark i Park i Skåne, fotograf Åke Lindström. Ovan höger, födösökande humla i insådd ängsmark på Fredriksdal i Helsingborg, fotograf Anna S. Persson.

En annan kvalitetsfråga som hänger ihop med stadsmiljö och gestaltning är växtval och design. Ska vi använda naturligt förekommande eller främmande (icke-inhemska) växtarter vid anläggning av grönområden? Övergripande är det viktigt att tänka på ett ekosystem som en helhetsfunktion med olika ingående organismer som utvecklats och anpassats över tid, inom geografiskt avgränsade områden. Det innebär att i ett naturligt

fungerande ekosystem finns en viss artsammansättning med arter som är beroende av varandra för att upprätthålla ekologiska processer och funktioner. Vid introduktion av arter från främmande artsamhällen finns det en risk att dessa arter inte bidrar till att fylla en funktion i nätverket av arter som utgör det aktuella ekosystemet. Det finns vidare risk att dessa arter även ersätter andra naturligt förekommande arter (kan bli invasiva), något som då kan leda till förlorade nyttor för den lokala mångfalden. Det finns studier som visar att växtval kan spela stor roll för exempelvis fåglars häckningsframgång. Narango m.fl. (2018) visade att en högre andel främmande växtmaterial i omgivningarna resulterade i sämre tillgång på mat i form av spindlar och insekter, vilket visade en tydlig negativ effekt på fåglarnas reproduktionsframgång. Vidare exempel från studier i Malmö visade att det inte fanns någon skillnad på mängden insekter i inhemska träd mellan staden och ett ruralt område utanför staden, men vid jämförelse av mängden insekter på inhemska och exotiska träd i stadens parker var det tydligt mindre mängd insekter på träden av främmande arter (Jensen m.fl. 2021).

Sammanfattningsvis är det viktigt att diskutera både stadens utformning och dess innehåll (habitatkvalitet) inom stadsplanering, där även fokus på organismers resursbehov får ta plats. Det behövs både kvaliteter från urban land sparing och land sharing för att maximera nyttan för biologisk mångfald, samtidigt som stadens övriga utmaningar hanteras. Det finns stora vinster att göra för de biologiska värdena genom samordning av arbetet med klimatanpassning, rekreation/hälsa och naturvård. Inte minst finns det vinster att göra för den biologiska mångfalden genom att arbeta med ökad ekologisk kvalitet av gröna miljöer, där innovativa skötselmetoder och minskad andel traditionellt skötta gräsmattor kan bidra till att öka funktionaliteten för organismerna i det urbana landskapet.

Funktionella akvatiska miljöer

Även om det inte varit möjligt att inkludera funktionella landskap med fokus på akvatiska miljöer i rapporten presenterar vi i korthet några exempel inför det vidare fördjupande arbetet med funktionella akvatiska miljöer i ett landskapsperspektiv. Exemplet nedan visar på hur liknande resonemang om funktionella landskap,

baserade på ekologisk teori, kan tillämpas för organismer i både terrestra och akvatiska livsmiljöer. Exempelen visar även på hur terrestra och limniska system är sammankopplade i landskapet (se även fig. 9).

Precis som på land, för till exempel skogar och kulturlandskapets gräsmarker, kan enkla modeller som bygger på grundläggande principer om kvalitet, storlek, mängd och funktionell konnektivitet för att bedöma en grön infrastrukturens funktionalitet (Manton m.fl. 2005, Lawton m.fl. 2010) användas även för arter som är beroende av akvatiska miljöer. Med öring i små bäckar i fokus kan detta illustreras både för denna art i sig, men även för dess föda i form av vattenlevande insekter, och flodpärlmusslan som är beroende av öringen under den del av livscykeln som musslans larver lever i öringens gälar.

Död ved i vatten ökar kvaliteten på livsmiljön genom att den skapar strukturer som samlar nedfallande växtmaterial, som gynnar produktionen av fiskmat, och ger skydd för fiskar. Degerman m.fl. (2004) kvantifierade mängden död ved på 4382 lokaler i svenska skogsbäckar. Död ved fanns ofta, men i små mängder. Öring var den mest förekommande fiskarten, förekom på 82 % av platserna, och mängden öring ökade med mängden död ved. Genom att använda mängden av död ved och bäckbredd, kunde förekomst och storlek på öringar förutsägas.

Som vidare exempel, Törnblom m.fl. (2017) testade hypotesen att mängden lämplig livsmiljö i strömmande vattendrag kan förutsägas med hjälp av habitatmodellering. De genomförde en analys av avrinningsområden avseende kvalitet, storlek och konnektivitet för strömmande segment av vattendrag med hjälp av digitala höjddata och förekomst av dammar. Habitatmodellerna validerades mot närvaro och frånvaro av lokala öringpopulationer. Den erforderliga minsta längden av strömsegment var 270 m, motsvarande 0,35 hektar. Förekomst av flera sektioner med strömmande vatten mellan dammar hade en betydande positiv effekt på öringnärvaro. Förekomsten av öring var positivt korrelerad till livsmiljökvalitet, och negativt till vattenkraftens reglering.

Tröskelvärden kan även användas inom akvatiska system. Öringar äter vattenlevande insekter. Törnblom m.fl. (2011) mätte mängden och artrikedomen av bäcksländor (Plecoptera) i

förhållande till mängden av olika terrestra habitat och vattenkemin i små avrinningsområden. Analyserna visade att det fanns ett tröskelvärde för relationen mellan artrikedom bland bäcksländor och andelen skog i det lokala avrinningsområdet. Detta tröskelvärde kan användas som en evidensbaserad norm för att bedöma ekologisk status för små vattendrag.

Ett exempel på hur terrestra och akvatiska landskap är sammankopplade illustreras väl med analyser av funktionella habitat för flodpärlmusslan. Flodpärlmusslan är hotad inom större delen av sitt utbredningsområde. Degerman m.fl. (2013) testade hypotesen att det är möjligt att förutsäga om lokala populationer av flodpärlmussla är livskraftiga eller inte med hjälp av rumsliga data om markanvändning och markslag, vattenkemi och förekomst av öring som är värd för musslans larver. Förekomst av reproducerande lokala stammar av flodpärlmusslor förutsades av mängden fosfor i vattnet, vilken i sin tur förklarades av mängden av olika markslag i avrinningsområdet.

Sammantaget ger dessa studier exempel på att gröna (och blå) infrastrukturens funktionalitet kan utvärderas.

Identifierade frågor att arbeta vidare med

I detta avsnitt tar vi upp frågeställningar som identifierats under kunskapsseminariet och arbetet med den här rapporten.

Frågeställningarna presenteras i korta förklarande textavsnitt. Det kan dels vara frågor där det fortfarande saknas kunskap för att ge tydliga svar, frågor där kunskap finns men där förtydligande behövs, frågor där det råder otydlighet mellan forskning och praktik eller forskare emellan. Underlaget är tänkt att kunna användas som stöd för planering av vidare samverkansåtgärder eller kunskapsinsatser för att bättre förstå och planera för funktionella landskap för biologisk mångfald.

Kommunikation och terminologi: Under seminariet och påföljande diskussioner framkom att det används delvis olika språk mellan forskning och praktik, så som olika tillämpning av samma termer. Hur lär vi oss att prata samma språk mellan forskning och praktik för att öka förståelsen för varandra? Mer samverkan kan vara ett alternativ, och mer samverkan som inkluderar aktiva

diskussioner så att det blir tydligt var vi använder olika språk. Ett alternativ kan vara att fokusera på arter som alla förstår och kan relatera till och att använda dem som bryggor i kommunikationen. Om vi kan framföra bra berättelser så ökar förutsättningarna för förståelse mellan olika instanser och perspektiv.

Tydligare målbilder: Från både forskning och praktik efterfrågas tydligare målbilder för funktionella landskap. En del av problematiken med att bistå med fakta och konkreta svar från forskningen beror på att det inte är tydligt vad som avses med funktionella landskap på ett mer detaljerat plan. Vilka krav kan preciseras för funktionella landskap? Funktionellt innebär delvis olika saker för olika organismer, liksom funktionellt för biologisk mångfald jämfört med andra funktioner. Det framgår att det behövs mer djupgrävande diskussioner om funktionella begrepp för att få principiella utgångspunkter. Det behövs vidare klargörande varför vissa åtgärder är viktiga i olika sammanhang. Om målbilderna är tydligare blir det lättare att göra avvägningar och förstå vilka konsekvenser olika kompromisser medför. Tydlighet är en förutsättning för att kunna göra en bra riskbedömning av olika kompromisser. Förslag för att komma vidare med gemensamma målbilder är att föra vidare diskussioner mellan praktik och forskning och med olika forskargrupper. Från forskningsperspektiv framförs det att tydliga målbilder är en förutsättning för att kunna diskutera indikatorer mer konkret. Från forskningen framkommer även att det är svårt att diskutera funktionalitet för biologisk mångfald som långsiktig överlevnad med enbart fokus på hotade arter, utan att också diskutera bevarande av mer vanligt förekommande (men också minskande) arter som också är viktiga för andra ekosystemfunktioner såsom pollination, eftersom de kan gynnas av delvis olika åtgärder. I praktiken krävs det avvägningar som balanserar mellan olika ekosystemfunktionalitet för att prioritera rätt åtgärder i relation till viktiga ekosystemfunktioner. Kunskap om relationen mellan olika ekosystemfunktioner behövs för att kunna göra avvägningar mellan olika alternativ.

Win-win lösningar och trade-offs: Grön infrastruktur uppfattas ibland som en strategi för att finna win-win lösningar gällande mål för olika biologisk mångfald, ekosystemtjänster och andra funktioner som är önskvärda i ett landskap (klimataspekter, rekreation etc.), men det behövs en ökad förståelse för att detta inte alltid är möjligt. Åtgärder för en viss typ av biologisk

mångfald kan ha negativa effekter på en annan typ av biologisk mångfald, eller på en annan önskvärd funktion såsom klimatanpassning eller rekreation. Vidare diskussioner om avvägningar och prioriteringar behövs, där GI kan vara ett verktyg för att belysa och förstå konsekvenser av olika alternativ. GI kan därmed bidra till effektiv naturvård genom att beskriva vilka åtgärder och var i landskapet som de ger störst nytta för den budget som finns. Här finns det fortfarande behov av förtydligande om var i landskapet åtgärder bör genomföras för största effekt när landskapet som helhet ska vara funktionellt.

Tröskelvärden: Inom EU-rapporteringen av biologisk mångfald i Sverige genomförs biogeografisk uppföljning för arter och naturtyper. Bland annat ska dagens arealer för 89 naturtyper ställas i relation till så kallade referensarealer för respektive naturtyp. Från myndighetssidan önskas fler diskussioner mellan forskning och praktik gällande grunderna för hur mycket areal, vilken kvalitet och täthet etc. som behövs för att bevara biologisk mångfald i olika naturtyper och med utgångspunkt från olika arter. Tröskelvärden skiljer sig åt mellan arter, där vidare diskussioner kan föras med olika forskare för att identifiera lämpliga arter att använda som exempel för att identifiera referenspunkter gällande landskapens funktionalitet för långsiktig överlevnad med avseende på area, kvalitet och täthet. Detta arbete pågår redan genom samverkan mellan olika länsstyrelser och forskare, där resultaten från samverkansprojekt kan tydliggöras längre fram.

Landskap på olika skalor: Från myndighetshåll efterfrågas förtydligande diskussioner om hur funktionalitet på olika skalor förhåller sig till varandra. Landskap kan definieras utifrån arter men hur kan de olika skalor som då definieras informera varandra gällande landskapets övergripande funktionalitet? Exempelvis hur förhåller sig ett funktionellt landskap för hackspett till ett funktionellt landskap för fjärilar. En annan fråga kan vara om det är rimligt att tänka sig att det finns en övergripande funktionalitet som kan mätas i en enda dimension eller om olika skalor för olika arter/funktioner istället bör diskuteras parallellt.

Art-, naturtyps- och landskapsperspektiv: Arterna kan betraktas som den minsta byggstenen i ett landskapsperspektiv. Det blir då viktigt att identifiera arter som kan vara representativa för ett större antal arter som paraplyarter eller andra typer.

Vidare är det viktigt att de arter som identifieras är kommunikativa för att nå de många olika målgrupper som behöver nås av budskapet. Arterna är dock viktiga för att nå just hela landskapet och inte bara naturtyper, eftersom arternas resurser ofta finns i flera olika naturtyper i ett landskap medan beskrivningar av naturtyper inte räknar in landskapet och mervärdet som uppstår i mosaikartade landskap med olika naturtyper. Med utgångspunkt från arter kan perspektivet sedan skalas upp för att omfatta större landskapsavsnitt. Naturtyper som ligger som grund för att peka ut värdeetrakter är användbara men de ger dock inte bilden av hela landskapet, så hur kan vi arbeta vidare med funktionell GI inom en värdeetrakt? Och hur kan vi få reservatsarbetet att arbeta med landskapsperspektiv.

Utöver värdeetrakter är det viktigt för långsiktigheten att även inkludera områden som har god potential, även om biologisk mångfald inte är hög där idag. Under seminariet framkom till exempel vikten av andra naturtyper, som i sig självt är av mindre värde för biologisk mångfald, men som utgör värdefulla resurser för arterna i de biologiskt rika naturbetesmarkerna. Möjligtvis kan värdeetrakter vara ett bra underlag för prioriteringar då de inkluderar flera olika naturtyper.

Gällande artperspektivet framkom flera goda exempel på hur funktionalitet kan förbättras med ökad kvalitet genom justerad skötsel. För arterna blir det därför viktigt att inte bara identifiera de bästa områdena utan även de med potential och ha i åtanke de flera olika resurser som många arter är i behov av. För att nå ut till markägare kan exempel på arter med olika resursbehov vara en bra ingång för att belysa vikten av landskapsperspektivet.

Vidare gällande artperspektivet är det viktigt att fundera på var vi ska satsa på vad, det räcker inte med en strategi som kan täcka allt. I en del väldigt intensivt brukade områden kan vissa insatser för ekosystemtjänstdrivande arter vara bäst. Det kan även vara bra att satsa på att gynna arter som klarar sig med mycket små områden, ett frimärke, då det i ett landskapsperspektiv är små men viktiga pusselbitar för funktionaliteten.

Akvatiska miljöer: Det behövs ett tydligare helhetsgrepp för de akvatiska miljöerna, och även diskussioner som inkluderar de blöta miljöerna för landlevande organismer. Här kan det vara lämpligt för myndigheterna att se över hur de kan bistå med att

lyfta både akvatiska miljöer i ett bättre helhetsperspektiv och undersöka vidare vilka forskargrupper som kan vara relevanta att föra diskussioner om gällande denna fråga. Det finns exempelvis verktyg för analys av GI inom akvatiska miljöer, MOSAIC, som kunde lyftas för diskussion mer generellt inom GI-arbetet.

Övergångsmiljöer: Övergångsmiljöer har hitintills inte riktigt lyfts inom GI-arbetet, förutom en mosaikmarksanalys som beställdes gemensamt av flera länsstyrelser i ett tidigt skede av GI-arbetet, och som tidigare använts av Jordbruksverket inom arbete med kartering av jordbruksmark med höga naturvärden i Sverige ([Kartering av jordbruksmark med höga naturvärden \(HNV\) i Sverige](#)). Dessa miljöer är viktiga att få med för arter som nyttjar olika delar av landskapet. Det kan vara användbart att se till var det finns mosaiklandskap och vilka arter som nyttjar övergångsmiljöerna i just dessa landskap, exempelvis nötskrikan kan vara en sådan art. Som exempel pågår analyser av biologiska värden i olika typer av brynmiljöer inom den regionala miljöövervakningen av småbiotoper i Remiil.

Dataunderlag: Under seminariet och i den här rapporten nämns i förbigående underlag som finns att arbeta med för de olika naturtyperna. Det vore värdefullt att se hur dessa underlag ska tas upp på ett strukturerat sätt så att det tydligt framgår vilka underlag som finns och vilka som skulle behövas för att kunna identifiera var de funktionella landskapen finns. Information om dataunderlag har inte varit möjlig att sammanställa inom ramen för detta projekt men detta kan komma att tydliggöras inom pågående projekt om [indikatorer för biologisk mångfald på landskapsnivå](#) som finansieras av Naturvårdsverket.

Komplettering av områdesskydd: Hur fångar vi upp och skyddar annan grön infrastruktur av vikt, som inte tas hand om av områdesskyddet via exempelvis OECM (*Other Effective Area-based Conservation Measures*). Inom exempelvis havsplaneringen är områden utpekade som är i behov av viss hänsyn, men de är inte formellt skyddade på något sätt. Kan OECMs komplettering av befintliga områdesskydd nyttjas för den här typen av åtgärder eftersom de finns upptagna i Konventionen om biologisk mångfald (CBD) och återrapporering är på gång. Den här typen av åtgärder kan kräva en aktiv förvaltning, som kan vara aktuellt inom flera sektoriella landskapsområden såsom hav skog och jordbruk.

Slutsatser

Vad som utmärker funktionella landskap för biologisk mångfald är en fråga som erbjuder många olika svar, beroende på vilken biologisk mångfald och funktion som är i fokus. I detta avsnitt presenterar vi några övergripande slutsatser utifrån vad som framkommit under arbetet med kunskapsseminariet och sammanställningen av den här rapporten. Det är dock viktigt att vara medveten om att det just nu pågår mycket relevant forskning, både i Sverige och internationellt som delvis kan komma att påverka de slutsatser vi presenterar här.

Landskap kan identifieras på flera olika sätt, men för att förstå om landskap är funktionella för de organismer som nyttjar dem behöver såväl avgränsningen av landskapet som definitionen av funktionalitet utgå från både naturtyper och organismernas resursbehov, livsmiljöernas kvalitet och rumsliga fördelning. För att uppnå funktionell konnektivitet behöver livsmiljöer och resurser finnas i tillräcklig storlek och kvalitet och vara fördelade på ett sådant sätt att det möjliggör rörelser. Detta gäller både på en mindre, lokal skala där djurs rörelser framför allt är de ständiga, dagliga rörelserna inom hemområden och på en större, regional skala där rörelserna snarare handlar om spridning. Ett entydigt fokus på naturtyper riskerar missa viktiga förhållande mellan naturtyper och arters olika resursbehov, där ett kompletterande fokus på organismernas behov tydliggör behov av olika naturtyper som tillsammans bildar landskap. Från presentationer av sektoriella landskap kan vi dra slutsatserna att när det finns ett tydligt mål för vad som ska uppnås (som bevarande av en viss art) så finns det ofta tillgänglig kunskap och data för att beskriva och identifiera funktionella landskap. I andra fall är kunskap, data och målsättningar mindre tydliga. Otydliga målsättningar kan bero på att landskap behöver fylla flera funktioner (som olika ekosystemtjänster) kopplade till olika biologisk mångfald, som i sig kan kräva något olika strategi för bevarande. I dessa fall kvarstår det viktiga diskussioner om prioriteringar som kan bidra till att tydliggöra målsättningar för det funktionella landskapet. Inom detta uppdrag har vi lagt mindre vikt vid att konkretisera hur uppföljning av funktionella landskap med hjälp av indikatorer kan genomföras, exempelvis vilka indikatorer som är aktuella. Detta beror främst på att målen i flera fall behöver tydliggöras för att avgöra vilka indikatorer som ska användas när, och varför. Vi kan dock konstatera att det redan

finns en stor mängd indikatorer för biologisk mångfald som tillämpas både vetenskapligt och inom myndighetsarbetet.

Avgränsningarna i den här rapporten tydliggör att akvatiska miljöer behöver presenteras och diskuteras vidare, även i relation till terrestra miljöer eftersom många terrestra organismer utnyttjar resurser i akvatiska miljöer. Till viss del saknas det även resonemang om övergångsmiljöer, som dock kan fångas upp genom fokus på artgrupper vars resurser fördelar sig över dessa miljöer.

Samverkan, både inom och mellan forskning och praktik har varit en viktig del av uppdraget. Samverkan har bidragit till att öppna upp för en tydligare dialog om de frågor som behöver lösas och vi kan konstatera att det är fortsatt viktigt att prioritera denna dialog för en ökad förståelse för olika sektors utmaningar och ansvar, samt var det finns samförstånd och var diskussioner kvarstår.

Referenser

- Abdi, A.M., Carrié, R., Sidemo-Holm, W., Cai, Z., Boke Olén, N., Smith, H.G., Eklundh, L., Ekroos, J. (2021). Biodiversity decline with increasing crop productivity in agricultural fields revealed by satellite remote sensing. *Ecological Indicators* 130, 108098.
- Adriaens, D., Honnay, O. and Hermy, M. (2006). No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological conservation*, 133,212-224.
- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., Aizen, M.A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology letters*, 9, 968-980.
- Aguilera, G., Ekroos, J., Persson, A.S., Pettersson, L.B., Öckinger, E. (2019). Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 22,335-344.
- Angelstam, P., M. Grodzynskyi, K. Andersson, R. Axelsson, M. Elbakidze, A. Khoroshev, I. Kruhlov, V. Naumov. (2013). Measurement, collaborative learning and research for sustainable use of ecosystem services: Landscape concepts and Europe as laboratory. *Ambio* 42, 129–145.
- Angelstam, P.K., Bütler, R., Lazdinis, M., Mikusiński, G., Roberge, J.M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation—dead wood as an example. In *Annales Zoologici Fennici* (pp. 473-482). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board.
- Angelstam, P., Roberge, J.M., Löhmus, A., Bergmanis, M., Brazaitis, G., Dönn-Breuss, M., Edenius, L., Kosinski, Z., Kurlavicius, P., Lärmanis, V., Lūkins, M. (2004). Habitat modelling as a tool for landscape-scale conservation: a review of parameters for focal forest birds. *Ecological bulletins*, pp.427-453.
- Angelstam, P., Manton, M., Pedersen, S., Elbakidze, M. (2017). Disrupted trophic interactions affect recruitment of boreal deciduous and coniferous trees in northern Europe. *Ecological Applications*, 27(4): 1108–1123.
- Angelstam, P., Pedersen, S., Manton, M., Garrido, P., Naumov, V., Elbakidze, M. (2017). Green infrastructure maintenance is more than land cover: large herbivores limit recruitment of key-stone tree species in Sweden. *Landscape and Urban Planning* 167,368–377.
- Angelstam, P., Munoz-Rojas, J., Pinto-Correia, T. (2019). Landscape concepts and approaches foster learning about ecosystem services. *Landscape Ecology* 34, 1445–1460.

- Angelstam, P., Manton, M., Green, M., Jonsson, B.-G., Mikusinski, G., Svensson, J., Sabatini, F. M. (2020). Sweden does not meet agreed national and international forest biodiversity targets: a call for adaptive landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 202, 103838.
- Angelstam, P., Manton, M. (2021). Effects of Forestry Intensification and Conservation on Green Infrastructures: A Spatio-Temporal Evaluation in Sweden. *Land*, 10, 531.
- Angelstam, P., Asplund, B., Bastian, O., Engelmark, O., Fedoriak, M., Grunewald, K., Ibisch, P.L., Lindvall, P., Manton, M., Nilsson, M., Nilsson, S.B. (2022). Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management*, 505, 119895.
- Angermeier, P.L. (1994). Does biodiversity include artificial diversity? *Conservation Biology*, 600-602.
- Aronson, M.F., Nilon, C.H., Lepczyk, C.A., Parker, T.S., Warren, P.S., Cilliers, S.S., Goddard, M.A., Hahs, A.K., Herzog, C., Katti, M., La Sorte, F.A. (2016). Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, 97(11), 2952-2963.
- Aronson, M.F., Lepczyk, C.A., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., MacIvor, J.S., Nilon, C.H., Vargo, T., 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189-196.
- Banaszak-Cibicka, W., Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331-343.
- Baldock, K.C. (2020). Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current opinion in insect science*, 38, 63-71.
- Batáry P, Báldi A, Ekroos J, Gallé R, Grass I, Tschardt T (2020). Biologia Futura: landscape perspectives on farmland biodiversity conservation. *Biologia Futura* 71, 9-18.
- Bengtsson, J., Bullock, J.M., Egoh, B., Everson, C., Everson, T., O'Connor, T., O'Farrell, P.J., Smith, H.G., Lindborg, R., (2019). Grasslands—more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, 10(2), p.e02582.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182–188.
- Berg, Å., Bergman, K.O., Wissman, J., Żmihorski, M., Öckinger, E. (2016). Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological conservation*, 201, 320-326.

- Bergman, K.O. (1999). Habitat utilization by *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. *Biological Conservation*, 88(1), 69-74.
- Bergman, K.O. (2001). Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*. *Journal of Applied Ecology*, 38(6), 1303-1313.
- Bergman, K.O., Landin, J. (2001). Distribution of occupied and vacant sites and migration of *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) in a fragmented landscape. *Biological Conservation*, 102(2), 183-190.
- Bergman, K.O., Kindvall, O. (2004). Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography*, 27(1), 49-58.
- Bergman, K.O., Dániel-Ferreira, J., Westerberg, L. (2015). Analys av miljöövervakningsdata av dagflygande storfjärilar i ängs- och betesmarker. Länsstyrelserna.
- Bergman, K.O., Dániel-Ferreira, J., Milberg, P., Öckinger, E., Westerberg, L. (2018). Butterflies in Swedish grasslands benefit from forest and respond to landscape composition at different spatial scales. *Landscape ecology*, 33(12), 2189-2204.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P., Reemer, M., Ohlemuller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A.P., Potts, S.G., Kleukers, R.J.M.C., Thomas, C.D., Settele, J. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.
- Blitzer, E.J., Gibbs, J., Park, M., Danforth, B.N. (2016). Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 1-7.
- Borgström, S. T., T. Elmqvist, P. Angelstam, Alfsen-Norodom, C. (2006). Scale mismatches in management of urban landscapes. *Ecology and Society* 11, 16
- Bowler DE, Heldbjerg H, Fox AD, de Jong M (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology* 33, 1120-1130.
- Bracy Knight, K., Seddon, E.S. and Toombs, T.P., 2020. A framework for evaluating biodiversity mitigation metrics. *Ambio*, 49, 1232-1240.
- Brittain C, Williams N, Kremen C, Klein A-M (2013). Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. *Proc. R. Soc. B.* 280, 20122767.
- Brumelis, G., Jonsson, B.G., Kouki, J., Kuuluvainen, T. and Shorohova, E., 2011. Forest naturalness in northern Europe: perspectives on processes, structures and species diversity.
- Buchholz, S., Gathof, A.K., Grossmann, A.J., Kowarik, I. and Fischer, L.K., 2020. Wild bees in urban grasslands:

- Urbanisation, functional diversity and species traits. *Landscape and Urban Planning*, 196, p.103731.
- Buckingham, D.L., Giovannini, P. and Peach, W.J., 2015. Manipulating grass silage management to boost reproductive output of a ground-nesting farmland bird. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 208, pp.21-28.
- Burns, F., Eaton, M.A., Burfield, I.J., Klvaňová, A., Šilarová, E., Staneva, A. and Gregory, R.D., 2021. Abundance decline in the avifauna of the European Union reveals cross-continental similarities in biodiversity change. *Ecology and evolution*, 11(23), pp.16647-16660.
- Butler, S.J., Freckleton, R.P., Renwick, A.R. and Norris, K., 2012. An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2), pp.317-326.
- Butt, N., Shanahan, D.F., Shumway, N., Bekessy, S.A., Fuller, R.A., Watson, J.E., Maggini, R. and Hole, D.G., 2018. Opportunities for biodiversity conservation as cities adapt to climate change. *Geo: Geography and Environment*, 5(1), p.e00052.
- Canterbury, G.E., Martin, T.E., Petit, D.R., Petit, L.J. and Bradford, D.F., 2000. Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring. *Conservation Biology*, 14(2), pp.544-558.
- Cardinale BJ, Wright JP, Cadotte MW, Carroll IT, Hector A, Srivastava DS (2007). Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proc. Nat. Acad. Sci* 46, 18123-12128.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- CBD. (1992). The Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>
- CBD. (2010). The Nagoya Protocol to the Convention on Biological Diversity.
- Colding, J. (2007). 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 81, 46-55.
- COM(2020)380. EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing nature back into our lives. European Commission.
- COM(2021). New EU Forest Strategy for 2030. European Commission.
- Cousins, S.A. (2009). Extinction debt in fragmented grasslands: paid or not? *Journal of Vegetation Science*, 20(1), 3-7.
- Dainese M, Martin EA, Aizen MA, Albrecht M, Bartomeus I, Bommarco R, Carvalheiro LG, Chaplin-Kramer R, Gagic V,

- Garibaldi LA, Ghazoul J, Jonsson M, Karp DS, Kennedy CM, Kleijn D, Kremen C, Landis DA, Letourneau DK, Marini L, Poveda K, Rader R, Smith HG, Tschardt T, Andersson GKS, Badenhausser I, Baensch S, Bezerra ADM, Bianchi FJJA, Boreux V, Bretagnolle V, Caballero-Lopez B, Cavigliasso P, Ćetković A, Chacoff NP, Claßen A, Cusser S, da Silva e Silva FD, de Groot GA, Dudenhöffer JH, Ekroos J, Fijen T, Franck P, Freitas BM, Garratt MPD, Grab H, Gratton C, Hipólito J, Holzschuh A, Hunt L, Iverson AL, Jha S, Keasar T, Kim TN, Kishinevsky M, Klatt BK, Klein A-M, Krewenka KM, Krishnan S, Larsen AE, Lavigne C, Liere H, Maas B, Maïke N, Mallinger RE, Martinez Pachon E, Martínez-Salinas A, Meehan TD, Mitchell MGE, Molina GAR, Nilsson L, O'Rourke ME, Peters MK, Plečáš M, Potts SG, Ramos D, Rosenheim JA, Rundlöf M, Rusch A, Sáez A, Scheper J, Schleuning M, Schmack J, Sciligo AR, Seymour C, Stanley DA, Stewart R, Stout JC, Sutter L, Takada MB, Taki H, Tamburini G, Tschumi M, Viana BF, Westphal C, Willcox BK, Wratten SD, Yoshioka A, Zaragoza-Trello C, Zhang W, Zou Y, Steffan-Dewenter I (2019). A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5, eaax0121.
- Dalmayne, J., Möckel, T., Prentice, H.C., Schmid, B.C., Hall, K., (2013). Assessment of fine-scale plant species beta diversity using WorldView-2 satellite spectral dissimilarity. *Ecological informatics*, 18, 1-9.
- Dearborn, D. C., Kark, S. (2010). Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440.
- Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. Angelstam, P. (2004). Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecological Bulletins*, 51, 233-239.
- Degerman, E., K. Andersson, H. Söderberg, O. Norrgrann, L. Henrikson, P. Angelstam, J. Törnblom. (2013). Predicting population status of freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*, L.) in central Sweden using instream and riparian zone land-use data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 23(2), 332-342.
- DeLong, D.C.Jr. (1996). Defining Biodiversity. *Wildlife Society Bulletin* 24 (4), 738-749.
- Dennis, R. L. H., Dapporto, L., Dover, J. W. (2014). Ten years of the resource-based habitat paradigm: biotope habitat issues and implications for conserving butterfly biodiversity. *J. Insect. Biodivers.* 2, 1–32.
- Devictor, V., Julliard, R. Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, 117(4), 507-514.

- Directive 92/43/EEC. *On the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. European Council
- Divišek, J., Chytrý, M. (2018). High-resolution and large-extent mapping of plant species richness using vegetation-plot databases. *Ecological Indicators*, 89, 840-851.
- Donnelly, A., Jones, M., O'Mahony, T., Byrne, G. (2007). Selecting environmental indicator for use in strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(2), 161-175.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65, 169-175.
- Dänhardt, J., Smith, H.G., Brady, M., Sahlin, U. (2016). *Mot en evidensbaserad CAP*.
- EEA (1999). *Environmental Indicators: Typology and overview*. Technical Report No 25. European Environmental Agency, Copenhagen.
- EEA (European Environment Agency) (2007) *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. EEA technical report 11/2007, Luxembourg.
- Eide, Wenche (red.) (2014). *Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013*. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., Smith, H. G. (2014). Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation*, 172, 65-71.
- Ekroos, J., Kleijn, D., Batáry, P., Albrecht, M., Báldi, A., Blüthgen, N., Knop, E., Kovács-Hostyánszki, A., Smith, H.G. (2020). Land-use intensity in grasslands constrains wild bee species richness in Europe. *Biological Conservation* 241, 108255.
- Ekroos, J, von Post, M., Nilsson, L., Smith, H.G. (2020). *Grön infrastrukturens effekter på biologisk mångfald*. Rapport 6922. Naturvårdsverket.
- Eliasson, C.U., Ryrholm, N., Holmér, M., Gilg, K., Gärdenfors, U. (2005) *Nationalnyckeln Till Sveriges Flora Och Fauna*. Fjärilar: Dagfjärilar. Hesperidae – Nymphalidae. ArtDatabanken, SLU, Uppsala
- Eriksson, O., Cousins, S.A., Bruun, H.H. (2002). Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of vegetation science*, 13(5), 743-748.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515.
- Failing, L., Gregory, R. (2003). Ten common mistakes in designing biodiversity indicators for forest policy. *Journal of environmental management*, 68(2), 121-132.
- Feit, B., Blüthgen, N., Traugott, M., Jonsson, M. (2019). Resilience of ecosystem processes: a new approach shows that functional

- redundancy of biological control services is reduced by landscape simplification. *Ecology Letters*, 22, 1568-1577.
- Ferris, R., Humphrey, J.W. (1999). A review of potential biodiversity indicators in British forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 72, 313–328.
- Fischer, L.K., Eichfeld, J., Kowarik, I., Buchholz, S. (2016). Disentangling urban habitat and matrix effects on wild bee species. *PeerJ*, 4, p.e2729.
- Flynn, D.F.B., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Trautman Richers, B., Lin, B.B., Simpson, N., Mayfield, M.M., DeClerck, F. (2009). Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* 12, 22-33.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A.L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., Vaissière, B.E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PloS one*, 9(8), p.e104679.
- Franzén, M., Nilsson, S.G. (2008). How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography*, 31(6), 698-708.
- Garibaldi, L.A., Carvalheiro, L.G., Leonhardt, S.D., Aizen, M.A., Blaauw, B.R., Isaacs, R., Kuhlmann, M., Kleijn, D., Klein, A.M., Kremen, C., Morandin, L., Scheper, J., Winfree, R. (2014). From research to action: enhancing crop yield through wild pollinators. *Frontiers Ecol Envir* 12, 439-447.
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T., Nielsen, A.B. (2014). The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management*, 330, 82-93.
- Gao, T., Nielsen, A.B., Hedblom, M. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420-434.
- Green, R.E. (1996). Factors affecting the population density of the corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland. *Journal of Applied Ecology*, pp.237-248.
- Green, M., Haas., Lindström, Å., Nilsson, L. (2021). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2020. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds Universitet. 94 pp.
- Gregory, R. D., A. van Strien, P. Vorisek, A. W. Gmelig Meyling, D. G. Noble, R. P. Foppen, D. W. Gibbons. (2005). Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360, 269-288.
- Gregory, R. D., A. van Strien, A. (2010). Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science*, 9, 3-22.

- Grieff-Andersson, C. (1998). *Habitatval och ägglägningspreferenser hos gullvivefjärilen Hamearis lucina Linnaeus 1758 (Roidinidae) i Östergötland*. Examensarbete vid avdelningen för biologi. Institutionen för Fysik och Mätteknik. Linköpings Universitet.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X. Briggs, J.M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756-760.
- Güneralp, B., Seto, K.C. (2013). Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. *Environmental Research Letters*, 8(1), 14025.
- Güneralp, B., Reba, M., Hales, B.U., Wentz, E.A., Seto, K.C. (2020). Trends in urban land expansion, density, and land transitions from 1970 to 2010: a global synthesis. *Environmental Research Letters*, 15(4), 44015.
- Haest, B., Vanden Borre, J., Spanhove, T., Thoonen, G., Delalieux, S., Kooistra, L., Mûcher, C.A., Paelinckx, D., Scheunders, P., Kempeneers, P. (2017). Habitat mapping and quality assessment of NATURA 2000 heathland using airborne imaging spectroscopy. *Remote Sensing*, 9(3), 266.
- Hahs, A.K., McDonnell, M.J., McCarthy, M.A., Vesk, P.A., Corlett, R.T., Norton, B.A., Clemants, S.E., Duncan, R.P., Thompson, K., Schwartz, M.W., Williams, N.S. (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology letters*, 12(11), 1165-1173.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one*, 12(10), p.e0185809.
- Hanski, I., Pakkala, T., Kuussaari, M., Lei, G. (1995). Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos*, 21-28.
- Hanski, I., Moilanen, A., Gyllenberg, M. (1996). Minimum viable metapopulation size. *The American Naturalist*, 147(4), 527-541.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski, I. (2005). *The Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. Oldendorf / Luhe: International Ecology Institute.
- Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. *Ambio*, 40(3), 248-255.
- Hanski, I., Ovaskainen, O. (2000). The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404, 755–758
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Haslett, J.R., Blicharska, M., Bucur, M., Dunford, R., Egoh, B., Garcia-Llorente, M., Geamănă, N., Geertsema, W. (2014). Linkages between

- biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem services*, 9, 191-203.
- Hasund, P.K., Jonasson, L., Smith, H.G., Stjernman, M., Caplat, P., Birkhofer, K., Clough, Y., Hanson, H. (2016). *Bra vällersättning och kompensationsstöd, - Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljön och samhällsekonomin*. Utvärderingsrapport 2016:6, Jordbruksverket.
- Hedblom, M., Lindberg, F., Vogel, E., Wissman, J., Ahrné, K. (2017). Estimating urban lawn cover in space and time: Case studies in three Swedish cities. *Urban Ecosystems*, 20(5), 1109-1119.
- Hedwall, P.O., Brunet, J. (2016). Trait variations of ground flora species disentangle the effects of global change and altered land-use in Swedish forests during 20 years. *Global change biology*, 22(12), 4038-4047.
- Hezri, A.A., Dovers, S.R. (2006). Sustainability indicators, policy and governance: Issues for ecological economics. *Ecological economics*, 60(1), 86-99.
- Hilmers, T., Freiss, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Rupert, H., Müller, J. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*.
- Hodgson, J.A., Moilanen, A., Wintle, B.A. Thomas, C.D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48(1), 148-152.
- Holt, A. (2006). Biodiversity definitions vary within the discipline. *Nature*, 444(7116), 146-146.
- Hooper, D.U., Chapin Iii, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- Ignatieva, M., Hedblom, M. (2018). An alternative urban green carpet. *Science*, 362(6411), 148-149.
- Isaac, N.J., Brotherton, P.N., Bullock, J.M., Gregory, R.D., Boehning-Gaese, K., Connor, B., Crick, H.Q., Freckleton, R.P., Gill, J.A., Hails, R.S., Hartikainen, M. (2018). Defining and delivering resilient ecological networks: Nature conservation in England. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2537-2543.
- Isaksson C. (2018). *Impact of Urbanization on Birds*. In: Tietze D. (eds) Bird Species. Fascinating Life Sciences. Springer, Cham.
- Jensen, J.K., Jayousi, S., von Post, M., Isaksson, C., Persson, A.S. (2021). Contrasting effects of tree origin and urbanization on

- invertebrate abundance and tree phenology. *Ecological Applications*, p.e02491.
- Johansson, V., Koffman, A., Hedblom, M., Deboni, G., Andersson, P. (2018). Estimates of accessible food resources for pollinators in urban landscapes should take landscape friction into account. *Ecosphere*, 9(10), e02486.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Franzén, M. (2019). Intense grazing of calcareous grasslands has negative consequences for the threatened marsh fritillary butterfly. *Biological Conservation*, 239, 108280.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Franzén, M. (2020). Extreme weather affects colonization–extinction dynamics and the persistence of a threatened butterfly. *Journal of Applied Ecology*, 57(6), 1068-1077.
- Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Säwenfalk, D.S., Norman, H., Franzén, M. (2022). Quick recovery of a threatened butterfly in well-connected patches following an extreme drought. *Insect Conservation and Diversity*.
- Jonsson, M., Bommarco, R., Ekbom, B., Smith, H.G., Bengtsson, J., Caballero-Lopez, B., Winqvist, C., Olsson, O., Freckleton, R. (2014). Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 243-252.
- Jonsson, B.G.(2021). *Vad är biologisk mångfald i ett biologiskt perspektiv?* I Tunón, H., Sandell, K. (red.) Biologisk mångfald, naturnyttor och ekosystemtjänster. Svenska perspektiv på livsviktiga framtidsfrågor. CBM:s skriftserie 121. SLU och Naturvårdsverket.
- Jost, L. (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113, 363-375.
- Jost, L., DeVries, P., Walla, T., Greeney, H., Chao, A., Ricotta, C. (2010) Partitioning diversity for conservation analyses. *Diversity and Distributions* 16, 65-76.
- Jump, A.S., Marchant, R., Peñuelas, J. (2009). Environmental change and the option value of genetic diversity. *Trends in Plant Science*, 14, 51-58.
- Kean, J.M. (2006). Testing models for equilibrium distribution and abundance of insects. *New Zealand Journal of Ecology*, 53-60.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 276(1658), 903-909.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.M., Kremen, C., M'gonigle, L.K., Rader, R., Ricketts, T.H. (2015). Delivery of crop pollination

- services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature communications*, 6(1), 1-9.
- Kühn, I., Brandl, R., Klotz, S. (2004). The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6, 749–764.
- Kuuluvainen, T., Angelstam, P., Frelich, L.E., Jõgiste, K., Koivula, M., Kubota, Y., Lafleur, B., Macdonald, E. (2021). Natural disturbance-based forest management: moving beyond retention and continuous-cover forestry. *Frontiers in Forests and Global Change*.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R.K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Rodà, F., Stefanescu, C. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in ecology & evolution*, 24(10), 564-571.
- Larocque, G.R., Shugart, H.H., Xi, W., Holm, J.A. (2016). Forest succession models. *Ecological forest management handbook*, 179, 179-221.
- Larsson, A. (red) (2011). *Tillståndet i skogen – rödlistade arter i ett nordiskt perspektiv*. ArtDatabanken Rapporterar 9. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Lawton, J. H., Brotherton, P. N. M., Brown, V. K., Elphick, C., Fitter, A. H., Forshaw, J., Haddow, R. W., Hilborner, S., Leafe, R. N., Mace, G. M., Southgate, M. P., Sutherland, W. J., Tew, T. E., Varley, J. & Wynne, G. R. (2010). *Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological networks*. Report to Defra.
- Lin, B.B., Fuller, R.A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of applied ecology*, 50(5), 1161-1168.
- Lin, B.B., Fuller, R.A., Bush, R., Gaston, K.J., Shanahan, D.F. (2014). Opportunity or orientation? Who uses urban parks and why. *PLoS one*, 9(1), p.e87422.
- Lindborg, R. and Eriksson, O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85(7), 1840-1845.
- Lindström, Å., Olsson, O., Smith, H.G., Stjernman, M. (2017). *What measures should be taken to improve conditions for Swedish Farmland Birds, as reflected in the Farmland Bird Index?* Utvärderingsrapport 2017:5. Jordbruksverket.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S., Sjögren-Gulve, P. (2004). Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and urban planning*, 68(4), 403-427.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (2016). *The theory of island biogeography*. Princeton university press.

- Mace, G.M., Baillie, J.E. (2007). The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conservation Biology*, 21(6), 1406-1413.
- Manton, M.G., Angelstam, P., Mikusinski, G. (2005). Modelling habitat suitability for deciduous forest focal species - a sensitivity analysis using different satellite land cover data. - *Landscape Ecology* 20, 827-839.
- Manton, M., Angelstam, P., Naumov, V. (2019). Effects of land use intensification on avian predator assemblages: A comparison of landscapes with different histories in northern Europe. *Diversity*, 11, 70.
- Manton, M., Angelstam, P. (2021). Macroecology of North European Wet Grassland Landscapes: Habitat Quality, Waders, Avian Predators and Nest Predation. *Sustainability* 13, 8138.
- Marín, A.I., Malak, D.A., Bastrup-Birk, A., Chirici, G., Barbati, A. Kleeschulte, S. (2021). Mapping forest condition in Europe: Methodological developments in support to forest biodiversity assessments. *Ecological Indicators*, 128, 107839.
- McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, 11, 161–176.
- Melts, I., Lanno, K., Sammul, M., Uchida, K., Heinsoo, K., Kull, T., Laanisto, L. (2018). Fertilising semi-natural grasslands may cause long-term negative effects on both biodiversity and ecosystem stability. *Journal of Applied Ecology*, 55(4), 1951-1955.
- Mitchell, M. G. E., Suarez-Castro, A. F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gastin, K.J., Johansen, K., Rhodes, J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(4), 190-198.
- Morais, T.G., Teixeira, R.F., Figueiredo, M., Domingos, T. (2021). The use of machine learning methods to estimate aboveground biomass of grasslands: A review. *Ecological Indicators*, 130, p.108081.
- Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L., Jenni, L. (2005). Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology*, 146(1), 14-23.
- Müller, J., Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981-992.
- Munn, R. E. (1988). The design of integrated monitoring systems to provide early indications of environmental/ecological changes. *Environmental Monitoring and Assessment*, 11, 203-217.

- Möckel, T., Dalmayne, J., Schmid, B.C., Prentice, H.C., Hall, K. (2016). Airborne hyperspectral data predict fine-scale plant species diversity in grazed dry grasslands. *Remote Sensing*, 8(2), 133.
- Narango, D.L., Tallamy, D.W., Marra, P.P. (2018). Nonnative plants reduce population growth of an insectivorous bird. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(45), 11549-11554.
- Naturvårdsverket (2010). Rapport 6342. *Arbetsätt för biologisk mångfald och andra värden i ett landskapsperspektiv*. En handledning.
- Naturvårdsverket och Statistiska Centralbyrån (2018). *Skyddad natur*, 2017-12-03, MI 41 SM 1801.
- Naturvårdsverket (2021). *Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2021, - Med fokus på statliga insatser*. Rapport 6968. Naturvårdsverket.
- Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146, 579-600.
- Nice, C.C., Forister, M.L., Harrison, J.G., Gompert, Z., Fordyce, J.A., Thorne, J.H., Waetjen, D.P., Shapiro, A.M. (2019). Extreme heterogeneity of population response to climatic variation and the limits of prediction. *Global change biology*, 25(6), 2127-2136.
- Nicholson, C.C., Ricketts, T.H., Koh, I., Smith, H.G., Lonsdorf, E.V., Olsson, O. (2019). Flowering resources distract pollinators from crops: Model predictions from landscape simulations. *Journal of Applied Ecology*, 56, 618-628.
- Niemelä, J., J. Young, D. Alard, M. Askasibar, K. Henle, R. Johnson, M. Kurttila, T.-B. Larsson, S. Matouch, P. Nowicki, R. Paiva, L. Portoghesi, R. Smulders, A. Stevenson, U. Tartes, A. Watt. (2005). Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe. *Forest Policy and Economics*, 7, 877-890.
- Noss, R.F. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4, 355-364.
- Noss, R.F. (1999). Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest ecology and management*, 115(2-3), 135-146.
- OECD (2019), "The Post-2020 Biodiversity Framework: Targets, indicators and measurability implications at global and national level", November version.
- Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Blake Suttle, K.,

- Mace, G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A., Bullock, J.M. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *TREE*, 30, 673-684.
- Olsson, O., Bolin, A. (2014). A model for habitat selection and species distribution derived from central place foraging theory. *Oecologia*, 175, 537-548.
- Opdam, P., Verboom, J., Pouwels, R. (2003). Landscape cohesion: an index for the conservation potential of landscapes for biodiversity. *Landscape ecology*, 18(2), 113-126.
- Pardini, R., Bueno, A.D.A., Gardner, T.A., Prado, P.I., Metzger, J.P. (2010). Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, 5(10), e13666.
- Partelow, S. (2018). A review of the social-ecological systems framework. *Ecology and Society*, 23(4).
- Persson, A.S., Ekroos, J., Olsson, P., Smith, H.G. (2020). Wild bees and hoverflies respond differently to urbanisation, human population density and urban form. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103901.
- Persson, K. (2006). *Oviposition and habitat preferences of Hamearis lucina in the province of Östergötland, Sweden*. Final thesis for Linköping University, IFM, Department of Biology.
- Pilstjärna, M., Hannerz, M. (2020). *Mäta biologisk mångfald – en jämförelse mellan olika länder*. Future Forests Rapportserie 2020:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå, 78 sidor.
- Pressey, R.L., Visconti, P., McKinnon, M.C., Gurney, G.G., Barnes, M.D., Glew, L., Maron, M. (2021). The mismeasure of conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(9), 808-821.
- Pulliam, H.R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 3, 349-361.
- Pärtel, M., Bruun, H.H., Sammuli, M. (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland science in Europe*, 10(1), 14.
- Regeringsuppdrag (2012). M2012/722/Nm. *Uppdrag till Naturvårdsverket att utarbeta en landskapsanalys och analysera relevanta styrmedel för att utveckla den gröna infrastrukturen*. Regeringen.
- Regeringsuppdrag (2013). M2013/1086/Nm. *Uppdrag om framtagande av förslag till handlingsplan på regional nivå*. Regeringen.
- Ricketts, T. H., Watson, K. B., Koh, I., Ellis, A. M., Nicholson, C. C., Posner, S., Richardson, L. L., Sontela, J. (2016). Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services. *Nature Communications*, 7, 13106.
- Roberge, J.M., Angelstam, P., Villard, M.A. (2008). Specialised woodpeckers and naturalness in hemiboreal forests—deriving

- quantitative targets for conservation planning. *Biological conservation*, 141(4), 997-1012.
- Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in time and space*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sahlin, U., Stjernman, M., Roger, F., Tyler, T., Olsson, O., Pettersson, L.B., Lindström, Å., Smith, H.G. (2020), *Utveckling och test av index för biologisk mångfald i ängs- och betesmarker*. Utvärderingsrapport, nr. 4, vol. 2020, Jordbruksverket.
- Sarin, C., Bergman, K.O. (2010). Habitat utilisation of burnet moths (*Zygaena* spp.) in southern Sweden: a multi-scale and multi-stage perspective. *Insect Conservation and Diversity*, 3(3), 180-193.
- SCB (2019). *Markanvändningen i Sverige, sjunde utgåvan*. Statistiska Centralbyrån.
- Scherer, G., Fartmann, T. (2021). Occurrence of an endangered grassland butterfly is mainly driven by habitat heterogeneity, food availability, and microclimate. *Insect Science*.
- Schirmel, J., Bundschuh, M., Entling, M.H., Kowarik, I., Buchholz, S. (2016). Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. *Global Change Biology*, 22(2), 594-603.
- Schlagloth, R., Santamaria, F., Golding, B., Thomson, H. (2018). Why is it important to use flagship species in community education? The Koala as a case study. *Animal Studies Journal*, 7(1), 127-148.
- Seto, K.C., Güneralp, B., Hutyra, L.R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088.
- Siddig, A.A., Ellison, A.M., Ochs, A., Villar-Leeman, C., Lau, M.K. (2016). How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. *Ecological Indicators*, 60, 223-230.
- Smith, H.G., Birkhofer, K., Clough, Y., Ekroos, J. Olsson, O., Rundlöf, M. (2014). *Beyond dispersal: the role of animal movement in modern agricultural landscapes*, In: *Animal Movement Across Scales*, edited by L. A. H. Hansson and S. Åkesson, Oxford University Press.
- Soga, M., Gaston, K.J. (2018). Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(4), 222-230.
- SOU (2020). 2020:73. *Stärkt äganderätt, flexibla skyddsformer och naturvård i skogen*. Statens Offentliga Utredningar, Stockholm.

- Stott, I., Soga, M., Inger, R., Gaston, K.J. (2015). Land sparing is crucial for urban ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(7), 387-393
- Sushinsky, J.R., Rhodes, J.R., Possingham, H.P., Gill, T.K., Fuller, R.A. (2013). How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? *Global change biology*, 19(2), 401-410.
- Svensson, J., Mikusiński, G., Jonsson, B.G. (2019). *Det boreala skogslandskapets gröna infrastruktur*. Rapport 6910. Naturvårdsverket.
- Tallamy, D.W., Shriver, W.G. (2021). Are declines in insects and insectivorous birds related? *Ornithological Applications*, 123, 1-8.
- Thomas, C.D., Hanski, I. (1997). *Butterfly metapopulations*. In: *Metapopulation biology* (pp. 359-386). Academic Press.
- Thomas, J.A., Simcox, D.J., Hovestadt, T. (2011). Evidence based conservation of butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 15(1), 241-258.
- Toivonen, M., Herzon, I., Kuussaari, M. (2016). Community composition of butterflies and bumblebees in fallows; niche breadth and dispersal capacity modify responses to fallow type and landscape. *Journal of Insect Conservation*, 20, 23-34.
- Tuomisto, H. (2010). A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33, 2-22
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857-874.
- Turlure, C., Schtickzelle, N., Dubois, Q., Baguette, M., Dennis, R.L.H., Van Dyck, H. (2019). Suitability and Transferability of the Resource-Based Habitat Concept: A Test With an Assemblage of Butterflies. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 127.
- Turner, E.C., Granroth, H., Johnson, H.R., Lucas, C.B., Thompson, A.M., Froy, H., German, R.N., Holdgate, R. (2009). Habitat preference and dispersal of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) on an abandoned chalk quarry in Bedfordshire, UK. *Journal of Insect Conservation*, 13(5), 475-486.
- Turner, M., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process*. 2001 version. Springer-Verlag New York Inc.
- Törnblom, J., Degerman, E., Angelstam, P. (2011). Forest proportion as indicator of ecological integrity in streams using Plecoptera as a proxy. *Ecological indicators*, 11, 1366–1374.
- Törnblom, J., Angelstam, P., Degerman, E., Tamario, C. (2017). Prioritizing dam removal and stream restoration using critical

- habitat patch threshold for brown trout (*Salmo trutta* L.): a catchment case study from Sweden, *Écoscience*, 24(3–4), 157–166.
- van der Plas, F. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94(4), 1220-1245.
- Vandewalle, M., De Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Doleddec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P.A., Lavorel, S., Da Silva, P.M. (2010). Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2921-2947.
- Villemey, A., van Halder, I., Ouin, A., Barbaro, L., Chenot, J., Tessier, P., Calatayud, F., Martin, H., Roche, P., Archaux, F. (2015). Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. *Biological Conservation*, 191, 206-215.
- Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V.V., Tschardt, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—A systematic review. *Biological Conservation*, 241, p.108321.
- Wiens, J.A. (1989). Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.
- Wiens, J.A, Moss, M.R. (2005). *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*, red. J.A. Wiens, och M.R., Moss, 365–373. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wilson, E.O. (1988). The current state of biological diversity. *Biodiversity*, 521(1), 3-18.
- Wintle, B.A., Kujala, H., Whitehead, A., Cameron, A., Veloz, S., Kukkala, A., Moilanen, A., Gordon, A., Lentini, P.E., Cadenhead, C.R., Bekessy, S.A. (2019). Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, 116, 909-914.

Deltagarlista Kunskapsseminarium

Anna Persson, Lunds universitet
Anders Bergström, Länsstyrelsen Västra Götaland
Bo Söderström
Camilla
Caroline Jarlback, Länsstyrelsen Örebro
Christina Schaffer, Sveriges Lantbruksuniversitet
Debora Arlt, Sveriges Lantbruksuniversitet
Gudrun Berlin, Länsstyrelsen Skåne
Helena Dehlin, Skogsstyrelsen
Helena Rygne, Länsstyrelsen Örebro
Håkan Berglund, Sveriges Lantbruksuniversitet
Ingrid Johansson Horner, Naturvårdsverket
Jan Bengtsson, Sveriges Lantbruksuniversitet
Jan Schmidtbauer Crona, Havs- och Vattenmyndigheten
Jessica Lindgren Stockholms universitet
Johan Ekroos, Helsingfors universitet/Lunds universitet
Johan Niss, Länsstyrelsen Skåne
Johan Svensson, Sveriges Lantbruksuniversitet
Karl-Olof Bergman, Linköpings universitet
Klara Rosenström, Länsstyrelsen Stockholm
Lena Andersson
Maria von Post, Lunds universitet
Martin Stjernman, Lunds universitet
Mikael Proos, Naturvårdsverket
Mikael Svensson, SLU Artdatabanken
Ola Olsson, Lunds universitet
Per Angelstam, Sveriges Lantbruksuniversitet
Pål Axel Olsson, Lunds universitet
Sandra Lindström, Jordbruksverket
Sigvard Bast, KTH
Sofia Berg, Högskolan i Skövde
Sofia Gylje Blank, SLU Artdatabanken
Ulla Mörtberg, KTH
Xi-Lillian Pang, KTH
Örjan Bodin, Stockholms universitet

Indikatorer för funktionella landskap

Syftet med den här rapporten är att kommunicera väsentlig ekologisk kunskap som är relevant att ha som utgångspunkt inom arbetet med att utveckla målbilder för funktionella gröna infrastrukturer i olika typer av landskap, samt vid planering av bevarandeåtgärder och uppföljning kopplat till detta. Innehållet bygger i huvudsak på olika forskares redovisningar gjorda vid ett digitalt kunskapsseminarium som genomfördes 29 november 2021.

