

Effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald

- en forskningsöversikt

JOHAN EKROOS, MARIA VON POST, LOVISA NILSSON OCH HENRIK G. SMITH

RAPPORT 6922 • APRIL 2020



Effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald

- en forskningsöversikt

Författare Johan Ekroos, Maria von Post, Lovisa Nilsson och Henrik G. Smith

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

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

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6922-3

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2020

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2020

Omslagsfoto: Brutet jordbrukslandskap / Flygfoto av Åke Lindström



Förord

Naturvårdsverket tar löpande fram kunskap om miljön i syfte att stödja det miljöarbete som bedrivs på myndigheten och i samhället. Grön infrastruktur är en viktig del av Sveriges arbete för att främja biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Den här rapporten innehåller en forskningsöversikt som fokuserar på effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald. Arbetet har finansierats av Naturvårdsverket, som lagt ut uppdraget på Johan Ekroos, Maria von Post, Lovisa Nilsson och Henrik G. Smith, Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. Författarna svarar själva för innehållet och slutsatserna i rapporten.

Stockholm 18 maj 2020

Lisa Eriksson
Chef för utvärderingsenheten

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	9
INTRODUKTION	11
Rapportens övergripande syfte	11
Vad är Grön Infrastruktur?	11
Bakgrund - svenskt perspektiv	14
Rapportens avsikt och avgränsning	16
TEORI	18
Landskapsperspektiv	18
Biologisk mångfald: generell bakgrund och teoretiska ramverk	18
Öbiogeografiteori	21
Metapopulationsteori	22
Källor och sänkor	23
Landskapskomplettering och supplementering	23
Konnektivitet	25
Ekosystemtjänster	26
Ekosystemtjänster som begrepp	26
Ekosystemtjänster, biologisk mångfald och grön infrastruktur	28
Mer eller bättre förbundna habitat?	31
METODBESKRIVNING KVANTITATIV KUNSKAPSSAMMANSTÄLLNING	33
Identifiering av relevant litteratur	33
Analys och sammanställning av resultat	34
Resultat litteraturgenomgång	35
TOLKNING OCH REFLEKTION	41
Övergripande tolkning av resultat	41
Tolkning av resultat i förhållande till bebyggda miljöer	43
Tolkning av resultat i förhållande till jordbrukslandskapet	45
Tolkning av resultat i förhållande till skogsmiljöer	46
Slutsatser	47
REFERENSER	49
BILAGA 1. INKLUDERADE PUBLIKATIONER	58
BILAGA 2. PUBLIKATIONER RELEVANTA FÖR GRÖN INFRASTRUKTUR MEN FOKUS UTANFÖR TEMPERERAD KLIMATZON	76
Tabell 1. Kriterier för granskning	88
Tabell 2. Sammanslagning av kategorier	90

Sammanfattning

I denna forskningsöversikt presenterar vi konceptet grön infrastruktur som en övergripande modell för bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster i ett landskapsperspektiv. Grön infrastruktur är ett mångfacetterat och relativt nytt begrepp och forskningsöversikten är ett led i att tillgodose behovet av mer kunskap om grön infrastruktur som ett instrument att gynna biologisk mångfald.

Forskningsöversikten utgår från två arbetsmetoder som sammantaget presenterar hur forskningen om grön infrastruktur relaterar till teorier som beskriver hur biologisk mångfald påverkas av landskapsstruktur. Först presenterar vi landskapsekologiska teorier om biologisk mångfald och beskriver hur dessa är relevanta för konceptet grön infrastruktur. Därefter presenterar vi en kvantitativ sammanställning av den forskning som uttryckligen hänvisar till grön infrastruktur och som är relevant för svenska förhållanden (tempererade klimatzoner). Vi redovisar hur dessa studier hänvisar till de relevanta ekologiska teorierna samt vilka slutsatser som dras om lämpliga åtgärder. Den kvantitativa sammanställningen ligger därefter till grund för reflektioner om vilket behov av kunskap som finns för att möjliggöra en effektiv implementering av grön infrastruktur, som kan bidra till synergieffekter mellan de olika mål som en grön infrastruktur ämnar uppfylla.

Vår genomgång visar att antalet studier som fokuserar på grön infrastruktur, biologisk mångfald och ekosystemtjänster har ökat kraftigt under de senaste tio åren. Forsknningen om grön infrastruktur och biologisk mångfald har dominerats av studier gjorda i urbana miljöer. De mest undersökta taxonomiska grupperna utgjordes av växter och ryggradslösa djur, men i många fall kvantifierades biologisk mångfald endast indirekt som habitatyta. Generellt har forskningen en svag koppling till landskapsekologiska teorier som behandlar bevarande av biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster. De flesta av studierna hänvisar till konnektivitet som ett övergripande teoretiskt ramverk, vilket vi tolkar som att grön infrastruktur primärt ses som ett verktyg för att öka arters generella rörlighet i landskapet. Medan förbättring av habitatkvalitet ofta rekommenderades i studier som använde arter som hänvisning till biologisk mångfald, tolkades konnektivitet ofta som relevant då studierna utgick från habitatet som referens till biologisk mångfald, framför allt då gröna länkar var i fokus. Vår genomgång visar vidare att de ekosystemtjänster som studeras tillsammans med biologisk mångfald oftast inte är direkt associerade med biologisk mångfald utan snarare utgörs av övriga reglerande ekosystemtjänster såsom luftrening, temperatur- och vattenreglering, och kulturella ekosystemtjänster. Flertalet studier hänvisar till metoder och ramverk för att arbeta med planering och implementering av grön infrastruktur. Vi har inom ramen för denna översikt inte vidare granskat dessa ramverk, men ser det som en viktig framtida uppgift att utmejsla hur ändamålsenliga de är och hur de kopplar till relevanta landskapsekologiska teorier.

Sammanfattningsvis visar vår kunskapsöversikt är att det finns en rik och kraftigt expanderande forskning kring grön infrastruktur och dess effekter på biologisk mångfald. Det är emellertid också tydligt att den vetenskapliga litteraturen om grön infrastruktur saknar tydliga kopplingar till relevanta teoretiska modeller som beskriver hur den gröna infrastrukturen behöver fördelas rumsligt för att bevara både arter och dess ekosystemtjänster. Det saknas framför allt en tydlig koppling till den omfattande landskapsekologiska forskning som fokuserat på biologisk mångfald i jordbrukslandskap och skog. Vi ser därför det som en viktig forskningsfråga att utveckla ett perspektiv på grön infrastruktur som kopplar till de teoretiska ramverk som är av betydelse för bevarande av biologisk mångfald, så att forskning om grön infrastruktur tydligare kan bidra till implementering av effektiva åtgärder för bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Summary

In this research review, we present the concept of green infrastructure as an overall model for the conservation of biodiversity and ecosystem services from a landscape perspective. Because green infrastructure is a multifaceted and relatively new concept, the aim with this research review is to provide an overview on the general ecological background relevant to green infrastructure as an instrument for promoting biodiversity and ecosystem services, and an overview of existing research that has explicitly focused on green infrastructure in the above context.

The research review is based on two working methods that together illuminate how green infrastructure research relates to theories that describe the impact of landscape structure on biodiversity. First, we present general theories in landscape ecology that determines patterns of biodiversity, and describe the relevance of these theories for green infrastructure. We then present a quantitative review of research that explicitly addresses green infrastructure that is relevant for Swedish conditions (temperate climate zones). We show how these studies refer to the relevant ecological theories as well as the conclusions drawn about appropriate measures. The quantitative review then forms the basis for reflections on the knowledge needed to enable the successful implementation of green infrastructure, which can help create synergies between the different objectives that the green infrastructure strategy intends to meet.

Our review shows that the number of studies focusing on green infrastructure, biodiversity and ecosystem services has increased in an exponential fashion over the past ten years. Research on green infrastructure and biodiversity has been dominated by studies conducted in urban environments. The most studied taxonomic groups consisted of plants and invertebrates, but in many cases biodiversity was quantified only indirectly as habitat area. In general, the research is weakly linked to landscape ecology theories that address biodiversity conservation and associated ecosystem services. Most of the studies refer to connectivity as an overall theoretical framework, which in our interpretation means that green infrastructure is primarily seen as a tool for increasing mobility of species, in a general sense, in the landscape. While habitat quality improvement was often recommended in studies that used a taxonomic definition of biodiversity, connectivity was often interpreted as relevant when the studies refer to biodiversity as habitat, or green links. Furthermore, our review shows that ecosystem services studied in conjunction with biodiversity are usually not directly associated with (taxonomic) biodiversity, but rather consist of other regulating ecosystem services such as air purification, temperature and water regulation, and cultural ecosystem services. Most studies refer to methods and frameworks used during the planning and implementation of green infrastructure. We have not further examined these frameworks within the scope of this review, but we view it as an important

future task to define how effective they are and how they link to relevant landscape ecology theories.

In conclusion, we show that it is also clear that the scientific literature on green infrastructure, biodiversity and ecosystem services lacks clear links to relevant theoretical models describing how green infrastructure ought to be distributed spatially in order to preserve both species and their ecosystem services. In particular, there is no clear link to the extensive landscape ecology research focused on biodiversity in agricultural landscapes and forests. We therefore believe that a key future research question is to investigate the development of a green infrastructure perspective that links to fundamental theoretical frameworks relevant to biodiversity conservation in various kinds of landscapes. In this way, green infrastructure research can more clearly contribute to the implementation of effective measures for the conservation of biodiversity and ecosystem services.

Introduktion

Rapportens övergripande syfte

Syftet med denna rapport är att sammanställa kunskapsläget när det gäller vilka effekter *grön infrastruktur* har på biologisk mångfald och ett urval av ekosystemtjänster som är starkt kopplade till biologisk mångfald. Vårt fokus är åtgärder och strategier för att gynna biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster som uttryckligen bygger på konceptet grön infrastruktur. Som bakgrund presenterar vi grön infrastruktur som koncept i internationella och nationella bevarandestrategier. Vi visar hur konceptet kopplar till ett landskapsperspektiv på bevarande av biologisk mångfald, men att den optimala utformningen av grön infrastruktur beror på vilka ekologiska processer som är avgörande för bevarandet av biologisk mångfald. Slutligen redovisar vi en systematisk sammanställning av befintlig forskning kring effekterna av att tillämpa grön infrastruktur för att bevara biologisk mångfald, med fokus på forskning relevant för svenska förhållanden. Utifrån detta drar vi slutsatser kring vad forskningen säger om optimal implementering av grön infrastruktur och vilka kunskapsluckor som finns.

Vad är Grön Infrastruktur?

Den Europeiska Unionen (EU) lanserade år 2013 en strategi för *grön infrastruktur* (COM[2013] 249) som ett nytt koncept för bevarandet av biologisk mångfald¹ och ekosystemtjänster². Strategin för grön infrastruktur är förankrad i EU:s strategi för biologisk mångfald (COM[2011] 244) som understryker människans beroende av naturen, dess processer och därför i slutänden den biologiska mångfalden. Det ställs därför krav på att det förnyelsebara naturkapital som våra ekosystem utgör, med sina växter och djur, förvaltas på ett långsiktigt hållbart sätt. Ur ett globalt perspektiv påminner grön infrastruktur om riktlinjerna inom konventionen för biologisk mångfald och ekosystemansatsen, en strategi som syftar till att integrera förvaltningen av land, vatten och levande organismer så att bevarande och hållbart nyttjande främjas (COP 5, Nairobi 2000).

Konceptet *grön infrastruktur* bygger på två centrala grundprinciper: i) ett långsiktigt bevarande av biologisk mångfald under klimatförändringar och förändringar i markanvändning kräver ett landskapsperspektiv, och ii) bevarandet av biologisk mångfald måste integreras i ett holistiskt ramverk

¹ Biologisk mångfald definieras enligt FN:s konvention för biologisk mångfald som: "variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem" (citat från Naturvårdsverket, 2020-01-15).

² Ekosystemtjänster är de bidrag ekosystemen ger till människors välbefinnande, och kan vara försörjande, reglerande/underhållande eller kulturella bidrag av ekosystemen (Naturvårdsverket 2017). Det finns olika varianter på denna definition; Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) använder sig av det vidare begreppet "naturens bidrag till människan".

som även beaktar möjligheter för ekonomisk tillväxt och utveckling, klimat-anpassning, samt landskapets förmåga att generera ekosystemtjänster. Konceptet kan härledas från tidigare idéer om ekologiska nätverk, som består av värdekärnor, korridorer, buffertzoner och restaurerade miljöer (Benedict & McMahon 2006). På EU-nivå bildade habitatdirektivet, fågeldirektivet och Natura 2000 nätverket den konceptuella stommen för planerandet och utvecklingen av grön infrastruktur.

Grön infrastruktur definieras på flera olika sätt. EU kommissionen beskriver grön infrastruktur som: *ett strategiskt planerat nätverk av mer eller mindre naturliga områden som tillsammans med övriga element är designade och förvaltade att leverera en bredd av olika ekosystemtjänster, i både urbana och rurala miljöer* (COM[2013] 249). Naturvårdsverkets definition lyder något annorlunda, med en tydligare koppling till ett bevarandeperspektiv: *Ekologiskt funktionella nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sådant sätt att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet*” (M2014/1948/Nm) (figur 1). Förekomsten av olika definitioner visar att grön infrastruktur är ett begrepp med flera syften, som kan ha olika innebörd beroende på vem som använder sig av det. En sådan variation av innebörd kan både ha styrkor och svagheter. Styrkan är att det genom att vara ett gränsöverskridande koncept kan skapa kommunikation mellan vetenskap och praktik, medan svagheten är att det kan skapas en otydlighet i kommunikationen kring bevarandestrategier (Garmendia m.fl. 2016, Schleyer m.fl. 2017).



Figur 1. Naturvårdsverkets illustration av grön infrastruktur. Illustration: Kjell Ström.

Grön infrastruktur som begrepp kan å ena sidan syfta på konkreta fysiska miljöer, såsom skogar, våtmarker eller andra naturmiljöer, grönområden och parker i urbana områden, eller obrukade livsmiljöer i jordbrukslandskap, såsom betesmarker och åkerkanter. Å andra sidan kan grön infrastruktur också vara en beskrivning av ett övergripande ramverk för bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster, som kan används som ett pedagogiskt verktyg för att åskådliggöra hur olika intressentgrupper, såsom myndigheter, markägare, föreningar eller andra privata aktörer, värderar ett landskap eller olika landskapselement, och vem som engagerar sig i dessa frågor. Ett fokus på fysiska miljöer innebär ofta att man betraktar den gröna miljön som ett nätverk av habitat som sammanlänkas med gröna stråk (Salomaa m.fl. 2017). I detta perspektiv lyfts behovet av individernas eller arternas *obehindrade spridning* ofta fram som en central motivering för att planera för ett habitatnätverk som sammanbinder olika habitat med gröna länkar (Heller & Zavaleta 2009). Detta synsätt har en stark grund i meta-populationsteori, där risken för utrotning beror på hur fragmenterat ett habitat är (Hanski & Ovaskainen 2000). På senare tid har konceptet också relaterats till hur klimatförändringen påverkar arter, där deras möjlighet att anpassa sig till ett förändrat klimat genom ändrade utbredningsområden kan påverkas av möjligheten att sprida sig (Snäll m.fl. 2016). Grön infrastruktur som ramverk och ett pedagogiskt verktyg öppnar upp för möjligheten att i samverkan med relevanta intressentgrupper diskutera en mångfald av funktioner och värden som landskapet och dess komponenter står för, för att synliggöra olika behov och krav som samhällsaktörer har på sin omgivning, samt att lyfta fram synergier och målkonflikter mellan dessa (Garmendia m.fl. 2016, Salomaa 2017).

Den teoretiska bakgrunden till grön infrastruktur bygger till stor del på landskapsekologiska resonemang, det vill säga hur utformningen av livsmiljöer påverkar biologisk mångfald och ekologiska processer i ett landskapsperspektiv. Tidigare strategier för bevarande av biologisk mångfald har byggt på liknande teoretiska bakgrunder, men till skillnad från grön infrastruktur har dessa inte betonat bevarandet av ekosystemtjänster som baserar sig på ekologiska processer, strukturer och funktioner som den biologiska mångfalden i grund och botten genererar (så kallad *funktionell mångfald*). Grön infrastruktur kan därmed prioriteras och utformas på olika sätt, beroende på vilka arter eller ekologiska processer man vill gynna. Å ena sidan kan grön infrastruktur syfta till att förbinda skyddade områden som ofta har bevarats för att bevara arter för deras inneboende värde. I detta perspektiv kan grön infrastruktur ses som ett sätt att förhindra att skyddade områden blir funktionellt isolerade från varandra med ökad risk för förlust av sällsynta arter. Å andra sidan gör den ökande betoningen av ekosystemtjänstperspektivet att bevarandet av biologisk mångfald i vardagslandskapen kommit i fokus. I dessa vardagslandskap, som starkt påverkats av mänskliga aktiviteter, odlar vi jorden, brukar skogen, lever och bor. Även om många arter i dessa vardagslandskap inte är sällsynta eller hotade, har den funktionella mångfalden betydelse för ekosystemfunktioner som gynnar oss människor, t.ex. pollination av grödor, biologisk skadedjursbekämpning eller rekreationssupplevelser (Gaston 2010, Kleijn m.fl. 2015).

För att bevara biologisk mångfald i ett vidare perspektiv, med fokus på både artmångfald och funktionell mångfald, krävs en helhetssyn på landskapet som grön infrastruktur syftar till att beskriva.



Bild 1. Den funktionella mångfalden är bland annat viktig i våra odlingslandskap, där många av våra grödor är beroende av pollinatörer. Till vänster: Odlingslandskap i Skåne, fotograf Åke Lindström. Till höger: Födosökande *Bombus terrestris*, fotograf Theresia Widhalm.

Bakgrund - svenskt perspektiv

Grön infrastruktur har sedan lanseringen av den europeiska strategin plockats upp inom det nationella policy-arbetet i flertalet europeiska länder. I en enkätstudie som handlade om hur grön infrastruktur implementerades, visade Slätmo m.fl. (2019) att 11 av 32 länder inom EU har utvecklat explicita policy-ramverk för grön infrastruktur, däribland Sverige. Det framgår även att grön infrastruktur har integrerats inom olika policysektorer (markanvändning och landsbygdsutveckling, förvaltning av vattenresurser, jord- och skogsbruk, fiske samt klimatreglering/anpassning) för att uppnå fler syften utöver det som ursprungligen sattes upp som det primära målet av Europaparlamentet: att bevara biologisk mångfald (P7_TA[2012] 0146, sid 106).

Den svenska implementeringen av grön infrastruktur har en tydlig utgångspunkt i bevarandeperspektivet. Motiven till arbetet med grön infrastruktur ur ett svenskt perspektiv är dels desamma som på europeisk nivå, med koppling till konventionen om biologisk mångfald (CBD) och den europeiska strategin för bevarande av biologisk mångfald (COM[2011] 244), men även med stark koppling till flera av de nationella miljökvalitetsmålen (M2015/684/Nm). Inom ramen för det tidigare miljömålsarbetet, och arbetet med bevarande av biologisk mångfald, har Sverige redan tagit fram regionala landskapsstrategier för bevarande av ett rikt växt- och djurliv. Landskapsstrategierna, som arbetades fram mellan 2009-2015, syftade till att införa ett bredare landskapsperspektiv i bevarandearbetet. Inom utvecklingen av landskapsstrategierna genomfördes ett omfattande arbete med att kartlägga och beskriva landskapet utifrån biologiska värdekärnor och värdetrakter, omgivna av ett

vardagslandskap och sammankopplade via spridningsvägar (för kunskaps-sammanställning gällande landskapsperspektiv för biologisk mångfald se NV 2010, rapport 6342). Arbetet med landskapsstrategierna knyter starkt an till ansatsen i grön infrastruktur, och ligger som grund för det vidare arbetet framåt, även om den senare tydligare ämnar att inkludera ekosystemtjänster och klimataspekter.

Grön infrastruktur som begrepp introducerades i Sverige under 2009, i två olika regeringspropositioner. Först i propositionen ”*En sammanhållen klimat- och energipolitik*” (2008/09:162) och strax därpå i propositionen om ”*Hållbart skydd av naturområden*” (2008/09:214). Grön infrastruktur beskrevs i relation till klimat- och energifrågor som nödvändig för fortsatt reglering av och anpassning till ett förändrat klimat, exempelvis genom att bevara ekosystemens förmåga att reglera mikroklimatet, binda koldioxid och skydda mot översvämningar. Propositionen om hållbart skydd för naturområden betonade behovet av ett nytt angreppssätt för bevarande av biologisk mångfald, som fortsatt minska. Båda skrivelserna efterlyste en bättre förståelse för hur biologisk mångfald och ekosystemtjänster påverkas i ett framtida förändrat klimat. Resonemangen i de två propositionerna motiverade ett regeringsuppdrag till Naturvårdsverket om en förstudie om förutsättningarna för uppbyggnad av grön infrastruktur i Sverige och möjligt framtagande av indikatorer för gynnsam bevarandestatus för biologisk mångfald (M2010/3407/Na). I uppdraget beskrev regeringen att en fungerande grön infrastruktur är viktig för bevarande av den biologiska mångfalden i hela landskapet (inklusive skyddade och brukade miljöer) och att en sådan uppbyggnad även kan bidra till att säkerställa de ekosystemtjänster som vi människor är beroende av under ett framtida förändrat klimat.

Det initiala uppdraget följdes av ytterligare uppdrag till Naturvårdsverket gällande utveckling av grön infrastruktur i Sverige (M2012/722/Nm, M2013/1086/Nm, M2014/1948/Nm). I regleringsbrevet 2016 fick Länsstyrelserna i uppdrag att ta fram regionala handlingsplaner för grön infrastruktur, med Naturvårdsverket som koordinator (M2015/684/Nm). Regeringen beskrev vidare att uppdraget skulle ske i samarbete med berörda myndigheter och aktörer på lokal och regional nivå när så var relevant (M2015/684/Nm). Arbetet med att koordinera framtagandet av de regionala handlingsplanerna avslutades och redovisades 2018 (NV-01521-15). De regionala handlingsplanerna, innehållande nulägesbeskrivningar över naturvärden, ekosystemtjänster och förutsättningar samt förslag till konkreta åtgärder, är nu alla i stort sett klara och ska övergå i en implementeringsfas. Implementeringen ska främst ske inom ramen för befintlig finansiering och styrmedel, med handlingsplanerna som ett kunskapsunderlag och som stöd för lokalisering och prioritering. Implementeringen är ett arbete som främst sker utifrån ett regionalt perspektiv, där dialogprocesser och samverkan mellan aktörer är ett viktigt verktyg för att få effektiva åtgärder för biologisk mångfald och ekosystemtjänster till stånd.

Rapportens avsikt och avgränsning

Syftet med denna rapport är att sammanställa kunskapsläget om hur biologisk mångfald och ekosystemtjänster som är tydligt kopplade till biologisk mångfald påverkas av olika strategier för implementering av grön infrastruktur. Rapporten baserar sig på befintlig litteratur som här sammanställs ur två olika perspektiv:

Vi presenterar en generell sammanställning av bevarandestrategier som strävar efter att bevara en hög biologisk mångfald i sig och/eller fokuserar på arter eller artgrupper med en stor betydelse för ekosystemtjänster såsom pollinerande insekter och naturliga fiender till skadegörare. Denna avgränsning innebär att rapporten huvudsakligen fokuserar på några reglerande ekosystemtjänster (se stycket om ekosystemtjänster nedan), och mindre specifikt på ekosystemtjänster som är kopplade till gröna ytor eller strukturer i sig (exempelvis reglering av mikroklimat eller översvämningar).

Syftet är vidare att systematiskt sammanfatta den befintliga forskningen om effekter av implementering av grön infrastruktur på biologisk mångfald. Denna del bygger på en kvantitativ sammanställning över den vetenskapliga litteraturen som uttryckligen tar upp begreppet grön infrastruktur i förhållande till biologisk mångfald. Sammanställningen utgår från en analys av vilka livsmiljöer som studerats och hur biologisk mångfald har kvantifierats, inklusive val av organismgrupp. Vi har i denna del i första hand fokuserat på litteratur som är relevant för svenska förhållanden. Utöver en beskrivning av forskningsläget, är syftet att tolka kunskapssammanställningen i relation till de bevarandestrategier som diskuterats under punkt (1), för att möjliggöra en bättre utväxling av grön infrastruktur för att bevara biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster i Sverige.

Sammantaget kan rapportens innehåll bidra till att tydliggöra landskaps-ekologiska samband som är viktiga att beakta i en landskapsbaserad planering för bevarande av arter och ekosystemtjänster i Sverige, med hänsyn till ett framtida förändrat klimat. Motivet till att rapporten har detta huvudsakliga syfte, är att det svenska perspektivet på grön infrastruktur just har ett starkt fokus på bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster (M2010/3407/Na).

Grön infrastruktur är ett förhållandevis nytt begrepp. De första vetenskapliga artiklarna som innehåller termen är från 1990-talet, och det praktiska arbetet inom ramverket grön infrastruktur är nyligen påbörjat. Även om de grundläggande ekologiska principerna som grön infrastruktur bygger på är kända, så är den empiriska kunskapen om grön infrastruktur och dess påverkan på biologisk mångfald och ekosystemtjänster i strikt bemärkelse än så länge begränsad. Därför presenterar vi i denna rapport en sammanställning över grundprinciper för bevarandestrategier för biologisk mångfald ur ett landskapsperspektiv som ett viktigt komplement till en genomgång av litteraturen som explicit kopplar biologisk mångfald till strategier för grön infrastruktur.

Eftersom rapporten i huvudsak är baserad på forskning som är relevant för ett svenskt perspektiv har vi avgränsat oss till att sammanställa vetenskapliga resultat för livsmiljöer och artgrupper som förekommer i ett tempererat klimat, vilket i Europa innefattar södra Skandinavien och Centraleuropa. På norra halvklotet ligger klimatzonen mellan 40°N och 65°N (Campbell m.fl. 2018). Rapporten syftar till att sammanfatta kunskapsläget gällande grön infrastrukturens effekt på biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster, och det har inom ramen för uppdraget inte varit möjligt att göra en bredare sammanställning av grön infrastrukturens betydelse för en bredare palett av ekosystemtjänster, eller fördjupningar vad gäller specifika konsekvenser av grön infrastruktur (men se Berglund m.fl. (2018) för en fördjupad sammanställning om hur organismers spridning påverkas av grön infrastruktur). Rapporten är avgränsad till terrestra (markbundna), och till viss del limniska (sötvatten) miljöer, medan marina (hav) miljöer där kunskapen fortfarande är begränsad lämnats utanför.

Teori

I det här avsnittet beskrivs de centrala ekologiska teorier som ligger till grund för utformandet av bevarandestrategier i ett landskapsperspektiv och därmed för hur grön infrastruktur bör utformas. Teorierna betonar olika ekologiska processer som är av betydelse för biologisk mångfald, och vi behöver förstå vilka av dessa processer som är av störst vikt för det praktiska arbetet med grön infrastruktur. Vi gör därför nedan en kort genomgång av de mest relevanta ekologiska teorierna (för övergripande illustrationer av teorierna, se box 1) med fokus på vad de säger om grön infrastrukturens påverkan på den biologiska mångfalden och de ekosystemtjänster den genererar.

Landskapsperspektiv

Det finns inte någon exakt definition av vad grön infrastruktur är (se introduktionsdelen för mer specifika definitioner av EU och Naturvårdsverket i Sverige), men den beskrivs i allmänhet som ett *landskapsperspektiv* med fokus på *nätverk av mer eller mindre naturliga habitat*, som om det är välfungerande leder till bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Naumann m.fl. 2011). Det innebär att konceptet har starka kopplingar till ekologisk teori, och vad denna säger om kopplingen mellan landskapets struktur och ekologiska processer. Nyckelaspekten är att organismer behöver tillgång till habitat, det vill säga livsmiljöer som uppfyller deras krav på resursförekomst för överlevnad och reproduktion. Vidare måste det i ett landskapsperspektiv finnas tillräckligt mycket habitat för att populationer och arter kan överleva i området på lång sikt. När sådana förutsättningar uppfylls finns förutsättningarna för ett stabilt flöde av ekosystemtjänster som är direkt kopplade till biologisk mångfald.

Biologisk mångfald: generell bakgrund och teoretiska ramverk

De två avgörande förändringarna i landskapsstrukturen som grön infrastruktur avser att hantera är förlust (eller kvalitetsförsämring) respektive fragmentering av habitat³.

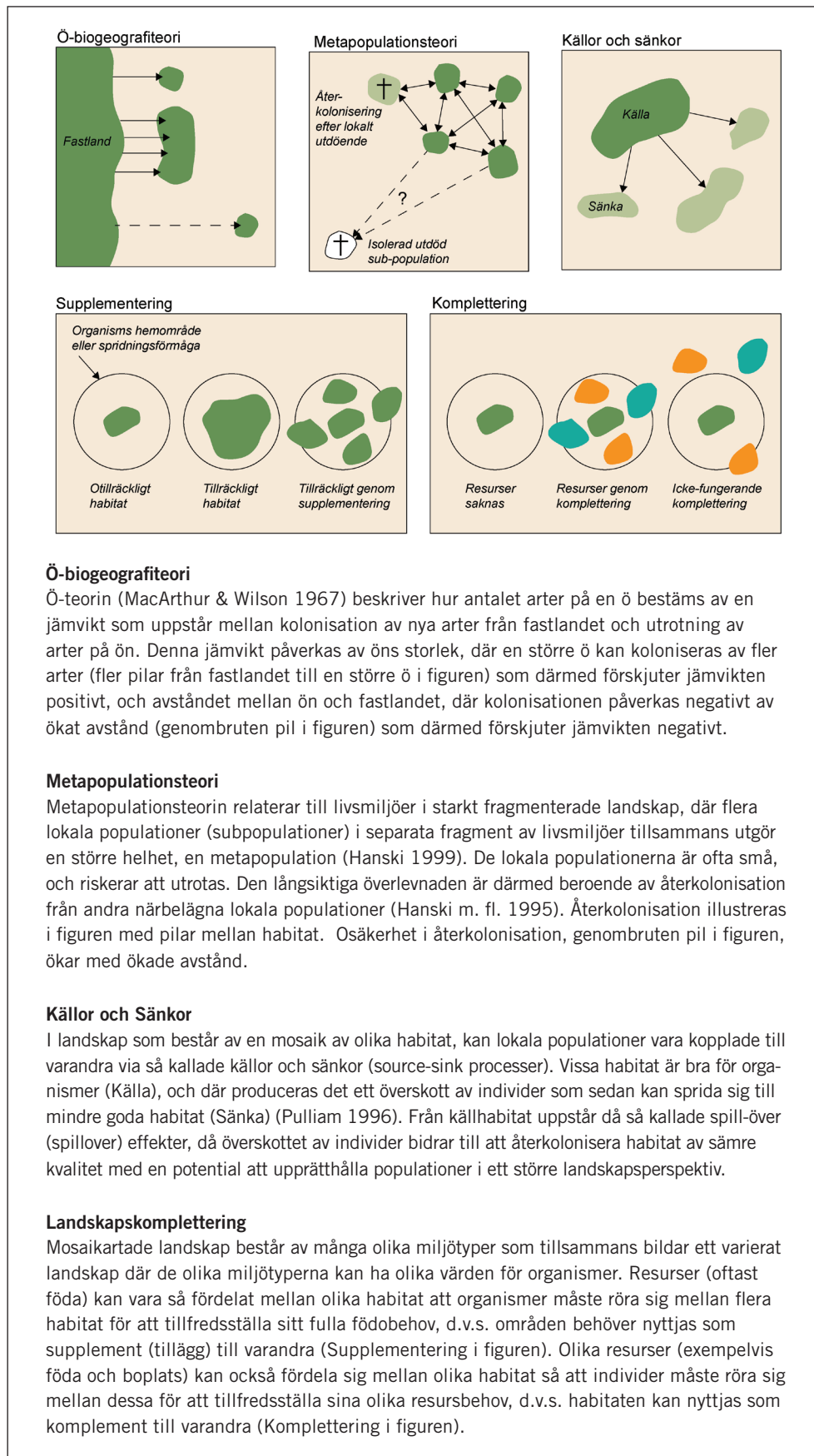
Förlust och fragmentering av habitat är i verkligheten starkt kopplade, eftersom förlust av habitat normalt leder till att kvarvarande habitat blir mer

³ Habitatförlust innebär förlust av livsmiljöer där arter förekommer. Livsmiljöer är i sin tur de miljöer som olika arter behöver för att kunna bevara livskraftiga populationer — till exempel miljöer där organismer finner tillräckliga resurser för överlevnad och reproduktion. Habitatfragmentering innebär i sin tur att livsmiljöer efter habitatförlust ligger längre ifrån varandra i landskapet, vilket bland annat innebär att arterna kan få svårare att sprida sig mellan kvarvarande habitatfragment.

fragmenterat (Fahrig 2003). Trots detta har habitatförlust och fragmentering delvis olika konsekvenser på arters populationsdynamik (förändringar i antalet individer över tid), risk för att de utrotas, och därmed på den biologiska mångfalden. Det hela är dessutom än mer komplext, eftersom habitatförlust och fragmentering ofta samverkar när det gäller hur populationer påverkas. Detta innebär att man åtminstone ibland kan kompensera för förlust av habitat genom att försöka minska hur fragmenterat det kvarvarande habitatet är (och vice versa). Om och när detta är möjligt, beror på ett relativt komplext sätt av hur en art påverkas av habitatförlust, habitatfragmentering och interaktionen dem emellan (se exempelvis Johst m.fl. 2011). Detta är processer som beskrivs i olika ekologiska teorier.

Konceptet grön infrastruktur har framförallt sina rötter i ekologiska teorier som fokuserar på att små populationer riskerar att utrotas. Små populationer riskerar att dö ut på grund av en oundviklig slumpmässig variation i deras storlek (Hanski 1999), en effekt som kan förstärkas av förlust av genetisk variation i små populationer (Simberloff 1988). Samtidigt kan en art tillkomma i ett område där den inte finns, genom nykolonisering från andra områden som huserar arten. Möjligheten till sådan kolonisation minskar med landskapets fragmentering, helt enkelt därför att det blir svårare för organismer att sprida sig mellan kvarvarande fragment av habitat när de blir mer isolerade från varandra (Hanski 1999). Teorier som den *öbiogeografiska teorin* (MacArthur & Wilson 1967) och *metapopulationsteorin* (Hanski 1999), beskriver hur mångfald/förekomst av arter beror av en dynamisk balans mellan utrotning och kolonisation, som styrs av storlek på habitat och fragmentering.

I sin enklaste form bygger metapopulationsteorin (och den öbiogeografiska teorin) på en förenklad syn på hur organismer påverkas av landskapets struktur. Landskapet består inte bara av habitatfragment som är tydligt avgränsade från det övriga landskapet, utan av en mosaik av habitat som har olika kvalitet för en organism (Wiens 1995). Det innebär att landskapen också karaktäriseras av systematisk spridning av organismer från produktiva till mindre produktiva habitat, en process beskrivs i *teorin om källor och sänkor* (som har fokus på en art) (Pulliam 1988) eller *teorin om masseffekter* (som har fokus på flera arter) (Leibold m.fl. 2004). Dessa flöden av organismer påverkas också av omfattningen och fragmenteringen av olika typer av habitat. Slutligen utnyttjar enskilda organismer ofta flera olika typer av habitat för att göra olika saker, som att bo och söka föda, eller söka föda under olika tidpunkter under säsongen. Ur organismens synvinkel kompletterar således olika typer av habitat varandra, vilket beskrivs i teorier för *landskapskomplettering* (Dunning m.fl. 1992). Denna teori sätter fokus på att landskap måste bestå av en mosaik av olika typer av habitat. Till skillnad från metapopulationsteorin, fokuserar dessa teorier (också) på arter som är relativt vanliga, och har därför en särskild tillämpning när det gäller arter som bidrar med viktiga ekologiska funktioner eller ekosystemtjänster.



Box 1. Relevanta teoretiska resonemang inom ekologi.

Öbiogeografiteori

MacArthur och Wilsons öbiogeografiteori (1967) fokuserar på terrestra organismer på öar omgivna vatten, men teorin kan mer generellt ses som att den handlar om gynnsamt habitat som är omgivet av ogynnsamt habitat. Teorin beskriver hur antalet arter bestäms av när det finns en jämvikt mellan kolonisation av nya arter från fastlandet och utrotning av arter. Att det uppstår en balans, beror på att kolonisationen minskar med antalet arter på ön, medan risken att någon art dör ut ökar. Dessutom styrs balansen mellan hur stor ön är – vilket minskar utrotningsrisken – och hur långt från fastlandet ön ligger – vilket minskar kolonisationen (se box 1). När väl jämvikten inträtt, är antalet arter mer eller mindre konstant, även om det också fortsättningsvis sker en förändring i vilka arter som förekommer. Den öbiogeografiska teorin är tillämplig i alla sammanhang där organismer är knutna till en specifik habitattyp, som är omgiven av områden där de inte kan reproducera sig (Simberloff 1988). Medan teorin ger relativt goda förutsägelser för antalet arter på öar, är den svårare att tillämpa i terrestra landskap med skiftande habitatkvalitet. Det beror på flera olika saker. Dels är det ofta svårt att definiera ett fastland, dels skiljer sig arter mycket åt i vad som utgör bra och dåligt habitat vilket gör det svårt att definiera öar, och slutligen är den mellanliggande matrixen⁴ ibland möjlig att utnyttja för organismer.

I förhållande till grön infrastruktur kan tillräckligt stora skyddade livsmiljöer (exempelvis naturreservat eller natura 2000 områden), eller värdekärnor, betraktas som ”fastland” i ett i övrigt brukat landskap där spridning av organismer från fastlandet kan upprätthålla biologisk mångfald i mindre habitatfragment (som motsvarar öar). Det brukade landskapet är dock ofta en inte helt ogynnsam miljö, som kan innehålla viktiga resurser för vissa arter som i övrigt är beroende av värdekärnor för boplatser (se nedan om landskapskomplettering och supplementering). Gränserna för habitatet blir då inte lika tydliga som i den teoretiska modellen. Implikationen för grön infrastruktur är då att möjligast många värdekärnor bevaras, framför allt större värdekärnor, men också att mångfalden i mindre områden kan upprätthållas om de är tillräckligt förbundna med värdekärnor.

Åren efter att den öbiogeografiska teorin lanserades, uppstod en debatt kring om man skall skapa få men stora reservat eller många små (Diamond 1975). Tanken är att ett stort reservat minskar riskerna för utrotning och därmed maximerar den biologiska mångfalden. Teorin tar dock inte hänsyn till att habitat skiljer sig åt visavi artsammansättning, och att små bevarandeområden därför totalt kan innehålla andra arter än de stora (Simberloff 1988). En intensiv debatt har klaggjort att det inte finns några överallt allmängiltiga principer (Ovaskainen 2002, Tjørve 2015), men att värdet av små habitat för bevarandet av biologisk mångfald inte skall underskattas (Wintle m.fl. 2019).

⁴ I metapopulationsteori har alla landskapselement som inte utgör livsmiljöer för en specifik art definierats som *matrix*. Beroende på hur *matrix* är utformat kan arter mer eller mindre obehindrat sprida sig genom *matrix*, mellan fysiskt separerade livsmiljöer (habitatfragment).

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). Eftersom de lokala populationerna ofta är små, riskerar de ständigt att utrotas. Därför är varje mindre subpopulation i sig inte tillräcklig för att upprätthålla en livskraftig population i ett längre tidsperspektiv, utan den långsiktiga överlevnaden är beroende av återkolonisation från andra närbelägna lokala populationer (Hanski m.fl. 1995). Spridning mellan lokala populationer balanserar med andra ord lokala utdöenden så att metapopulationen som helhet kan överleva. Metapopulationsdynamiken bygger främst på de ekologiska processerna utdöende och kolonisation via spridning.

Resonemang från metapopulationsteorin bygger på starkt fragmenterade miljöer där arter som förekommer i specifika habitat (så kallade habitat-specialister⁵) förekommer i lokala livsmiljöer som tydligt avgränsas från matrix, dvs. landskapsstrukturer eller ytor i det omkringliggande landskapet som inte utgör en livsmiljö för arten i fråga (Hanski m.fl. 1999, Smith m.fl. 2014). Ett förenklat huvudbudskap är att, om allting annat är lika, såsom lokal habitatkvalitet, är bevarandevärdet högre om de bevarade habitaterna är större och om nätverken av bevarade habitat är sådana att de ligger nära varandra. Tillämpat på grön infrastruktur innebär detta att man på landskapsnivå bör bevara tillräckligt mycket habitat för att arter i starkt fragmenterade landskap skall kunna överleva. Hur mycket som skall bevaras är inte alltid lätt att avgöra, eftersom det kan finnas en så kallad utdöendeskuld (Kuussaari m.fl. 2009), det vill säga habitatnätverket har blivit så fragmenterat att arten är dömd till utrotning i framtiden trots att den fortfarande finns i landskapet. Grön infrastruktur kan bidra till att förstärka förekomsten av tillräckligt många habitatfragment tillräckligt nära varandra, men också bidra till att öka spridningen mellan habitat och därmed öka återkolonisationen efter slumpmässiga utrotningar.

En avgörande fråga är naturligtvis hur viktiga dessa processer är, vilket har debatterats flitigt (se Baguette 2004, Hanski 2004 för en intensiv debatt). Huruvida metapopulationsdynamik är avgörande för arters fortbestånd beror på faktorer som arters risk att utrotas lokalt och deras spridningsförmåga, vilket gör att detta kommer att variera mellan olika taxa, grad av habitatspecificitet och rörlighet i landskapet (Fronhofer m.fl. 2012). Med tanke på att spridningsprocesser varit viktiga i utformandet av begreppet grön infrastruktur, med stort fokus på arters mobilitet i rumsliga nätverk, är det viktigt att fastställa när strukturell konnektivitet behövs för att öka denna. Ett praktiskt problem är också att teorin kan vara svår att tillämpa för mer än en art i taget, då arter skiljer sig åt i sin habitatspecificitet och spridningsbegränsning (Thomas 2000, Fronhofer m.fl. 2012).

⁵ Inom bevarandebiologin skiljer man mellan arter som är habitatspecialister (arter som har specialiserat sig på att leva i ett fåtal livsmiljöer, eller i extrema fall en livsmiljö) och habitatgeneralister, dvs. arter som förekommer i flera olika livsmiljöer, eftersom förutsättningarna för bevarandet av dessa arter skiljer sig. Habitatspecialister kan enbart skyddas genom att skydda dess specifika livsmiljö.

Källor och sänkor

I mer eller mindre fragmenterade landskap kan lokala populationer även vara kopplade till varandra via så kallade källor och sänkor (*source-sink processer*). I motsats till metapopulationsteorin, fokuserar denna teori inte på slumpmässiga processer, utan på så kallade deterministiska processer⁶. Vissa habitat är bra för organismer, och där produceras det ett överskott av individer som sedan kan sprida sig till mindre goda habitat (Pulliam 1996). Medan källhabitat alltid är positiva för arters överlevnad, kan sänkor vara negativa eller positiva beroende på hur spridningen mellan habitaterna sker (exempelvis om den är adaptiv eller passiv) (Howe 1991). Inom käll-sänk dynamiken bygger resonemangen främst på de ekologiska processerna reproduktion, spridning och utdöende.

Teorin är framförallt viktig, för att den beskriver en dynamik som kan leda till att biologisk mångfald bevaras i landskap med mycket störning eller brist på resurser, som moderna produktionslandskap. I dessa produktionslandskap sker ständiga störningar, relativt ofta som i jordbrukslandskap eller mer sällan som i skogslandskap, men efter en stor störning kan organismer återetablera sig givet att källhabitat finns bevarade. Återetablerade organismer kan i sin tur vara viktiga för ekosystemprocesser som människor utnyttjar, till exempel spridning av så kallade naturliga fiender till skadegörare från permanenta miljöer till åkrar där de hjälper till att kontrollera skadegörare (Rusch m.fl. 2016).

Enligt den europeiska strategin för grön infrastruktur utgör Natura 2000 (och övriga skyddade områden) stommen i det gröna nätverket (COM[2013] 249). Natura 2000 områden liknas vid reservoarer som kan nyttjas för att återkolonisera degraderade livsmiljöer och därmed vitalisera och katalysera utvecklingen av en grön infrastruktur (COM[2013] 249, sidan 7). Detta resonemang bygger till stor del på teorin om källor och sänkor via så kallade spill-over effekter från hög-kvalitativa habitat till mer låg-kvalitativa habitat. Här finns alltså inget behov av att habitat ska finnas nära varandra, utan större vinst i att habitat finns utspridda över landskapet (Mitchell m.fl. 2015). För att möjliggöra en sådan utveckling krävs en identifiering och förstärkning av källorna, och för en långsiktigt positiv utveckling även en förstärkning av sänkornas habitatkvalitet.

Landskapskomplettering och supplementering

Mosaikartade landskap består av många olika miljötyper som tillsammans bildar ett varierat landskap där de olika miljötyperna kan ha olika värden för organismer. I mosaikartade landskap nyttjar organismer ofta flera olika habitat och livsmiljöer eftersom resurser viktiga för organismers överlevnad

⁶ Inom populationsekologi brukar man skilja mellan slumpmässiga (stokastiska) processer och deterministiska processer. Deterministiska processer påverkar populationsstorlek och varaktighet genom balansen mellan födslar och dödlighet, beroende på hur stor en lokal population kan bli. Stokastiska processer kan påverka lokala populationer direkt, till exempel genom slumpmässiga förändringar i antal individer som flyttar in och ut ur populationen, eller som en följd av slumpmässig variation i miljön, till exempel genom extrem torka.

är separerade i olika landskapselement (Dunning m.fl. 1992, Persson & Smith 2013). Olika resurser (föda och boplats) kan fördela sig mellan olika områden så att organismen måste röra sig mellan områden av livsmiljöer för att tillfredsställa dess olika resursbehov, områden nyttjas då som komplement till varandra. Alternativt kan samma resurser, framför allt föda, vara ojämnt fördelat mellan olika områden så att organismer måste röra sig mellan dessa områden för att tillfredsställa det fulla födobebehovet. Detta leder till att organismer använder olika landskapselement, eller livsmiljöer, som supplement eller komplement⁷. Det kan även handla om ett behov av kompletterande resurser över tiden, det vill säga om resurskontinuitet (Mandelik m.fl. 2012). Supplementerings- och kompletteringsresonemang bygger på ekologiska processer kopplat till rörelse mellan habitat inom ett kortare tidsperspektiv, exempelvis dagligt födointag eller säsongsbaserat behov, och berör då främst mobila organismer så som fåglar, däggdjur eller insekter.



Bild 2. Mer variationsrika miljöer är gynnsamt för att säkerställa förekomsten av olika resurser inom samma landskap, något som kan gynna den biologiska mångfalden (Tews m.fl. 2004). Buskridå och betesmark, Vårhallen, Skåne. Fotograf Åke Lindström.

I en grön infrastruktur kan ovan beskriva nyttjande av resurser i ett landskapsperspektiv påverkas om resurserna är rumsligt (eller tidsmässigt) separerade från varandra. Exempelvis blir det svårare för bin att samla föda till sin avkomma ju längre avståndet är mellan resurserna (Zurbuchen m.fl. 2010). Variationsrika miljöer är därför mer gynnsamt för att säkerställa förekomsten av olika resurser inom samma landskap, något som därmed kan gynna den

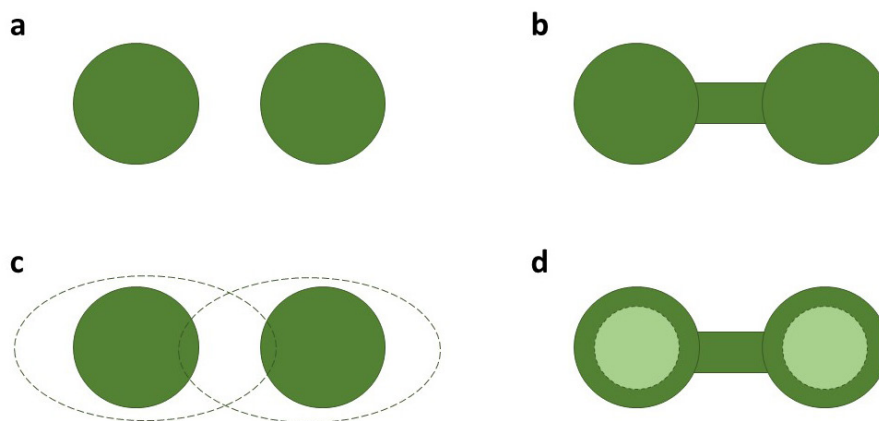
⁷ Inom den engelskspråkiga fackterminologin skiljer man mellan "landscape complementation" då olika livsmiljöer erbjuder organismer olika typer av resurser, till exempel boplats i en livsmiljö och föda i en annan, eller föda för ungar i en livsmiljö och föda för fullvuxna organismer i en annan livsmiljö. Termen "landscape supplementation" används för att beskriva en situation där samma resurstyp finns i olika livsmiljöer, till exempel föda för fullvuxna organismer.

biologiska mångfalden (Tews m.fl. 2004). Ett viktigt begrepp blir här landskaps-heterogenitet, som beskriver ett landskap med en variation av olika typer av habitat som kan förse organismer med resurser för olika ändamål, tidpunkter och säsonger (Benton m.fl. 2003, Schellhorn m.fl. 2015).

Konnektivitet

Konnektivitet är ett centralt begrepp i grön infrastruktur (Salomaa m.fl. 2017). Konnektivitet är enkelt uttryckt möjligheten för organismer att sprida sig mellan habitat som utnyttjas. Det är ett relativt rättframt begrepp när landskapet beskrivs som habitat i en matrix, men ett otydligare begrepp när landskapet beskrivs som en mosaik av habitat av olika kvalitet.

Det är lätt att ha en människocentrerad syn på konnektivitet som något man kan observera på en karta, till exempel hur två skogar är förbundna med en korridor i form av en trädallé. Men denna strukturella konnektivitet behöver inte ha så mycket att göra med hur organismer faktiskt kan röra sig i landskapet. Funktionell konnektivitet fokuserar istället på hur organismernas spridningsförmåga mellan två eller flera habitat påverkas av landskapet oavsett om de är fysiskt kopplade till varandra eller inte (Kindlmann & Burel 2008) (figur 2). Denna funktionella konnektivitet kommer att starkt bero på hur enskilda arter utnyttjar landskapet, vilket gör att det inte finns något mått som beskriver ett landskaps konnektivitet för alla arter i landskapet. Därför påverkas arter som i högre grad är habitatspecialister eller har låg spridningsförmåga mer av habitatfragmentering (Hanski 2005). Oavsett om fokus är strukturell eller funktionell konnektivitet, är kunskapsunderlaget splittrat när det gäller under vilka omständigheter spridningsbegränsning i sig utgör ett primärt hot för bevarandet av biologisk mångfald (Berglund m.fl. 2018, Komonen & Müller 2018).



Figur 2. Grafisk representation av fysisk konnektivitet och funktionell konnektivitet (figuren bearbetad baserat på Pe'er m.fl. 2014). För att illustrera funktionell konnektivitet, föreställ dig två lokala habitat som antingen är fysiskt separerade (a), eller sammanlänkade med en korridor (b). En art som kan röra sig utanför gränserna till ett habitat (som illustreras med den streckade linjen i panel c) och in i det omkringliggande landskapet (matrix) kan uppfatta de båda habitaterna som funktionellt sammanlänkade oavsett fysisk koppling. Likaså kan en art som trivs i kärnan av habitatet (i den ljus färgade delen i panel d), och som undviker kanterna, uppfatta två fysiskt sammanlänkade habitat som funktionellt separerade trots den fysiska korridoren.

Ekosystemtjänster

I det här avsnittet beskriver vi hur ett urval ekosystemtjänster som kopplas till biologisk mångfald i vid mening hänger ihop med de ekologiska processer som beskrevs i stycket om teorier som påverkar biologisk mångfald på landskapsnivå (öbiogeografiteori, metapopulationsteori, källor och sänkor, samt landskapskomplettering och supplementering). Syftet är att belysa hur man genom grön infrastruktur kan hitta synergier mellan bevarandet av biologisk mångfald och andra ekosystemtjänster. Detta avsnitt behandlar därför hur och varför bevarandestrategier för biologisk mångfald och ekosystemtjänster behöver anpassas beroende på om fokus ligger på bevarandet av biologisk mångfald i sig eller bevarandet av arter som är viktiga för att generera ekosystemtjänster.

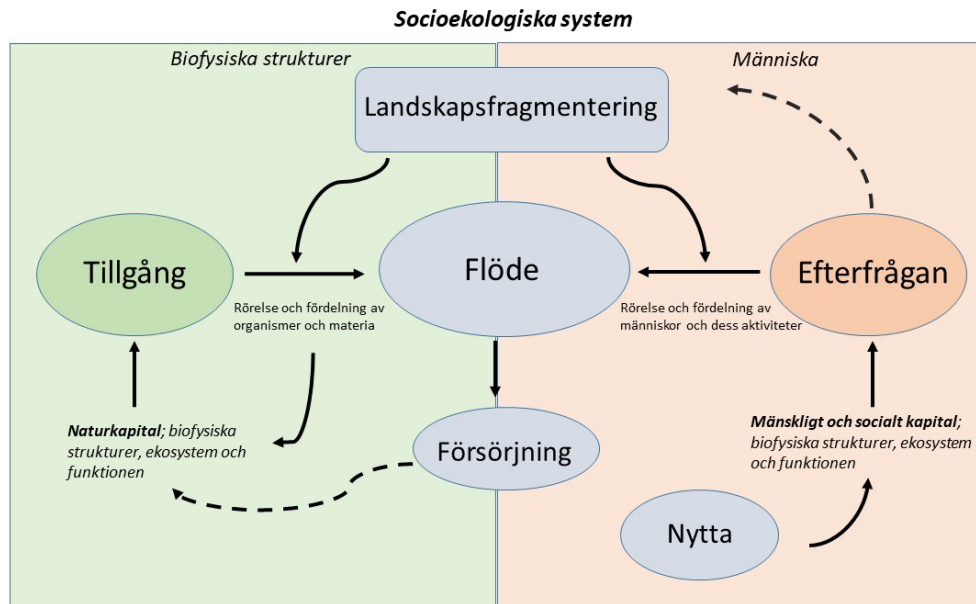
Grön infrastruktur har betydelse för en lång rad olika ekosystemtjänster och nyttor, inklusive produktion av grödor, klimatanpassning och kulturella upplevelser. Alla dessa tjänster är på något sätt kopplade till ekosystemprocesser och därmed till biologisk mångfald i en mycket allmän mening. Ibland är länken indirekt eller svår att kvantifiera. Till exempel kan landskapets kulturella värden påverkas av biologisk mångfald och dessa värden har varit ett fokus för strategisk markplanering i Sverige och andra länder (Wilkinson m.fl. 2013). Vi har valt att inte fördjupa oss i mångfaldens kulturella värden, eftersom det oftast är svårt eller omöjligt att särskilja den indirekta effekten av biologisk mångfald och de gröna strukturerna som sådana (Tribot m.fl. 2018). I den här rapporten fokuserar vi i huvudsak på två ekosystemtjänster som är relativt direkt kopplade till bevarande av biologisk mångfald: hur naturlig biologisk kontroll av skadegörare och pollinering av grödor påverkas av grön infrastruktur.

Ekosystemtjänster som begrepp

Ekosystemtjänstbegreppet är i grunden ett pedagogiskt begrepp för att illustrera människans beroende av ekosystemprocesser (Daily 1997, Constanza m.fl. 1997). Begreppet används för att kvalitativt eller kvantitativt, ibland i monetärt, beskriva de värden som naturliga ekosystemprocesser bidrar med (TEEB 2010). Ibland används alternativa begrepp som naturens tjänster (Daily 1997) eller det något vidare naturens bidrag till människor (IPBES 2019). Ekosystemtjänster kan klassificeras på olika sätt beroende på vilka bidrag de ger (Naturvårdsverket 2017). Den mest kända klassificeringen kommer från *Millennium Ecosystem Assessment*, som indelade dem i stödjande, reglerande, försörjande, och kulturella ekosystemtjänster (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005). Till de *stödjande ekosystemtjänsterna* räknas till exempel fotosyntes och naturens näringscykler, det vill säga de ekosystemprocesser som utgör det långsiktiga fundamentet för alla andra ekosystemtjänster. *De reglerande ekosystemtjänsterna* liknar till sin natur de stödjande ekosystemtjänsterna eftersom de också reglerar andra naturliga processer och ekosystemtjänster i stället för att direkt nyttjas. Till dessa ekosystemtjänster räknas exempelvis pollinering, biologisk skadedjursbekämpning, reglering av vattenflöden (som vid stormar eller störtregn) och reglering av mikroklimat. *De försörjande ekosystemtjänsterna* står för de

produkter som direkt erhålls ur ekosystem, såsom föda, fibrer och timmer. Slutligen står vår miljö för icke-materiella *kulturella ekosystemtjänster* med höga sociala värden som befrämjar såväl fysiskt som psykiskt välbefinnande, såsom estetiska värden och rekreationsvärden. Både nationellt och internationellt har man senare försökt särskilja nyttor från ekosystemtjänster (TEEB 2010, Naturvårdsverket 2017), så att ekosystemtjänster är de strukturer och processer som leder till att nyttor produceras. Begreppet kulturella ekosystemtjänster har också kritiserats (Kirchhoff 2019). Eftersom ekosystemtjänster är ett begrepp som skall fylla ett pedagogiskt syfte, finns det ingen rätt eller fel definition, utan det viktiga är tydlighet med hur begreppet används i ett visst sammanhang.

I denna rapport syftar vi på det *bidrag* som ekosystemens strukturer och processer ger till mänskligt välbefinnande, även om ekosystemtjänster fundamentalt innefattar även samhällets efterfrågan och möjligheter att tillgodogöra sig ekosystemtjänstflöden (socioekologiska flöden se figur 3).



Figur 3. Konceptuellt diagram som visar landskapsfragmenteringens effekter på försörjningen av ekosystemtjänster i en socioekologisk helhet (illustration tolkad från Mitchell m.fl. 2015). I biofysiska strukturer påverkar fragmentering tillgången av ekosystemtjänster genom påverkan på det naturliga kapitalet. Detta uppstår när fragmentering påverkar rörelse och fördelning av organismer, materia och energi i landskapet som får konsekvenser för biologisk mångfald och försörjningen av ekosystemtjänster. Fragmentering påverkar även sociala strukturer genom människors fördelning, aktivitet och rörelse i landskapet. Tillsammans påverkar dessa effekter omfattningen och det rumsliga mönstret av ekosystemtjänstflöden som kopplar samman områden med tillgång och områden med efterfrågan. Ekosystemtjänstflöden och försörjning av tjänster beror därmed på hur landskapsfragmentering och den resulterande landskapsstrukturen påverkar rörelse och fördelning i en sammankopplad socioekologisk helhet. Nyttan av en ekosystemtjänst påverkar i sin tur efterfrågan genom att ändra människors välbefinnande och behov, och efterfrågan driver därigenom mänsklig aktivitet som förändrar landskapsfragmentering (genombruten pil uppe till höger i figuren). Tillhandahållande av ekosystemtjänster kan även direkt påverka det naturliga kapitalet (genombruten pil nere till vänster i figuren) genom överexploatering.

Ekosystemtjänster, biologisk mångfald och grön infrastruktur

Ekosystemtjänster är beroende av ekologiska processer och därmed av organismer och habitatets struktur (Kremen m.fl. 2007, Harrington m.fl. 2010). De serviceproducerande enheterna (Luck m.fl. 2009) – organismerna – utgör den biologiska mångfalden. Till exempel kan pollinationen av en gröda (ekosystemtjänsten) påverkas av förekomsten av pollinerare (serviceproducerande enheter) (Klein m.fl. 2007). Eftersom organismer har olika funktionella egenskaper, kan ekosystemtjänsten vara beroende av både mängden och diversiteten av organismer. Till exempel kan pollinering av en gröda öka med mängden pollinerare (Garibaldi m.fl. 2011), men också med variationsrikedomen av pollinerare (Carvalho m.fl. 2011). Exakt hur sambandet mellan produktionen och ekosystemtjänster ser ut har varit fokus för många forskningsprojekt med varierande resultat. Det har argumenterats att enbart vanliga arter av rent kvantitativa orsaker har en avgörande påverkan på ekosystemtjänster (Winfree m.fl. 2015), och att därför ekosystemtjänster är ett svagt argument för bevarande av biologisk mångfald (Ridder 2008). Samtidigt kan en mångfald av organismer med olika funktionella drag komplettera varandra (Haines-Young och Potchin 2010), vilket innebär att även sällsynta organismer kan ha betydelse (Dee m.fl. 2019). Till exempel förbättras pollinationen av raps av en ökad mångfald pollinerare (Woodcock m.fl. 2019). Mångfald kan också minska variationen hos en ekosystemtjänst och öka dess resiliens⁸ (Oliver m.fl. 2015), eftersom olika organismer med påverkan på ekosystemtjänsten reagerar olika på oundviklig variation i omvärldsförhållanden. Mångfaldens betydelse kan också öka med ökande rumslig skala (Winfree m.fl. 2018) och antalet tjänster (Hector och Bagchi 2007). Sammanfattningsvis finns ofta ett positivt samband mellan ekosystemtjänster och biologisk mångfald, men sambandet är vare sig enkelt eller konsekvent (Harrison m.fl. 2010) och de långsiktiga konsekvenserna svårbedömda.

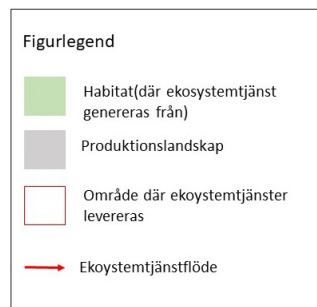
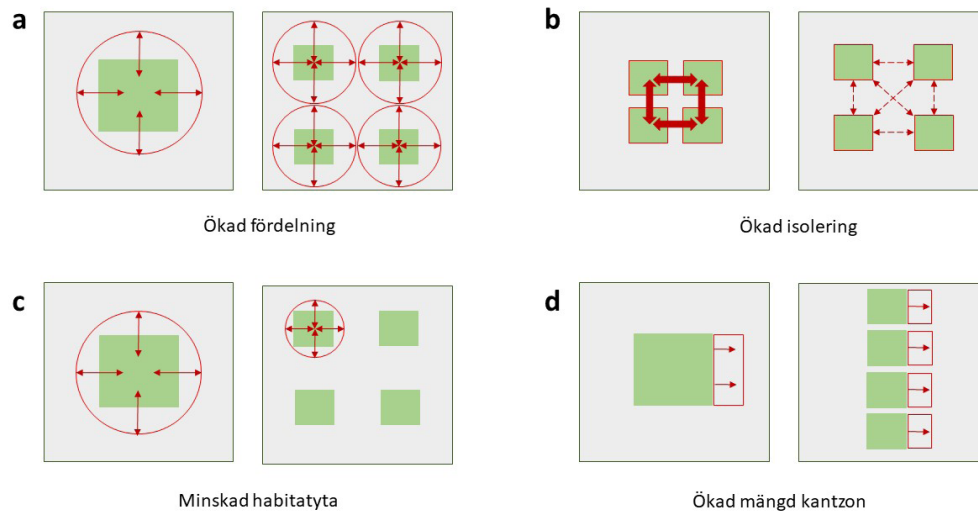
Eftersom ekosystemtjänster på ett eller annat sätt beror av biologisk mångfald i allmän mening, påverkas de av samma ekologiska processer och biofysiska strukturer (habitat) som denna. Det innebär att landskapsprocesser, och därmed grön infrastruktur, är relevant för ekosystemtjänster. Till exempel kan ekosystemtjänster som biologisk kontroll av skadegörare och pollination av grödor gynnas av bevarandet av habitat på landskapsskalor som är viktiga för respektive naturliga fiender och vilda pollinatörer (Rush m.fl. 2016, Garibaldi m.fl. 2011). På vilken skala landskapets struktur är relevant beror på hur rörliga organismer är inom och mellan generationer (Kremen m.fl. 2007, Smith m.fl. 2014).

För att en ekologisk process skall översättas till en ekosystemtjänst måste den påverka en process som leder till värden för människor. Vissa ekosystem-

⁸ Med resiliens (engelska resilience) syftar man på ekosystemens förmåga att motstå förändringar orsakade av störningar, såsom mänsklig påverkan. Ett ekosystem med hög resiliens kan absorbera störningar och bidrar därför till ökad stabilitet över tid.

tjänster kan gynnas och sedan nyttjas inom väl avgränsade biofysiska strukturer, till exempel ekosystemtjänster i marken som påverkar grödors tillväxt, medan det för andra tjänster finns en rumslig separation mellan var de påverkas och var de genererar värden (Fisher m.fl. 2009, Lindborg m.fl. 2017). I bägge fallen måste åtgärder för att gynna ekosystemtjänsten göras där de kan leda till värdeskapande för människor. Det innebär att det spelar roll var man gör vad när det gäller ekosystemtjänster (Polasky m.fl. 2008). Till exempel måste åtgärder för att gynna pollinering av grödor ske i de landskap där det finns grödor som är i behov av pollinering.

Grön infrastruktur skall gynna biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Ofta kan åtgärder leda till synergier, så att både mångfald och ekosystemtjänster gynnas. Men biologisk mångfald och ekosystemtjänster är inte samma sak, vilket gör att det också finns situationer där olika strategier maximerar mångfalden respektive ekosystemtjänsten (Smith m.fl. 2010). Detta kan till exempel vara fallet om mångfalden gynnas av att skydda natur separat från produktionslandskap, medan ekosystemtjänsterna i produktionslandskapet gynnas av åtgärder ute i produktionslandskapet som är av mindre värde för mångfalden som sådan (Ekroos m.fl. 2014). Till exempel kan ekosystemtjänsterna pollinering, biologisk skadedjursbekämpning och rekreationsmöjligheter förväntas minska med ökande avstånd till ett källhabitat, vilket teoretiskt innebär att dessa habitat optimalt bör ligga utspridda i landskapet (Mitchell m.fl. 2015, se figur 4), medan rödlistade organismer istället kan gynnas av koncentrerade bevarandeinsatser skilda från produktionslandskapen (Green m.fl. 2005).



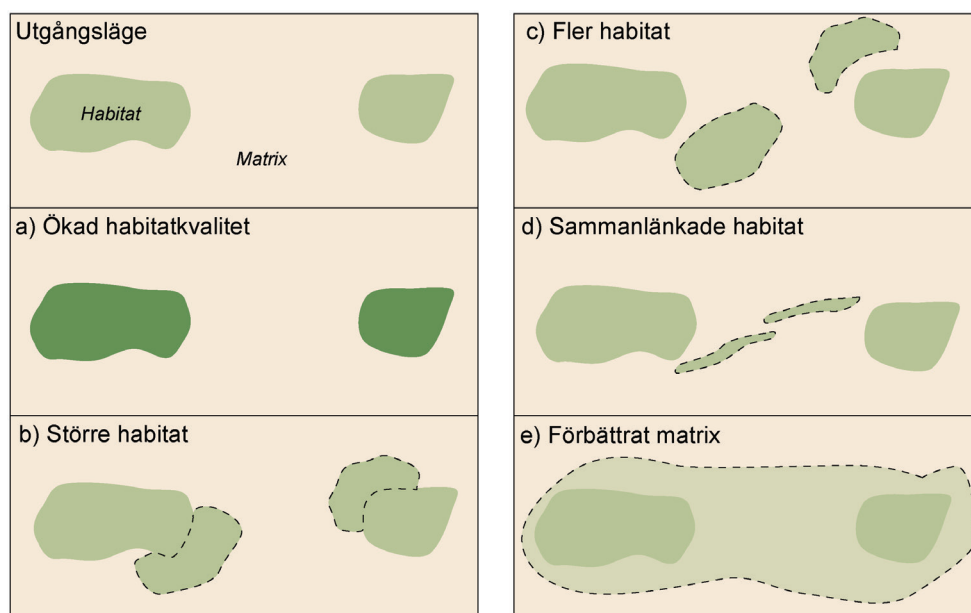
Figur 4. Schematisk figur som visar fragmenteringseffekter på ekosystemtjänstflöden (illustration tolkad från Mitchell m.fl. 2015). Landskapsfragmenteringen kan påverka flödet av ekosystemtjänster, oavsett förändring i arealen av naturligt habitat. Lokaliseringen av naturliga habitat (gröna fält) genererar ett flöde av ekosystemtjänster (röda fält) till det omgivande produktionslandskapet (grå fält). Detta flöde påverkas av fragmentering. Ekosystemtjänstflödet 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.

Mer eller bättre förbundna habitat?

En satsning på grön infrastruktur kan syfta till att öka mängden habitat (på rätt ställe) eller till att förbinda existerande habitat. I den bästa av alla världar, gör man naturligtvis både och. Men givet begränsade resurser, kommer det att finnas en konflikt kring vad som är bäst att satsa på. Det är då centralt att avgöra om den biologiska mångfald man syftar till att gynna påverkas mest av begränsad tillgång på habitat eller av att dess habitat är fragmenterat. Den relativa effekten av habitatmängd och dess spridning i landskapet har debatterats intensivt bland forskare, till stor del utan definitiva svar, eftersom den relativa betydelsen av dessa två faktorer beror på organismers livshistoriestrategier och spridningsförmåga (Fronhofer m.fl. 2012). Det innebär att det inte bara krävs insikt i de övergripande ekologiska teorierna som ligger bakom konceptet grön infrastruktur, utan att det behövs en tydlig målbild (*vilka organismer syftar grön infrastruktur till att gynna?*) och kunskap om dessa organismers ekologi (*hur påverkas fokusorganismerna av landskapets fragmentering och av mängd tillgängligt habitat?*). Eftersom åtgärder ofta syftar till att gynna många arter, blir målbilden komplex liksom de strategier som krävs för att uppnå den.

En ofta hävdad grundprincip är att mängd habitat är den mest relevanta faktorn att beakta för att bevara biologisk mångfald (Hanski 1999, 2005, Hodgson m.fl. 2009). Ökande habitatareal ökar både artrikedom (Rosenzweig 1995) och storleken på arters populationer genom att öka miljöns bärkraft (Hanski 2005). Ökande lokal populationsstorlek kan påverka spridning positivt (Kuussaari m.fl. 1996, Hodgson m.fl. 2009, 2011). Detta sagt, kan spridningsbegränsning vara kritisk för många habitatspecialister, vilket gör att bevarande också måste fokusera på hur genomtränglig den så kallade matrixen mellan kvarvarande habitat är för organismer (Prugh m.fl. 2008), vilket har medfört ett fokus på skapande av korridorer som en effektiv bevarandeåtgärd (Haddad m.fl. 2015).

Vissa försök har gjorts att hitta tumregler för bevarande som ger implikationer för hur grön infrastruktur bör utformas. Lawton m.fl. (2011) gjorde en sammanställning med praktiska prioriteringar för bevarandet av biologiska mångfald och resilienta nätverk i en rapport till DEFRA (*Department of Environment, Food and Rural Affairs*) i Storbritannien. Baserat på både teoretiska grundprinciper och praktiska lösningar föreslår Lawton m.fl. (2011) åtgärder för att bevara biologisk mångfald enligt prioriteringen (1) bättre, (2) större, (3) fler och (4) sammankopplat ("*Better, Bigger, More, and Joint*"; Figur 5). De två första prioriteringarna syftar på åtgärder på lokal nivå, medan de två senare syftar på åtgärder på landskapsnivå (öka antal habitat i det omkringliggande landskapet och befrämja spridningskorridorer). Förbättring av lokal habitatkvalitet rankas av Lawton m.fl. (2011) här högre än ökande habitatareal eftersom ökandet av habitatkvalitet kan vara mer rimligt att åstadkomma med tanke på behovet att beakta övrig markanvändning i det omkringliggande landskapet.



Figur 5. För att förbättra förutsättningarna för bevarande av biologisk mångfald i ett landskapsperspektiv behöver vi enligt Lawton m.fl. (2011) a) förbättra habitatens kvalitet, b) göra habitaten större, c) skapa fler habitat d) göra habitat mer sammanlänkade och e) förbättra landskapet mellan habitaten. Illustration av Anna S. Persson.

Den pågående klimatförändringen påverkar delvis förutsättningarna för bevarande av biologisk mångfald med hjälp av grön infrastruktur. Oavsett vilka bevarandeansträngningar som görs, kan det hända att arter inte kan överleva i ett lokalt förändrat klimat, utan att ett effektivt bevarande måste medge att arters utbredningsområden förändras (Bertrand m.fl. 2011, Devictor m.fl. 2012, Hickling m.fl. 2005, Lindström m.fl. 2013, Littlefield m.fl. 2019). Detta ställer fokus på skapandet av landskap som inte bara bevarar populationer lokalt, utan också tillåter arter att ändra utbredningsområde (Hill m.fl. 2001). Det kan till exempel illustreras med att sällsynta arter, som ofta är habitatspecialister och därmed upplever landskapet som fragmenterat, har ändrat sina utbredningsområden i mindre omfattning än habitatgeneralister (Pöyry m.fl. 2009). Traditionellt bevarande har fokuserat på att bevara värdefulla habitat, som kan stärka en populations resiliens mot miljöförändringar och öka lokala populationsstorlekar, vilken i sin tur även kan gynna spridning. De olika aspekterna av behov för bevarande av biologisk mångfald (stärkta populationer och ökad spridning) har skapat en debatt om ökad konnektivitet eller traditionella bevarandeåtgärder är viktigast i ett förändrat klimat (Heller & Zavaleta 2009, Hodgson m.fl. 2009, 2011, Doerr m.fl. 2011). Som ovan kommer svaret på denna fråga att till stor del bero på ekologin hos de arter man avser skydda.

Metodbeskrivning kvantitativ kunskapssammanställning

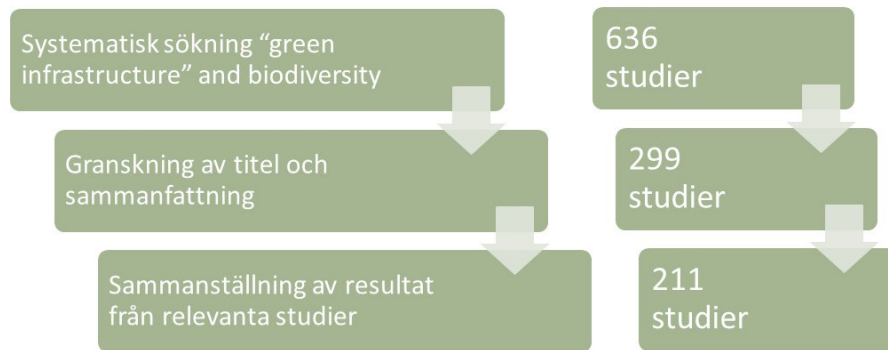
I detta avsnitt beskriver vi metodiken vi använt för att kvantitativt sammanställa forskning om grön infrastruktur och biologisk mångfald inklusive associerade ekosystemtjänster. Vi beskriver dels metoden vi använt för att först identifiera relevanta studier och sedan analysera och sammanställa resultaten. Resultaten i form av vilka artiklar som identifierats och hur de kategoriserats finns bilagda till denna rapport (bilaga 1 och 2, tabell 1 och 2). Alla sökresultat och information från artiklarna hanterades initialt i referensprogrammet Endnote och i Excel; därefter bearbetade, sammanfattade och illustrerade vi resultaten med hjälp av R Studio 1.1.423 (R Core Team 2017).

Identifiering av relevant litteratur

För att identifiera, beskriva och sammanfatta kunskapsläget gällande den forskning som uttryckligen utgår från grön infrastruktur som ramverk (det vill säga explicit använder termen grön infrastruktur) genomförde vi en systematisk sökning i databaser över vetenskapligt granskade och publicerade studier (för schematisk metodbeskrivning se figur 6, se även Rau m.fl. 2019). Vi använde oss av kombinationen av två söktermer som tillsammans antogs omfatta studier som var relevanta för syftet med denna rapport: ”green infrastructure” och ”biodiversity”. För att bättre säkerställa att relevanta studier identifierades utförde vi samma sökning med hjälp av två olika sökmotorer (Web of Science och SCOPUS), som identifierar publikationer ur vetenskapliga databaser med något olika fokusområden⁹. Resultaten från de olika sökningarna slogs därefter samman och dubletter exkluderades.

Identifierade studier granskades sedan genom två sorteringssteg, i syfte att identifiera för den här studien relevanta resultat till den slutliga sammanställningen. Det första sorteringssteget hanterade studier enbart baserat på titel och sammanfattning (abstract). För att passera detta steg ska studien vara relevant för miljöer i tempererade områden samt ha tydligt huvudfokus på effekter på biologisk mångfald och/eller ekosystemtjänster som är direkt beroende av den biologiska mångfalden. För att inte helt exkludera studier som kunde vara relevanta för en sammanfattning av kunskapsläget gällande grön infrastruktur, noterade vi samtliga studier som hänvisade till grön infrastruktur, oavsett var de hade utförts oavsett var de hade utförts.

⁹ Web of Science är mer naturvetenskapligt orienterad och får sannolikt fler träffar relaterat till fysiska strukturer, medan SCOPUS som databas inkluderar mer samhällsvetenskapligt perspektiv som är relevant för grön infrastruktur som ett ramverk för policy.



Figur 6. Schematisk illustration över sorteringsprocessens steg och dess utfall. En första sökning i databaser över vetenskapliga tidskrifter gav träff på 636 studier. Dessa studier granskades i två steg för att ta fram studier med relevant fokus för denna rapport. Första granskning av titel och sammanfattning gav 299 potentiellt relevanta studier och en slutlig granskning av fulltexter gav 211 studier att inkludera i sammanställningen.

För den vidare kategoriseringen av relevanta resultat från steg ett granskade vi studierna i sin helhet (i fulltext) och tog ut aktuell information för denna kunskapssammanställning. Vi inhämtade information som berörde (1) om studien hade huvudfokus på biologisk mångfald, ekosystemtjänster eller både och; (2) vilken typ av landskap som studien utförts i (exempelvis odlingslandskap, skog eller bebyggda miljöer); (3) hur grön infrastruktur definierats (fysisk struktur och typ av struktur eller abstrakt ramverk); (4) hur biologisk mångfald definierats och/eller kvantifierats (hur relaterar studien till biologisk mångfald och hur har det mätts); (5) om resultaten går att tolka enligt bevarandepriinciperna i den ovan beskrivna rapporten av Lawton m.fl. (2011) (se avsnittet om "Mer eller bättre förbundna habitat"), efterfrågas habitat av bättre kvalitet, större yta, fler till antalet eller habitat som är mer sammanlänkade?; (6) om publikationen är en primärstudie med insamlad data (empirisk), eller om studierna är baserade på en analys av tillgängliga publicerade primärstudier (en så kallad review, likt denna sammanställning); samt (7) om publikationen hänvisar till metoder eller ramverk som kan vara relevanta för planering eller implementering av grön infrastruktur. En utförlig beskrivning av de ingående kategorierna finns i tabell 1. I detta andra steg där vi granskade fulltexter föll ytterligare studier bort, främst studier som inte med säkerhet gått att utesluta i det första steget, men som vid en närmare granskning visade sig sakna sådan information som vi eftersökte.

Analys och sammanställning av resultat

Vi bearbetade den insamlade informationen från de identifierade vetenskapliga studierna med syftet att kunna beskriva I) hur många studier fokuserar på effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster och är relevanta för Sverige genom att vara genomförda i eller behandla den tempererade klimatzonen, II) i vilka olika typer av

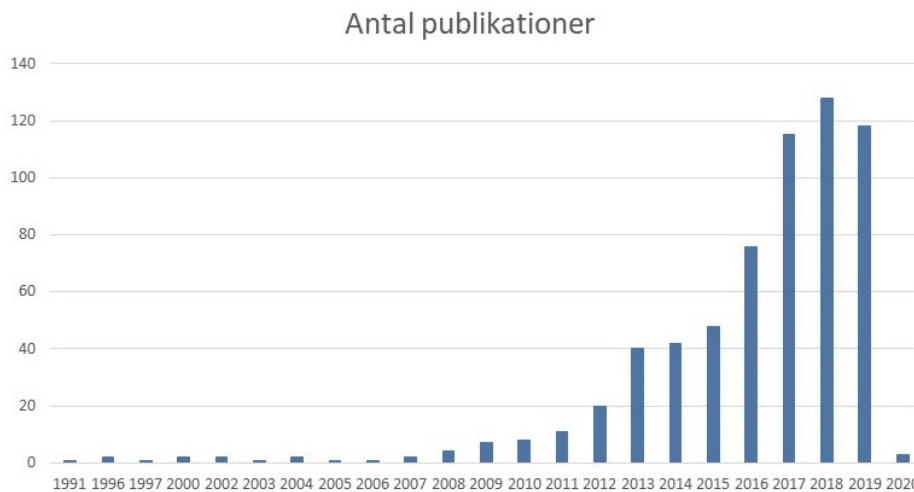
landskapsmiljöer har dessa studier utförts, III) vilken typ av grön infrastruktur studierna fokuserar på, IV) hur relaterar studierna till biologisk mångfald, och V) vilka slutsatser drar studierna i relation till framtida behov av habitatkvalitet, habitattytor, habitatmängd och konnektivitet för biologisk mångfald och associerade ekosystemtjänster.

För de kategorier där vi inhämtat information gällande typ av grön infrastruktur och hänvisning till biologisk mångfald (se tabell 1), skapade vi nya övergripande klasser som användes till en överskådlig sammanfattning av kunskapsläget (se samtliga ingående termer i varje klass i tabell 2). Resultaten sammanfattades och analyserades på två nivåer, dels övergripande baserat på antal publikationer och dels mer ingående baserat på antal fall (varje studie kan innehålla flera relevanta resultat där vi refererar till varje enskilt resultat som ett fall). Om vi använt antal identifierade studier eller antal fall framgår i presentationen av resultaten.

Denna kunskapssammanställning syftar även till att beskriva kunskapsluckor och/eller andra behov i relation till kunskapen om grön infrastruktur och biologisk mångfald och ekosystemtjänster. För att möjliggöra en beskrivning sammanställde vi även information om studiernas karaktär. Vi analyserade hur många studier som är primärstudier, och hur många som är baserade på en analys av tillgängliga publicerade primärstudier, samt hur många studier som presenterar metoder eller ramverk som kan tillämpas för att planera eller analysera effekter av grön infrastruktur. Vi analyserade även i vilken utsträckning studierna hänvisade till termer som går att knyta till de olika ekologiska teorierna som påverkar biologisk mångfald.

Resultat litteraturgenomgång

Sökningen “green infrastructure AND biodiversity” den 21 november 2019 resulterade i 407 (Web of Science) respektive 468 (Scopus) granskade och publicerade vetenskapliga artiklar. Totalt gav detta 636 unika publikationer. Antalet publikationer har ökat stadigt sedan begreppet först introducerades inom vetenskapen på 1990-talet (se figur 7).

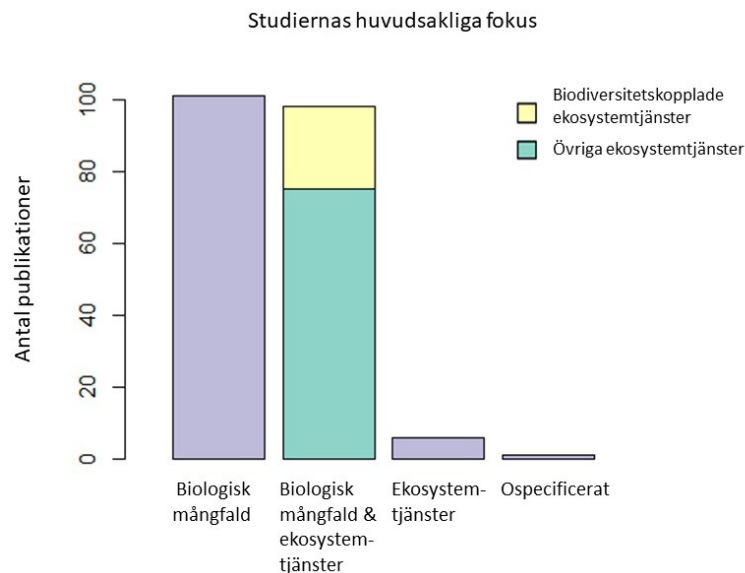


Figur 7. Sökrresultat för termerna "biodiversity" och "green infrastructure" den 21 november 2019. Diagrammet visar antal publikationer fördelat per år. Den totala summan uppgår till 636 publikationer.

Av de 636 studier som granskades, har 211 studier (33 %) ett tydligt fokus på biologisk mångfald och/eller ekosystemtjänster som direkt eller indirekt påverkas av biologisk mångfald och är utförda i tempererade områden. Ytterligare 144 studier, utöver de identifierade 211, fann vi vara övergripande relevanta för grön infrastruktur även om dess fokusområde var utanför den tempererade klimatzonen. Dessa studier har vi inte använt för den kvantitativa analysen men däremot refererar vi till ett urval av dem i diskussion och slutsatser. En fullständig lista över identifierade publikationer, kvantitativt relevanta samt övergripande relevanta, finns som bilaga till denna rapport (studier som ingår i den kvantitativa sammanställningen i bilaga 1 och allmänt relevanta studier men inte inkluderade på grund av avvikande klimatzon i bilaga 2).

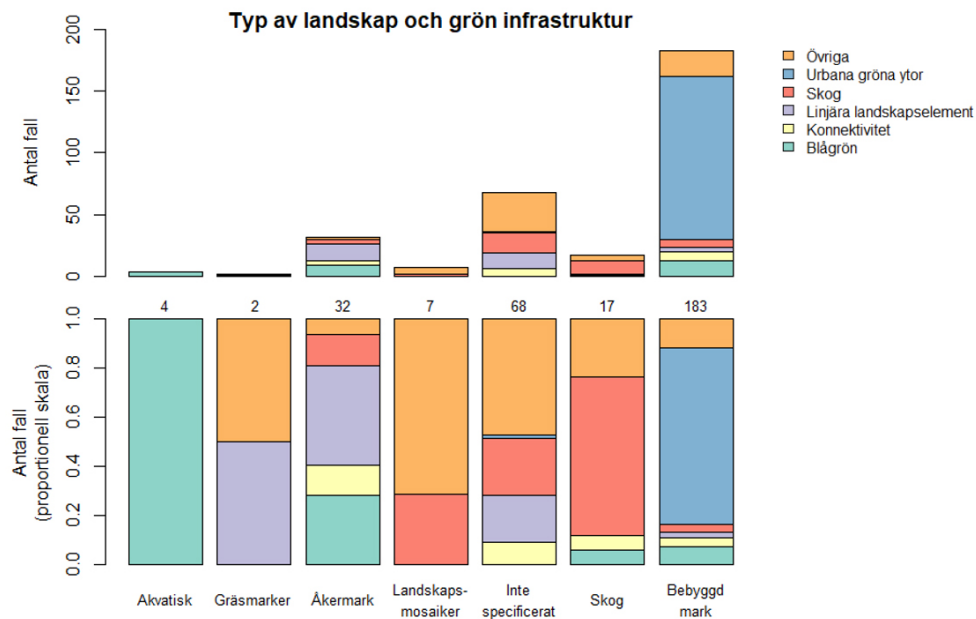
Ungefär hälften av de 211 publikationerna hade huvudfokus på enbart biologisk mångfald (101 studier, 48 %), och nästan lika många hade huvudfokus som inkluderade både biologisk mångfald och ekosystemtjänster (98 studier, 46 %, se figur 8). Endast ett fåtal publikationer hade efter granskning av fulltext huvudfokus på enbart ekosystemtjänster (6 studier, 3 %) och en publikation var inte möjlig att kategorisera. Av de 98 publikationer som analyserade både biologisk mångfald och ekosystemtjänster inkluderade 23 studier (23 %) biodiversitetsassocierade ekosystemtjänster relaterade till pollination eller biologisk skadedjurskontroll. Resterande studier med huvudfokus på både ekosystemtjänster och biologisk mångfald hänvisade till andra reglerande, kulturella eller försörjande tjänster så som luftrening, temperatur- och vattenreglering, rekreation eller matproduktion. De sex studier som hade tydligare huvudfokus på enbart ekosystemtjänster inkluderade kulturella ekosystemtjänster, klimatanpassning/reglering eller preciserade inte de ingående ekosystemtjänsterna vidare. Den publikation som inte gick att kategorisera fokuserade explicit på multifunktionalitet.

Identifierade publikationer fördelade sig mellan ett antal olika landskapstyper (se figur 9); 126 studier (60 %) eller 183 individuella fall (58 %) med huvudfokus på urbana miljöer, emedan 42 studier (20 %), eller 68 individuella fall (22 %) var övergripande eller inte preciserade någon landskapstyp. Övriga landskapstyper studerades sällan, inklusive odlingslandskap (14 studier, 7 % eller 32 fall, 10 %) och skogsmiljöer (13 studier, 6 %, eller 17 fall, 5 %).



Figur 8. Diagram som visar hur studierna fördelar sig mellan olika huvudfokus: biologisk mångfald utan ekosystemtjänster (längst till vänster), ekosystemtjänster och biologisk mångfald (samt hur många av dessa som hanterar biodiversitetsassocierade ekosystemtjänster), ospecificerade ekosystemtjänster, samt ospecificerat fokus (längst till höger).

En klart övervägande del av studierna, 199 av 211 publikationer (94 %), var inriktade på grön infrastruktur som ett fysiskt begrepp. De fysiska strukturer som studerats var, efter en klassificering i mer övergripande kategorier, urbana gröna miljöer (93 studier, 44 % av alla studier), skog (24 studier, 11 %), blå-gröna strukturer (19 studier, 9 %), linjära landskapselement (14 studier, 7 %), övriga strukturer, (12 studier, 6 %) och konnektivitet (11 studier, 5 %) (se figur 9). I 33 studier (16 %) var grön infrastruktur inte specificerat. I bebyggda miljöer representerades grön infrastruktur främst av urbana gröna miljöer (exempelvis gräsytor, trädgårdar, parker, se tabell 2 för samtliga sammanslagna termer inom kategorin för grön infrastrukturtyp). I odlingslandskapet förekom flertalet gröna infrastrukturtyper, men med en viss överrepresentation av linjära landskapselement såsom gräsbevuxna kantzoner. Skog som sådan var den gröna infrastruktur som hänvisades mest till i skogsmiljö. Figur 9 visar i mer detalj hur olika gröninfrastrukturstyper studerats i förhållande till olika landskapstyper.

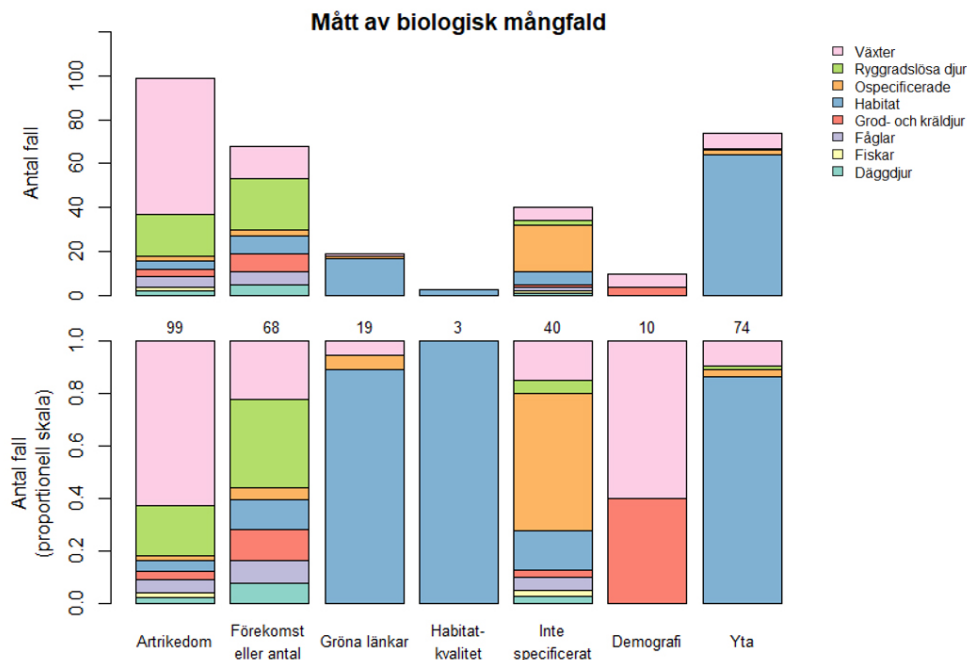


Figur 9. Diagram som visar hur olika typer av grön infrastruktur har studerats inom olika landskapsmiljöer. I flertalet fall har landskap inte specificerats utan flera landskapsmiljöer har ingått i ett övergripande landskapsbegrepp. Diagrammet är baserat på antal individuella fall, totalt 313 fall som vi identifierade från 211 olika relevanta studier.

Biologisk mångfald beskrevs på flera olika sätt. Efter bearbetning sammanfattade vi de olika beskrivningarna till åtta övergripande hänvisningskategorier (se figur 10). Baserat på 313 individuella fall från de 211 publikationerna, hänvisade flest till biologisk mångfald som något mått på artrikedom (99 fall, 32 %). Nästan en fjärdedel av alla fall mätte biologisk mångfald som habitatarea (74 fall, 24 %), medan 34 fall (11 %) hänvisade till förekomst av en art, och lika många fall beskrev biologisk mångfald som täthet av individer/arter. Konnektivitet förekom som hänvisning i 19 fall (6 %), hänvisning till demografiska processer (exempelvis utdöenderisk eller populationsutveckling) förekom i tio fall (3 %) och habitatkvalitet i tre fall (1 %). I 40 fall (13 %) beskrevs biologisk mångfald inte mer specificerat.

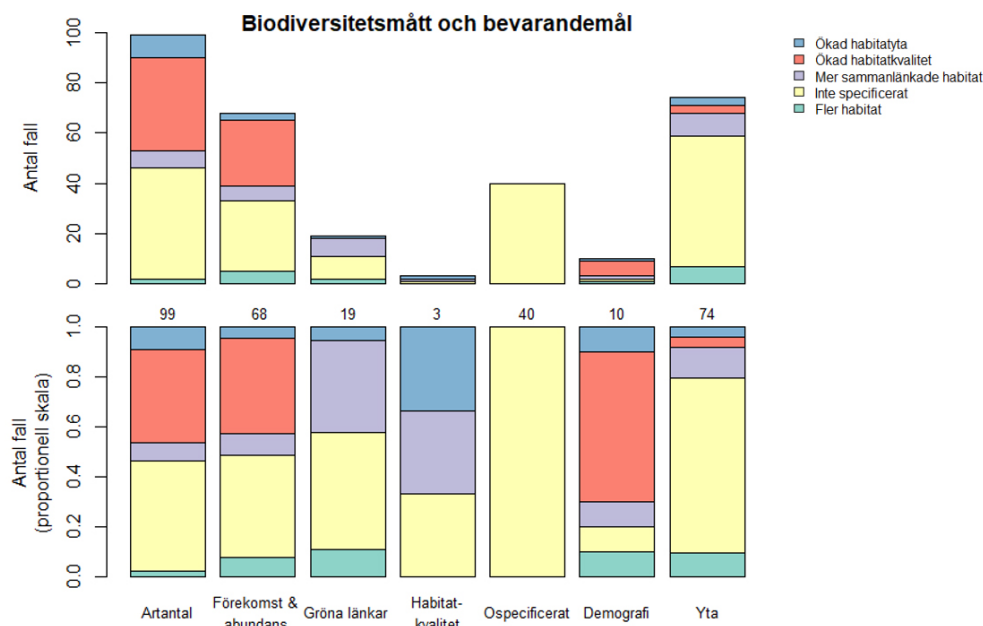
Biologisk mångfald beskrevs taxonomiskt i åtta kategorier, som reflekterade typ av habitat (figur 10) eller artgrupp (taxa). Vanligast förekommande var hänvisningar till habitat som förekom i 102 fall (33 %). Av de fall som använde taxonomiska hänvisningar förekom växter som hänvisning i 97 fall (31 %), evertebrater¹⁰ i 44 fall (14 %), 16 fall (5 %) använde grod- och kräldjur som referens, 13 fall (4 %) använde fåglar som hänvisning, åtta fall (3 %) hänvisade till däggdjur och tre fall (1 %) hänvisade till fiskar. I 30 fall (10 %) som hänvisade till biologisk mångfald saknades vidare precisering till taxonomisk grupp eller habitat.

¹⁰ Evertebrat – samlingsnamn för ryggradslösa djur som exempelvis insekter, spindeldjur, leddjur, blötdjur med flera.



Figur 10. Diagram som visar vilken hänvisning som har använts i relation till biologisk mångfald (t.ex. artrikedom, förekomst; angett på x-axeln) och vilken taxonomisk grupp eller annan variabel som beskrivs i relation till hänvisningen. Två tydliga forskningstraditioner framgår, studier av arter samt studier som beskriver habitat.

I 68 av publikationerna (32 %), eller 138 enskilda fall (44 %), av 313 fall totalt, har författare dragit slutsatser från sina resultat gällande förbättringsåtgärder av habitat som går att relatera till ekologiska teorier och/eller bevarandepprinciperna högre kvalitet, större areal, fler eller bättre förbundna habitat) (figur 11). Flest fall hänvisade till förbättring av habitatkvalitet, 72 fall (23 %), 31 fall (10 %) hänvisade till förbättrad konnektivitet som förbättringsåtgärd, 18 fall (6 %) hänvisade till större arealer och 17 fall (5 %) rekommenderade en ökning av antal habitat. Förbättring av habitatkvalitet rekommenderades ofta i de fall då studien använde arter som hänvisning till biologisk mångfald, medan ökad konnektivitet ofta tolkades som relevant då studierna utgick från habitatet som referens till biologisk mångfald, framför allt då gröna länkar var i fokus.



Figur 11. Diagram som visar vilka slutsatser som dragits gällande rekommendationer för att bevara biologisk mångfald i relation till viken hänvisning som använts för biologisk mångfald (t.ex. artantal, förekomst; angett på x-axeln).

Gällande hänvisning till ekologiskt relevanta teorier visade vår analys att 64 % av studierna hänvisade till konnektivitet, och till funktionell konnektivitet i 16 % av studierna, medan supplementerings/kompletteringseffekter endast hänvisades till i något enstaka fall. Även öbiogeografi och källor och sänkor hänvisades till i en mycket begränsad omfattning jämfört med konnektivitet och metapopulationsresonemang.

En granskning av identifierade studier visade vidare att 62 publikationer (30 %) relaterade till förslag på övergripande metoder eller ramverk att använda för kartläggning av biologisk mångfald, ekosystemtjänster eller grön infrastruktur, alternativt för planering av åtgärder för dessa. Vidare var 32 (15 %) av de 211 publikationerna baserade på en analys av tillgängliga publicerade primärstudier (likt denna sammanställning).

Tolkning och reflektion

I detta avsnitt tolkar vi resultaten genom att lyfta fram de tydligaste mönstren i den kvantitativa litteraturgenomgången och sätta dem i konkreta sammanhang. Vi reflekterar över resultaten i relation till de ekologiska teorier om hur grön infrastruktur kan påverka biologisk mångfald och ekosystemtjänster som vi beskrev under teoriavsnittet och illustrerar med konkreta exempel från litteraturen. Avslutningsvis lyfter vi oklarheter eller avsaknad av kunskap som krävs för att planera för och implementera grön infrastruktur som effektivt bidrar till att bevara biologisk mångfald och dess tjänster. Tolkningarna presenteras dels övergripande och dels med ett fokus riktat mot de tre landskapstyper som var mest välrepresenterade i de identifierade publikationerna: bebyggda miljöer, jordbrukslandskap och skogsmiljöer.

Övergripande tolkning av resultat

Sammanfattningsvis visar våra resultat att grön infrastruktur är ett mångfacetterat begrepp, som ger möjlighet att inkludera flera olika nyttor som är viktiga för en rad aktörer, vilket helt är i linje med de ursprungliga intentionerna (COM 2011[249]). Ungefär lika många av publikationerna i denna sammanställning fokuserade på biologisk mångfald i sig som på biologisk mångfald och ekosystemtjänster tillsammans. Vår sökning var avgränsad till studier som innehöll ordet ”biodiversity”, vilket innebär att detta resultat främst visar att grön infrastruktur-orienterade studier som är relevanta för biologisk mångfald ofta även inkluderar kopplingar till ekosystemtjänster. Vi fann emellertid relativt få studier med fokus på de ekosystemtjänster vi identifierat som mest direkt kopplade till biologisk mångfald (se figur 8), de flesta ekosystemtjänster som studerades kopplade snarare till reglering av mikroklimat eller vatten. Detta resultat drivs troligtvis av att den litteratur vi identifierade domineras av studier i bebyggda miljöer (figur 9) med fokus på olika urbana gröna strukturer så som parker och gräsytor, som oftast är relevanta för kulturella och/eller mikroklimatreglerande ekosystemtjänster. Eftersom vi fokuserade på ekosystemtjänster som är direkt kopplade till biologisk mångfald har vi endast ytligt analyserat vilken forskning det finns som kopplar grön infrastruktur till övriga ekosystemtjänster, vilket vi dock ser som en viktig fortsatt forskningsfråga.

I skogslandskapet identifierade vi inga tydligt biodiversitetskopplade ekosystemtjänster i litteraturen om grön infrastruktur, medan det i miljöer relaterade till jordbruk fanns sju studier som inkluderade ekosystemtjänster där alla direkt var kopplade till biologisk mångfald (här definierat som pollination och skadedjurskontroll) (se till exempel Papanikolaou m.fl. 2017, Rega m.fl. 2018, Verhagen m.fl. 2018). Detta mönster är logiskt med tanke på att ekosystemtjänster i jordbruket som gynnar produktionen, och är direkt kopplade till biologisk mångfald, har studerats intensivt under de senaste

15 åren (Liere m.fl. 2017). I skogslandskap har denna koppling sällan gjorts, trots att ekosystemtjänster i skogslandskap är ett aktivt forskningsområde (Pohjanmies 2018). Denna asymmetriska behandling av sambanden mellan grön infrastruktur, biologisk mångfald och ekosystemtjänster är problematisk, eftersom den försvårar möjligheten att få en holistisk uppfattning om utmaningarna i att implementera grön infrastruktur.

Biologisk mångfald hänvisades till på olika sätt i studierna. Flest studier hänvisade till biologisk mångfald som något mått av artrikedom. Artrikedom i de identifierade studierna relaterade dock främst till bevarande i relation till kvalitetsaspekter av habitat (figur 11), som ofta är länkade till skötsel, och mindre ofta till de rumsliga aspekter som hanteras i teorierna, även om undantag fanns (se exempelvis Johansson m.fl. 2018). Även habitatyta användes som hänvisning till biologisk mångfald. Eftersom det rent generellt finns en stark koppling mellan habitatyta och biologisk mångfald (Rosenzweig 1995), kan habitatyta som biodiversitetsmått vara berättigat, framför allt eftersom detaljerade datakällor för förekomst av biologisk mångfald ofta saknas. Däremot har habitatyta som sådan inte en rumslig aspekt, vilket är den aspekt som är relevant för grön infrastruktur.

I vilken omfattning de identifierade studierna utgår från de teoretiska ramverk som är mest relevanta för bevarandet av biologisk mångfald är inte helt tydligt i vår granskning. Konnektivitet var dock den term som relaterar till rumsliga ekologiska aspekter som förekom oftast. Eftersom konnektivitet är en viktig komponent i alla ekologiska processer som är relevanta för grön infrastruktur, säger detta dock inte mycket om den explicita kopplingen mellan teoribakgrund och empirisk forskning om grön infrastruktur. Majoriteten av all forskning som förespråkar ökad konnektivitet av den gröna infrastrukturen för att förbättra skyddet av biologisk mångfald använde sig av ett grovt biodiversitetsmått vilket vi tolkar som att den höga andel studier som förespråkar ökad konnektivitet inte entydigt baserar sig på någon djupare ekologisk analys relaterad till teorier om kopplingen mellan landskapsstruktur och biologisk mångfald.

De ekologiska teorierna skiljer på fysisk och funktionell konnektivitet, där funktionell konnektivitet inte nödvändigtvis kräver en fysisk koppling för att habitat ska vara biologisk länkade (Kindlmann & Burel 2008, se även resonemang under teoristycket). Funktionell konnektivitet innebär istället att två eller flera habitat kan vara kopplade till varandra i ett välfungerande habitatnätverk så länge som organismerna inte är spridningsbegränsade. Av den anledningen är funktionell konnektivitet viktigare att fastställa jämfört med fysisk konnektivitet då det gäller bevarandet av biologisk mångfald, även om fysisk konnektivitet kan ha andra värden för exempelvis rekreation i form av gröna stråk för människor att röra sig i (Vasiljevic m.fl. 2018). Inom den identifierade litteraturen i denna sammanställning förekommer referenser till funktionell konnektivitet relativt sällan jämfört med det vidare begreppet konnektivitet.

Det hänvisades även till metapopulationer, och gjordes så i betydligt fler artiklar än vad det hänvisades till andra koncept som till exempel landskapskomplettering. Forskningen kring grön infrastruktur har med andra ord främst hänvisat till metapopulationseffekter och i betydligt mindre utsträckning andra ekologiska processer som gör att landskapsstruktur (inklusive grön infrastruktur) påverkar biologisk mångfald.

Bland de identifierade studierna återfann vi ett relativt stort antal studier (ca 30 %) som presenterade, utvecklade eller hänvisade till användbara ramverk och/eller metoder för att kartlägga, analysera och planera åtgärder för grön infrastruktur. Detta resultat kan tyda på att det i nuläget inte finns koncensus kring hur man mest effektivt arbetar med planering och implementering av grön infrastruktur. Alternativt har olika aspekter betonats i olika geografiska områden eller ekologiska miljöer, vilket skapar behov av olika ramverk. Då grön infrastruktur kan implementeras med flera olika syften kan det även finnas metoder som är olika lämpliga beroende på det aktuella syftet, eller som är olika bra på att inkludera flera synergi/konfliktaspekter för att åstadkomma resultat som är värdefulla för samhällsaktörer som vill samarbeta över olika intresseområden. Det hade varit värdefullt med en kritisk granskning och sammanfattning av de metoder som hitintills har använts och ramverk eller verktyg som utvecklats, med avseende på ekologisk relevans, syfte och möjligheter till identifiering av synergi- och konfliktintressen, samt förslag till prioritering.

Tolkning av resultat i förhållande till bebyggda miljöer

Grön infrastruktur har en stark koppling till landskapsplanering i bebyggda miljöer (Benedict & McMahon 2006), och detta framgår även av resultaten som dominerades av studier med fokus på bebyggda miljöer—64% av forskningen var utförd i/hänvisade till urbana miljöer. Grönområden i städer kan ha hög potential för bevarandet av biologisk mångfald om man lyckas spara värdekärnor och värde-element, såsom gamla lövträd (Beninde m.fl. 2015). Vidare visade vår sammanställning att biologisk mångfald främst studerats med fokus på artrikedom och med slutsatser som ofta kopplas till åtgärder som förbättrar kvaliteten på de urbana grönområdena. Ett stort fokus på habitatkvalitet framför habitatyta kan bero på att en ökning av gröna ytor ofta kan vara opraktiskt i de mest urbaniserade miljöerna (om man frånser mindre grönstrukturer såsom gröna tak, eller blågröna lösningar). Grönområden i städer präglas ofta av en hög grad av skötsel och design med intensivt skötta gräsmattor och planteringar (McKinney 2008, Aronson m.fl. 2017). Förändringar i skötsel har stor potential att bidra med ökad habitatkvalitet för en rad organismer. Till exempel har grönområden med högvuxna gräsytor högre biologisk mångfald jämfört med grönområden med intensivt skötta bruks- och prydnadsgräsmattor (Aguilera m.fl. 2019, Öckinger m.fl. 2009).



Bild 3. Förändringar i skötsel, exempelvis genom mer extensiv skötsel av gräsytor, har stor potential att gynna biologisk mångfald i stadsnära grönområden. Park i Skåne. Fotograf Åke Lindström.

Det finns även forskning som visat att habitatens storlek och konnektivitet i urbana miljöer – det vill säga aspekter kopplade till konnektivitet – är viktiga för bevarande av stadens biologiska mångfald (Beninde m.fl. 2015). Inte minst kan konnektivitet vara viktig i bebyggda miljöer eftersom där kan finnas starka barriäreffekter med negativ påverkan på arters möjlighet att sprida sig (Caplat m.fl. 2016). I sådana fall där kunskapsunderlag tyder på betydande barriäreffekter av exempelvis vägar eller annan infrastruktur (eller om risk för viltolyckor förekommer) kan korridorer eller viltakvedukter gynna biologisk mångfald (van der Grift och van der Ree 2015).

Baserat på vår analys är referenser till de ekologiska teorierna i identifierade studier med fokus på grön infrastruktur i bebyggda miljöer vaga. Forskning i bebyggda miljöer bygger huvudsakligen på en ekologisk forskningstradition där biologisk mångfald karaktäriseras av artmångfald och artsamhällen, till skillnad från den ekosystemekologiska traditionen som betonar ekosystemprocesser, energiflöden och näringskretslopp i ekosystem (Campbell m.fl. 2018). I vår litteraturgenomgång var den senare forskningstraditionen ofta representerad i studier som antingen fokuserade på skogar eller på ospecificerade miljötyper. Gröna ytor i sig, som använts som ett mått på biologisk mångfald i ca 20 % av studierna, har funktionell betydelse till exempel genom klimatreglering och vattenreglering (Thoni m.fl. 2017). Forskning har visat att urbana miljöer kan ha höga bevarandevärden på grund av hög förekomst av hotade arter (Ives m.fl. 2016). Utöver det direkta bevarandevärdet har biologisk mångfald i städer betraktats som en fundamentalt bidragande faktor för ökad multifunktionalitet i urbana gröna miljöer (Lovell & Taylor 2013).

Tolkning av resultat i förhållande till jordbrukslandskapet

Bland den forskning som fokuserade på en specifik miljö var, efter urbana landskap, jordbruksmarker den mest studerade landskapstypen. Trots detta var det endast 10 % av all forskning om grön infrastruktur som fokuserade specifikt på jordbrukslandskap. Grön infrastruktur-forskningen i jordbrukslandskap fokuserade nästan uteslutande på biodiversitetsmått baserade på taxonomiska grupper, det vill säga inte på habitatyta (jämför skogsmarker). Med tanke på att bevarandet av biologisk mångfald i jordbrukslandskap är ett stort forskningsfält i sig är det förvånansvärt få studier som inkluderats i denna kunskapsöversyn, vilket rimligen beror på att majoriteten av dessa studier inte hänvisar till termen grön infrastruktur. Generellt bygger arbetet med bevarande av biologisk mångfald i det europeiska jordbrukslandskapet på att bevara olika former av gräsmarker, i Sverige naturbetesmarker. En övervägande majoritet av rödlistade arter som förekommer i jordbrukslandskap är beroende av lågintensivt brukade gräsmarker (Nieto m. fl. 2014), och i ett europeiskt perspektiv är bevarandet av sådana gräsmarker av avgörande betydelse för att bevara sällsynta arter och en hög total artrikedom (Ekroos m.fl. 2020). Eftersom ytan av artrika gräsmarker fortsatt minskar kraftigt i Europa (Pe'er m.fl. 2014) är bevarandevärdena i dessa marker starkt beroende av ett landskapsperspektiv, inklusive konnektivitet (Hanski 1999, Smith m.fl. 2014). Det är därför en brist att konceptet grön infrastruktur inte fått större genomslag i detta sammanhang eftersom ramverket är direkt tillämpligt.

Vår litteraturgenomgång visar att de dominerande typerna av grön infrastruktur som studerats i jordbrukslandskap är linjära landskapselement och blågröna strukturer (till exempel Jakobsson m.fl. 2016 och van der Zanden m.fl. 2012). Dessa två grupper innefattar bland annat olika vattendrag och obrukade kanter längs vattendrag och åkrar. Forskningen har visat att småskaliga obrukade livsmiljöer, till exempel åkerkanter som ligger utspridda i jordbrukslandskapet, gynnar organismer som bidrar till viktiga ekosystemtjänster i jordbruket, såsom pollinering (Hass m.fl. 2018). Jordbrukslandskap med ett större inslag obrukade habitat kan bidra till en högre biologisk mångfald i brukad mark eftersom de obrukade markerna tjänar som källhabitat (Smith m.fl. 2014). Vår litteratursammanställning visar också att den forskning som fokuserade både på biologisk mångfald och ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet främst gällde pollinering och skadedjursbekämpning. Generellt har alltså den gröna infrastrukturen i jordbruket en central roll både i bevarandet av biologisk mångfald av etiska anledningar samt för bevarandet av ekosystemtjänster.

Tolkning av resultat i förhållande till skogsmiljöer

Av de specificerade landskapsmiljöer vi identifierade var skogsmiljöer de som var ovanligast och förekom i endast 6 % av studierna, och det var främst grön infrastruktur i form av skogshabitat som studerats (se figur 9). Skogshabitat är generellt välstuderade miljöer i relation till biologisk mångfald. Resultaten från den här analysen tyder därför på att grön infrastruktur ännu inte har tagits upp inom terminologin som fokuserar på bevarande av biologisk mångfald i skogsmiljöer. Dock är det viktigt att påpeka att i resultatet gällande landskapsmiljöer fanns det ett relativt stort antal studier (20 %) som inte specificerade landskapstyp och bland dessa studier inkluderades även skogshabitat, exempelvis i studier gällande Natura 2000 områden (se bland annat Liqueste m.fl. 2015). Övriga typer av grön infrastruktur som studerades i skogsmiljöer var blå-gröna strukturer (se Angelstam 2017, Törnblom m.fl. 2017) och konnektivitet (se Angelstam m.fl. 2017), men endast med ett fåtal publikationer.

Generellt sett är obrukade naturskogar och äldre skogar med lång varaktighet eller kontinuitet viktiga habitat för biologisk mångfald i skogsmiljöer, framför allt när det gäller organismgrupper som är relativt spridningsbegränsade som exempelvis lavar (Öckinger m.fl. 2005). Viktiga värdekärnor och värdeelement utgörs därmed av lokaler med hög täthet av gamla träd och död ved. Det finns väldigt lite naturliga skogar kvar i Europa (Hannah m.fl. 1995), och bevarandearbetet utgår från att skydda de naturliga skogar som finns kvar. Ovan resonemang framkom även inom grön infrastruktur-litteraturen, se exempelvis Patru-Stupariu m.fl. (2013), även om antalet studier med hänvisning till skogsmiljöer överlag var få.



Bild 4. Obrukade naturskogar är viktiga för biologisk mångfald. Fjällnära blandurskog. Fotograf Åke Lindström.

Våra analyser visade även att de ekosystemtjänster som studerats inom skogsmiljöer inte var direkt associerade till biologisk mångfald. Avsaknad av litteratur som hanterar dessa ekosystemtjänster beror troligtvis på att det är svårare att identifiera ekologiska processer där biologisk mångfald har en funktionell betydelse för skogsproduktionen (virke). Det finns dock exempel på sådana studier, till exempel studier som visar att hackspettar kan bidra till skadedjurskontroll av barkborrar (Fayt m.fl. 2005). Det finns även studier som visar att biologisk mångfald och kulturella ekosystemtjänster i skogsmiljö kan vara kopplade (Pohjanmies 2018).

Slutsatser

Implementering av grön infrastruktur är, i både ett europeiskt och svenskt perspektiv, fortfarande i ett tidigt skede. I detta avsnitt sammanfattar vi de slutsatser vi kan dra om den vetenskapliga litteraturen som explicit refererar till grön infrastruktur, samt hur den förhåller sig till relevanta teoretiska resonemang visavi bevarande av biologisk mångfald och relaterade ekosystemtjänster.

Det främsta resultatet av vår sammanställning är att det finns en kraftigt expanderande forskning kring grön infrastruktur och dess effekter på biologisk mångfald. Det är emellertid också tydligt att begreppet används i olika omfattning inom olika forskningsinriktningar, med betydligt större volym inom forskning inriktad mot urbana miljöer jämfört med forskning om produktionslandskap med jordbruk och skogsbruk. Detta kan inte rimligen förklaras av brist på relevant forskning, utan beror på att begreppet grön infrastruktur ofta inte används när landskapsekologiska frågeställningar om biologisk mångfald utforskas i jordbrukslandskap och skog.

Grön infrastruktur är ett teoretiskt ramverk som handlar om att tillämpa åtgärder som förändrar den rumsliga strukturen i landskap. Utan denna rumsliga dimension finns inget speciellt behov av en teori om grön infrastruktur, utan fokus kan vara mängd och kvalitet på bevarade habitat. Vikten av rumslig struktur för biologisk mångfald – som är fokus för denna rapport – beror på att mångfalden påverkas av ett antal ekologiska processer med rumsliga dimensioner. Dessa finns främst uttryckta i teorier som metapopulationsteori, teori om källhabitat och sänkor och teorier om landskapskomplettering. Trots detta var det få av studierna som var förankrade i – eller ens nämnde – dessa teorier. Detta betyder att forskningen om grön infrastruktur för biologisk mångfald delvis är frikopplad från kunskapen om de processer som styr mångfalden. Denna frikoppling från ekologisk teori förstärks av att direkta mått på biologisk mångfald sällan användes, utan att det istället hänvisades till indirekta mått så som habitatytta. Denna brist på förankring i ekologisk teori, riskerar att försvaga grön infrastruktur som begrepp för att åstadkomma en landskapsplanering som gynnar biologisk mångfald. När teoretiska ramverk nämndes, var det oftast metapopulationsteori. Metapopulationsteorin är tveklöst central för bevarande, men är framförallt en teori som handlar om bevarande av habitat-specialister med begränsad rörlighet (Hanski 1999). Det vill säga, det är fullt

rimligt att metapopulationsteorin utgör grunden för studier som fokuserar på bevarande *i sig*. När det gäller bevarande av organismer med funktionell betydelse i våra landskap – som pollinerare av grödor och naturliga fiender till skadegörare – är det dock sannolikt andra rumsliga processer, som teorin om källhabitat och sänkor eller teorin om landskapskomplettering, som är central. Det är därför problematiskt att litteraturen om grön infrastruktur med fokus på biologisk mångfald i stort sett inte nämnde dessa teorier. Vi ser därför det som en viktig forskningsfråga att utveckla ett mer holistiskt perspektiv på grön infrastruktur som kopplar till *alla* de teoretiska ramverk som är av betydelse för bevarande av biologisk mångfald.

Många studier hänvisade till konnektivitet, vilket är naturligt eftersom konnektivitet är central för idén om grön infrastruktur. Konnektivitet är dock ett mångfacetterat begrepp, som inte bör trivialiseras till rent fysiska kopplingar mellan habitat, utan också handla om omgivande landskaps genomtränglighet, förekomsten av stepping stones¹¹ och andra aspekter som påverkar den funktionella konnektiviteten. Förvånansvärt få arbeten använde dock termen funktionell konnektivitet. Vi ser det därför som en central fråga, att begreppet grön infrastruktur utvecklas så att konnektiviteten kan härledas från sambandet mellan rörligheten hos de organismer de fokuserar på och kombinationen av spridningen av habitat i landskapet, spridnings/rörelsevägar och landskapets allmänna genomsläpplighet för rörliga organismer.

Slutligen, för att veta hur mycket av respektive habitat som behövs och hur den rumsligt bör vara fördelad för bevarande av biologisk mångfald och dess ekosystemtjänster krävs goda kunskaper om de arter eller ekosystemtjänster som ska gynnas. Dess förekomst, utbredning och ekologi, avgör behovet. I denna litteraturöversikt analyserade vi inte alla ekosystemtjänster systematiskt, men generellt visar våra resultat att en övervägande del av den forskning som studerade både biologisk mångfald och ekosystemtjänster fokuserade på ekosystemtjänster som endast indirekt är beroende av biologisk mångfald i den mer strikta meningen. En fördjupande analys av detta material kan visa vilka ekosystemtjänster som undersökts, och framför allt i vilka fall olika skattningar av biologisk mångfald och ekosystemtjänster samvarierar i synergi eller inte.

¹¹ Engelskans stepping stones, eller hoppstenar, består av mindre habitatytor som teoretiskt fungerar som spridningsvägar mellan områden av större habitatytor.

Referenser

Aguilera G m.fl. 2019. Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, 22:335–344

Angelstam PL 2017. Tall herb sites as a guide for planning, maintenance and engineering of riparian continuous forest cover. *Ecological Engineering*, 103:470–477

Aronson MF m.fl. 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15:189–196.

Benedict MA & McMahon ET 2006. *Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities*. Washington, DC. Island Press

Beninde J m.fl. 2015. Biodiversity in cities: a meta-analysis of factors determining intra urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18: 581–592

Berglund H m.fl. 2018. *Arters spridning i en grön infrastruktur – kunskapsöversikt och vägledning för analys*. ArtDatabanken Rapporterar 19. ArtDatabanken SLU, Uppsala

Bertrand RJ m.fl. 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, 479:517–520

Birkhofer K m.fl. 2015. Ecosystem service research – current challenges and opportunities for ecological research. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2:87

Boyd J & Banzhaf S 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63: 616–626

Campbell NA m.fl. 2018. *Biology. A Global Approach*. Pearson Education Ltd., Essex

Caplat P m.fl. 2016. Looking beyond the mountain: dispersal barriers in a changing world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14:261–268

Carvalho LG m.fl. 2011. Natural and within-farmland biodiversity enhances crop productivity. *Ecology Letters*, 14:251–259

COM(2011)244. *European Union Commission Communication. Our life insurance, our natural capital; an EU biodiversity strategy to 2020*

COM(2013)249. *European Union Commission Communication. Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe's' Natural Capital*

COP 5, 2000. *Fifth Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity Nairobi*. Nairobi, Kenya. Decision V/6 Ecosystem approach

- Cord AF m.fl. 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*, 28:264–272
- Costanza R m.fl. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387:253–260
- Daily GC. 1997. *Nature's services*. Vol. 3. Island Press, Washington, DC
- Dainese M. m.fl. 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances* 5:eaax0121
- Dee LE m.fl. 2019. When do ecosystem services depend on rare species? *Trends in ecology & evolution*, 34:746–758
- Devictor V. m.fl. 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change*, 2:121–124
- Doerr VAJ m.fl. 2011. Connectivity, dispersal behaviour and conservation under climate change: a response to Hodgson m.fl. *Journal of Applied Ecology*, 48:143–147
- Dunning JB m.fl. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65:169–175
- Dylewski L m.fl. 2019. Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology*, 44:678–689
- Ekroos J m.fl. 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation*, 172:65–71
- Ekroos J m.fl. 2016. Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3:145
- Fayt P m.fl. 2005. Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers – a literature review. *Forest Ecology and Management*, 206:1–14
- Filazzola A m.fl. 2018. The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56:2131–2143
- Fisher B m.fl. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68:643–653
- Fronhofer EA m.fl. 2012. Why are metapopulations so rare? *Ecology*, 93:1967–1978
- Garmendia E m.fl. 2016. Biodiversity and Green Infrastructure in Europe: Boundary object or ecological trap? *Land Use Policy*, 56:315–319
- Gaston KJ m.fl. 2010. Valuing common species. *Science*, 327:154–155

- Green, RE M.fl. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Nature*, 307:550–555
- Haddad NM m.fl. 2015. *Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems*. *Science Advances* 1:e1500052
- Haines-Young RH & Potschin MB 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. I Raffaelli D & Frid C (red.) *Ecosystem ecology: a new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge
- Hannah L m.fl. 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodiversity and Conservation*, 4:128–155
- Hansen R & Pauleit S. 2014. From Multifunctionality to Multiple Ecosystem Services? A Conceptual Framework for Multifunctionality in Green Infrastructure Planning for Urban Areas. *Ambio*, 43:516–529
- Hanski I 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hanski I & Ovaskainen O 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature*, 404: 755–758
- Hanski I. 2005. *Shrinking World: Ecological Consequences of Habitat Loss*. Oldendorf / Luhe: International Ecology Institute
- Hass AL m.fl. 2018. Landscape configurational heterogeneity by small-scale agriculture, not crop diversity, maintains pollinators and plant reproduction in western Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285:20172242
- Harrington R m.fl. 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a glossary. *Biodiversity and Conservation*, 19:2773–2790
- Harrison PA m.fl. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services*, 9:191–203
- Heller NE & Zavaleta ES 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142:14–32
- Hickling R m.fl. 2005. A Northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, 11:502–506
- Hodgson J.A. m.fl. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for effective conservation. *Journal of Applied Ecology*, 48:148–152
- Hodgson JA m.fl. 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics. *Journal of Applied Ecology*, 46:964–969
- Howe RW m.fl. 1991. The demographic significance of 'sink' populations. *Biological Conservation*, 57: 239–255

- Isaac NJB m.fl. 2018. Defining and delivering resilient ecological networks: Nature Conservation in England. *Journal of Applied Ecology*, 55:2537–2545
- Ives CD m.fl. 2016. Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25:117–126
- Jakobsson SFK & Cousins SAO 2016. Connectivity and management enables fast recovery of plant diversity in new linear grassland elements. *Journal of Vegetation Science*, 27:19–28
- Johansson VKA m.fl. 2018. Estimates of accessible food resources for pollinators in urban landscapes should take landscape friction into account. *Ecosphere*, 27:19–28
- Kindlman P & Burel F 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape ecology*, 23:879–890
- Kirchhoff T 2019. Abandoning the Concept of Cultural Ecosystem Services, or Against Natural–Scientific Imperialism. *BioScience*, 69:220–227
- Kleijn D m.fl. 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications*, 6:7414
- Klein AM m.fl. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 274:303–313
- Kuussaari M m.fl. 1996. An experimental study of migration in the Glanville fritillary butterfly *Melitaea cinxia*. *Journal of Animal Ecology*, 65:791–801
- Kuussaari M m.fl. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24:564–571
- Kremen C 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology. *Ecology Letters*, 8:468–479
- Johst K m.fl. 2011. Biodiversity conservation in dynamic landscapes: trade-offs between number, connectivity and turnover of habitat patches. *Journal of Applied Ecology*, 48:1227–1235
- Lawton JH m.fl. 2011. Making space for nature: A review of England's wildlife Sites and ecological network. Report to Defra.
- Liere H m.fl. 2017. Intersection between biodiversity conservation, agroecology, and ecosystem services. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41:723–760
- Lindborg R m.fl. 2017. How spatial scale shapes the generation and management of multiple ecosystem services. *Ecosphere*, 8:e01741
- Lindström Å m.fl. 2013. Rapid changes in bird community composition at multiple spatial scales in response to recent climate change. *Ecography*, 36:313–322

Littlefield CE m.fl. 2019. Connectivity for species on the move: supporting climate-driven range shifts. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17:270–278

Liquete CKS m.fl. 2015. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy*, 54:268–280

Lovell ST & Taylor JR 2013. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, 28:1447–1463

Luck GW m.fl. 2009. Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *BioScience*, 59: 223–235

MacArthur RH & Wilson EO 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press

Macfadyen S m.fl. 2012. Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology*, 49:690–694

Mandelik Y m.fl. 2012. Complementary habitat use by wild bees in agro-natural landscapes. *Ecological Applications*, 22:1535–1546

Mastrangelo ME m.fl. 2014. Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services. *Landscape Ecology*, 29:345–358

McKinney ML 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst*, 11: 161–176

Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC

Mitchell MGE m.fl. 2015. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 30:190–198

Naumann S. 2011. Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects. *Final report to the European Commission, DG Environment*, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1, Ecologic institute and GHK Consulting

Nieto A m.fl. 2014. *European Red List of Bees*. Publication Office of the European Union, Luxembourg

Ovaskainen O 2002. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. *Journal of Theoretical Biology*, 218:419–433

Papanikolaou ADK m.fl. 2017. Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology*, 54:527–536

Pe'er G m.fl. 2014. *Connectivity: beyond corridors. I: Scaling in Ecology and Biodiversity Conservation*. Pensoft Publishers, Sofia, s. 108–112

- Pe'er G m.fl. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344:1090–1092
- Persson, AS & Smith HGS 2013. Seasonal persistence of bumblebee populations is affected by landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 165:201–209
- Pohjanmies T 2018. *Trade-offs among intensive forestry, ecosystem services and biodiversity in boreal forests*. Doktorsavhandling, Jyväskylä universitet
- Polasky SE m.fl. 2008. Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns. *Biological Conservation*, 141:1505–1524
- Pulliam, H. R. 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. Pages 45–69 in: O. E. J. Rhodes, R. K. Chesser, and M. H. Smith (eds.) *Population Dynamics in Ecological Space and Time*. Univ. Chicago Press, Chicago
- P7_TA(2012)0146 *European Parliament resolution of 20 April 2012 on our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020 (2011/2307(INI)) (2013/C 258 E/15)*
- Naturvårdsverket 2010. *Rapport 6342. Arbetssätt för biologisk mångfald och andra värden i ett landskapsperspektiv. En handledning*
- Rand TA m.fl. 2006. Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. *Ecology Letters*, 9:603–614
- Rau AL. m.fl. 2019. Temporal patterns in ecosystem services research: A review and three recommendations. *Ambio* (online early)
- R Core Team 2017. *R Core Team R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (2017), <https://www.R-project.org/>
- Rega CBAM m.fl. 2018. A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. *Ecological Indicators*, 90:653–664
- Regeringsuppdrag M2010/3407/Na. *Uppdrag om förstudie om uppbyggandet av grön infrastruktur och framtagande av indikatorer för gynnsam bevarandestatus*. Regeringen
- Regeringsuppdrag M2012/722/Nm. *Uppdrag till Naturvårdsverket att utarbeta en landskapsanalys och analysera relevanta styrmedel för att utveckla den gröna infrastrukturen*. Regeringen
- Regeringsuppdrag M2013/1086/Nm. *Uppdrag om framtagande av förslag till handlingsplan på regional nivå*. Regeringen

- Regeringsuppdrag M2014/1948/Nm. *Uppdrag om att ta fram riktlinjer och en genomförandeplan avseende regionala handlingsplaner för grön infrastruktur.* Regeringen
- Regeringsuppdrag 2008/09:162. *En sammanhållen klimat- och energipolitik.* Regeringen
- Regeringsuppdrag 2008/09:214. *Hållbart skydd av naturområden.* Regeringen
- Robertson BA m.fl. 2013. Ecological novelty and the emergence of evolutionary traps. *Trends in Ecology and Evolution*, 28:552–560
- Rosenzweig ML 1995. *Species Diversity in Space and Time.* Cambridge: Cambridge University Press
- Rusch A m.fl. 2016. Conservation Biological Control in Agricultural Landscapes. *Advances in Botanical Research*, 81:333–360
- Salomaa A 2017. *Actors' roles and perceptions on the opportunities to increase nature conservation effectiveness: A study of interaction between knowledge and policy process.* Doktorsavhandling, Helsingfors universitet
- Salomaa A m.fl. 2017. Can green infrastructure help to conserve biodiversity? *Environment and Planning C: Policy and Space*, 35:265–288
- Schellhorn m.fl. 2015. Time will tell: resource continuity bolsters ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 30:524–530
- Schleyer C m.fl. 2017. Ecosystem services as a Boundary Concept: Arguments from Social Ecology. *Sustainability* 9
- Simberloff D 1988. The contribution of population ecology and community biology to conservation science. *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, 19:473–512
- Smith HG m.fl. 2010. Biodiversity and the landscape ecology of agri-environment schemes. *Aspects of Applied Biology*, 100:225–232
- Smith HG m.fl. 2014. Beyond dispersal: the roles of animal movements in agricultural landscapes. I: *Animal Movement Across Scales* (red. L.-A. Hansson & S. Åkesson), Oxford: Oxford University Press, 51–70
- TEEB 2010: *The economics of ecosystems and biodiversity – mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach.* Conclusions and Recommendations of TEEB. UK NEA, 2011 – Chapter 2. Conceptual Framework and Methodology
- Tews m.fl. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31:79–92
- Tjørve, E. 2010. How to resolve the SLOSS debate: Lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 264:604–612

- Thomas CD 2000. Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267:139–145
- Thoni T (ed.) m.fl. (2017) *Ekosystembaserad klimatanpassning. En kunskapsöversyn*. CEC Syntes 4:2017. Lunds universitet
- Tribot m.fl. 2018. Integrating the aesthetic value of landscapes and biological diversity. *Proceedings of the Royal Society of London B. Biological Series* 285: 20180971
- Törnblom JAP m.fl. 2017. Prioritizing Dam Removal and Stream Restoration Using Critical Habitat Patch Threshold for Brown Trout (*Salmo trutta* L.): A Catchment Case Study from Sweden. *Ecoscience*, 24:157–166
- van der Grift EA and van der Ree R. 2015. Guidelines for evaluating use of wildlife crossing structures. I: van der Ree R, Smith DJ och Grilo C (Eds.). *Handbook of road ecology*. Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- van der Zanden EHV & Mucher CA 2013. Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecological Indicators*, 27:125–136
- Van Teefflen AJA m.fl. 2015. Is green infrastructure an effective climate adaptation strategy for conserving biodiversity? A case study with the great crested newt. *Landscape Ecology*, 30:937–954
- Vasiljevic N m.fl. 2018. The concept of green infrastructure and urban landscape planning: a challenge for urban forestry planning in Belgrade, Serbia. *Iforest – Biogeosciences and Forestry*, 11:491–498
- Verhagen W m.fl. 2018. Optimizing the allocation of agri-environment measures to navigate the trade-offs between ecosystem services, biodiversity and agricultural production. *Environmental Science and Policy*, 84:186–196
- Whittaker RJ & Fernández-Palacios JM 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press, 2007
- Wiens JA 1995. Landscape mosaics and ecological theory. I: *Mosaic landscapes and ecological processes* (red. Hansson L m.fl.). Springer, Dordrecht, 1–26
- Wilkinson CT m.fl. 2013. Strategic spatial planning and the ecosystem services concept—an historical exploration. *Ecology and Society*, 18:37
- Winfree R m.fl. 2018. Species turnover promotes the importance of bee diversity for crop pollination at regional scales. *Science*, 359:791–3
- Woodcock BA m.fl. 2019. Meta-analysis reveals that pollinator functional diversity and abundance enhance crop pollination and yield. *Nature communications*, 10.1:1481
- Zurbuchen AS m.fl. 2010. Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 79:674–681

Öckinger E m.fl. 2009. The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*, 93:31–37

Öckinger E m.fl. 2005. Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? *Biodiversity and Conservation*, 14: 759–753

Bilaga 1. Inkluderade publikationer

- Albert, C. H. R., B.: Dumitru, M.: Gonzalez, A. 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology*, 31:1383–1396
- Aloisio, J. M. P., M. I.: Giampieri, M. A.: Tuininga, A. R.: Lewis, J. D. 2017. Spatially dependent biotic and abiotic factors drive survivorship and physical structure of green roof vegetation. *Ecological Applications* 27:297–308
- Andersson, E. B., S.: Borgström, S.: Colding, J.: Elmqvist, T.: Folke, C.: Gren, A. 2014. Reconnecting cities to the biosphere: Stewardship of green infrastructure and urban ecosystem services. *Ambio* 43:445–453
- Andersson, E. C., J. 2014. Understanding how built urban form influences biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 13:221–226
- Angelstam, P. A., K.: Axelsson, R.: Elbakidze, M.: Jonsson, B. G.: Roberge, J. M. 2011. Protecting Forest Areas for Biodiversity in Sweden 1991–2010: the Policy Implementation Process and Outcomes on the Ground. *Silva Fennica* 45:1111–1133
- Angelstam, P. K., O.: Yamelynets, T.: Mozgeris, G.: Naumov, V.: Chmielewski, T. J.: Elbakidze, M.: Manton, M.: Prots, B.: Valasiuk, S. 2017. Green infrastructure development at European Union's eastern border: Effects of road infrastructure and forest habitat loss. *Journal of Environmental Management* 193:300–311
- Angelstam, P. L., M. 2017. Tall herb sites as a guide for planning, maintenance and engineering of riparian continuous forest cover. *Ecological Engineering* 103:470–477
- Angelstam, P. M., G.: Rönnbäck, B. I.: Östman, A.: Lazdinis, M.: Roberge, J. M.: Arnberg, W.: Olsson, J. 2003. Two-dimensional Gap Analysis: A Tool for Efficient Conservation Planning and Biodiversity Policy Implementation. *Ambio* 32:527–534
- Angelstam, P. M., M.: Khauliyak, O.: Naumov, V.: Pedersen, S.: Stryamets, N.: Tornblom, J.: Valasiuk, S.: Yamelynets, T. 2019. Knowledge production and learning for sustainable forest landscapes: the european continent's west and east as a laboratory. *Lesnoy Zhurnal-Forestry Journal* 1:9–31
- Angelstam, P. N., V.: Elbakidze, M.: Manton, M.: Priednieks, J.: Rendenieks, Z. 2018. Wood production and biodiversity conservation are rival forestry objectives in Europe's Baltic Sea Region. *Ecosphere* 9
- Angelstam, P. P., S.: Manton, M. 2018. Macroecological research in boreal forest reveals the effects of moose on economically and ecologically important tree species. *Lesnoy Zhurnal-Forestry Journal* 4:9–18

- Angelstam, P. P., 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. Y., T.: Elbakidze, M.: Prots, B.: Manton, M. 2017. Gap analysis as a basis for strategic spatial planning of green infrastructure: a case study in the Ukrainian Carpathians. *Ecoscience* 24:41–58
- Artmann, M. B., O.: Grunewald, K. 2017. Using the Concepts of Green Infrastructure and Ecosystem Services to Specify Leitbilder for Compact and Green Cities-The Example of the Landscape Plan of Dresden (Germany). *Sustainability* 9
- Artmann, M. S., K. 2018. The Role of Urban Agriculture as a Nature-Based Solution: A Review for Developing a Systemic Assessment Framework. *Sustainability* 10(6)
- Balbi, M. P., E. J.: Croci, S.: Nabucet, J.: Georges, R.: Madec, L.: Ernoult, A. 2019. Title: Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning. *Journal of Environmental Management* 244:61–68
- Bell, G. N., S.: Medcalf, K. 2015 Use of remote sensing to produce a habitat map of Norfolk. *Ecological Informatics* 30:293–299
- Bellamy, C. C. v. d. J., A. P. N.: Barbour, S.: Smith, M.: Moseley, D. 2017. A spatial framework for targeting urban planning for pollinators and people with local stakeholders: A route to healthy, blossoming communities? *Environmental Research* 158:255–268
- Beumer, C. 2018. Show me your garden and I will tell you how sustainable you are: Dutch citizens' perspectives on conserving biodiversity and promoting a sustainable urban living environment through domestic gardening. *Urban Forestry & Urban Greening* 30:260–279
- Beumer, C. M., P. 2015. Biodiversity in my (back)yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. *Sustainability Science* 10(1):87–100
- Biffi, S. D. S., C. M.: Firbank, L. G. 2019. Epigeal fauna of urban food production sites show no obvious relationships with soil characteristics or site area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 286
- Blanusa, T. G., M.: Cathcart-James, M.: Hunt, L.: Cameron, R. W. F. 2019. Urban hedges: A review of plant species and cultivars for ecosystem service delivery in north-west Europe. *Urban Forestry & Urban Greening* 44
- Blasi, C. C., G.: Orti, M. M. A.: Anzellotti, I.: Attorre, F.: Azzella, M. M.: Carli, E.: Copiz, R.: Garfi, V.: Manes, F.: Marando, F.: Marchetti, M.: Mollo, B.: Zavattono, L. 2017. Ecosystem mapping for the implementation

- of the European Biodiversity Strategy at the national level: The case of Italy. *Environmental Science & Policy* 78:173–184
- Boc, V. I. 2015. Current approaches in metropolitan green infrastructure strategies. *Scientific Papers-Series B-Horticulture* 59:307–310
- Bormpoudakis, D. T., J. 2019. The science-practice interface of connectivity in England. *Landscape Ecology* 34:2669–2685
- Borysiak, J. M., A.: Speak, A. 2017. Floral biodiversity of allotment gardens and its contribution to urban green infrastructure. *Urban Ecosystems* 20:323–335
- Botzat, A. F., L. K.: Kowarik, I. 2016. Unexploited opportunities in understanding liveable and biodiverse cities. A review on urban biodiversity perception and valuation. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 39:220–233
- Brunbjerg, A. K. H., J. D.: Bates, A. J.: Fowler, R. E.: Rosenfeld, E. J.: Sadler, J. P. 2018. Can patterns of urban biodiversity be predicted using simple measures of green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening* 32:143–153
- Bugnot, A. B. M.-P., M.: Johnston, E. L.: Schaefer, N.: Dafforn, K. A. 2018. Learning from nature to enhance Blue engineering of marine infrastructure. *Ecological Engineering* 120:611–621
- Buijs, A. E. M., T. J.: Van der Jagt, A. P.: Ambrose-Oji, B.: Andersson, E.: Elands, B. H.: Steen Møller, M. 2016. Active citizenship for urban green infrastructure: fostering the diversity and dynamics of citizen contributions through mosaic governance. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 22:1–6
- Butt, N. S., D. F.: Shumway, N.: Bekessy, S. A.: Fuller, R. A.: Watson, J. E. M.: Maggini, R.: Hole, D. G. 2018. Opportunities for biodiversity conservation as cities adapt to climate change. *Geo-Geography and Environment* 5(1)
- Capotorti, G. A. O., M. M.: Anzellotti, I.: Azzella, M. M.: Copiz, R.: Mollo, B.: Zavattoni, L. 2015. The MAES process in Italy: Contribution of vegetation science to implementation of European Biodiversity Strategy to 2020. *Plant Biosystems* 149:949–953
- Carrier, J. M., J. 2019. Landscape typology and ecological connectivity assessment to inform Greenway design. *Science of the Total Environment* 651:3241–3252
- Carrier, J. M., J.: Aughney, T.: Roche, N. 2019. Effects of greenway development on functional connectivity for bats.” *Global Ecology and Conservation* 18
- Casalegno, S. A., K.: Hancock, S.: Gaston, K. J. 2017. Improving models of urban greenspace: from vegetation surface cover to volumetric survey, using waveform laser scanning. *Methods in Ecology and Evolution* 8:1443–1452

- Catalano, C. L., V. A.: Badalucco, L.: Guarino, R. 2018. Some European green roof norms and guidelines through the lens of biodiversity: Do ecoregions and plant traits also matter? *Ecological Engineering* 115:15–26
- Closset-Kopp, D. W., S.: Decocq, G. 2016. Using process-based indicator species to evaluate ecological corridors in fragmented landscapes. *Biological Conservation* 201:152–159
- Collins, R. S., M.: Hudson, M. D. 2017. The value of green walls to urban biodiversity. *Land Use Policy* 64:114–123
- Connery, K. 2009. Biodiversity and urban design: Seeking an integrated solution. *Journal of Green Building* 4:23–38
- Connop, S. V., P.: Eisenberg, B.: Collier, M. J.: Nash, C.: Clough, J.: Newport, D. 2016. Renaturing cities using a regionally-focused biodiversity-led multi-functional benefits approach to urban green infrastructure. *Environmental Science & Policy* 62:99–111
- Cox, D. T. C. B., J.: Casalegno, S.: Hudson, H. L.: Anderson, K.: Gaston, K. J. 2019. Skewed contributions of individual trees to indirect nature experiences. *Landscape and Urban Planning* 185:28–34
- Cox, D. T. C. H., H. L.: Plummer, K. E.: Siriwardena, G. M.: Anderson, K.: Hancock, S.: Devine-Wright, P.: Gaston, K. J. 2018. Covariation in urban birds providing cultural services or disservices and people. *Journal of Applied Ecology* 55:2308–2319
- Dallimer, M. D., Z. G.: Diaz-Porras, D. F.: Irvine, K. N.: Maltby, L.: Warren, P. H.: Armsworth, P. R.: Gaston, K. J. 2015. Historical influences on the current provision of multiple ecosystem services. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 31:307–317
- Dallimer, M. T., Z. Y.: Gaston, K. J.: Davies, Z. G. 2016. The extent of shifts in vegetation phenology between rural and urban areas within a human-dominated region. *Ecology and Evolution* 6:1942–1953
- Davies, Z. G. F., R. A.: Loram, A.: Irvine, K. N.: Sims, V.: Gaston, K. J. 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. *Biological Conservation* 142:761–771
- Davis, A. Y. B., J. A.: Farfan, M. A.: Milz, D.: Sweeney, E. R.: Loss, S. R.: Minor, E. S. 2012. Green infrastructure and bird diversity across an urban socioeconomic gradient. *Ecosphere* 3(11)
- Dawson, L. E., M.: Angelstam, P.: Gordon, J. 2017. Governance and management dynamics of landscape restoration at multiple scales: Learning from successful environmental managers in Sweden. *Journal of Environmental Management* 197:24–40

- de la Fuente, B. M.-S., M. C.: Rodriguez, G.: Gaston, A.: de Ayala, R. P.: Colomina-Perez, D.: Melero, M.: Saura, S. 2018. Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land Use Policy* 75:429–441
- Deslauriers, M. R. A., A.: Nazarnia, N.: Jaeger, J. A. G. 2018. Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). *Ecological Indicators* 94:99–113
- Diduck, A. P. R., C. M.: Rodela, R.: Moquin, R.: Boerchers, M. 2019. Pathways of learning about biodiversity and sustainability in private urban gardens. *Journal of Environmental Planning and Management*
- Do, Y. L., M.: Joo, G. J. 2014. Carabid beetles in green infrastructures: the importance of management practices for improving the biodiversity in a metropolitan city. *Urban Ecosystems* 17:661–673
- Donaldson, G. H. J., E. M. 2019. Using green infrastructure to add value and assist place-making in public realm developments. *Impact Assessment and Project Appraisal*
- Dreher, D. 2009. Chicago wilderness green infrastructure vision: challenges and opportunities for the built environment. *Journal of Green Building* 4:72–88
- Dupras, J. D., C.: Andre, P.: Gonzalez, A. 2015. Towards the Establishment of a Green Infrastructure in the Region of Montreal (Quebec, Canada). *Planning Practice and Research* 30:355–375
- Dylewski, Ł. M., Ł.: Banaszak-Cibicka, W. 2019. Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology* 44:678–689
- Elbakidze, M. A., P.: Yamelynets, T.: Dawson, L.: Gebrehiwot, M.: Stryamets, N.: Johansson, K. E.: Garrido, P.: Naumov, V.: Manton, M. 2017. A bottom-up approach to map land covers as potential green infrastructure hubs for human well-being in rural settings: A case study from Sweden. *Landscape and Urban Planning* 168:72–83
- Elbakidze, M. R., R.: Manton, M.: Angelstam, P.: Mozgeris, G.: Brūmelis, G.: Brazaitis, G.: Vogt, P. 2016. The role of forest certification for biodiversity conservation: Lithuania as a case study. *European Journal of Forest Research* 135:361–376
- Elek, Z. H., A. G.: Enggaard, M. K.: Lövei, G. L. 2017. Seasonal dynamics of common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entomologica Fennica* 28:27–40
- Fairbrass, A. J. R., P.: Williams, C.: Titheridge, H.: Jones, K. E. 2017. Biases of acoustic indices measuring biodiversity in urban areas. *Ecological Indicators* 83:169–177

- Filazzola, A. S., N.: MacIvor, J. S. 2019. The contribution of constructed green infrastructure to urban biodiversity: A synthesis and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 56:2131–2143
- Fischer, L. K. B., D.: Karle, S. J.: Cremer, K.: Huttner, E.: Seebauer, M.: Nowikow, U.: Schütze, B.: Voigt, P.: Völker, S.: Kowarik, I. 2019. Biodiverse edible schools: Linking healthy food, school gardens and local urban biodiversity. *Urban Forestry and Urban Greening* 40:35–43
- Fischer, L. K. E., J.: Kowarik, I.: Buchholz, S. 2016. Disentangling urban habitat and matrix effects on wild bee species. *Peerj* 4
- Fischer, L. K. v. d. L., M.: Kowarik, I. 2013. Urban land use types contribute to grassland conservation: The example of Berlin. *Urban Forestry & Urban Greening* 12:263–272
- Fulthorpe, R. M., J. S.: Jia, P.: Yasui, S. L. E. 2018. The Green Roof Microbiome: Improving Plant Survival for Ecosystem Service Delivery. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6
- Fumagalli, N. T., A. 2012. Relationship between greenways and ecological network: A case study in Italy. *International Journal of Environmental Research* 6:903–916
- Funk, A. M.-L., J.: Borgwardt, F.: Trauner, D.: Bagstad, K. J.: Balbi, S.: Magrach, A.: Villa, F.: Hein, T. 2019. Identification of conservation and restoration priority areas in the Danube River based on the multi-functionality of river-floodplain systems. *Science of the Total Environment* 654:763–777
- Garcia-Feced, C. W., C. J.: Baraldi, A.: Paracchini, M. L.: Maes, J.: Zulian, G.: Kempen, M.: Elbersen, B.: Perez-Soba, M. 2015. Semi-natural vegetation in agricultural land: European map and links to ecosystem service supply. *Agronomy for Sustainable Development* 35:273–283
- Garmendia, E. A., E.: Adams, W. M.: Bormpoudakis, D. 2016. Biodiversity and Green Infrastructure in Europe: Boundary object or ecological trap? *Land Use Policy* 56:315–319
- Gavrilidis, A. A. N., M. R.: Onose, D. A.: Badiu, D. L.: Năstase, I. I. 2019. Methodological framework for urban sprawl control through sustainable planning of urban green infrastructure. *Ecological Indicators* 96:67–78
- Gill, A. S. L., A.: McGuire, K. L. 2017. Phylogenetic and Functional Diversity of Total (DNA) and Expressed (RNA) Bacterial Communities in Urban Green Infrastructure Bioswale Soils. *Applied and Environmental Microbiology* 83(16)
- Giupponi, L. B., G.: Giorgi, A.: Bischetti, G. B. 2019. How to renew soil bio-engineering for slope stabilization: some proposals. *Landscape and Ecological Engineering* 15:37–50

- Grashof-Bokdam, C. J. C., A.: Polman, N. B. P.: Westerhof, E.: Franke, J. G. J.: Opdam, P. F. M. 2017. Modelling shifts between mono- and multi-functional farming systems: the importance of social and economic drivers. *Landscape Ecology* 32:595–607
- Green, O. O. G., A. S.: Albro, S.: Ban, N. C.: Berland, A.: Burkman, C. E.: Gardiner, M. M.: Gunderson, L.: Hopton, M. E.: Schoon, M. L.: Shuster, W. D. 2016. Adaptive governance to promote ecosystem services in urban green spaces. *Urban Ecosystems* 19:77–93
- Green, T. L. K., J.: Andersson, E.: Elmqvist, T.: Gomez-Baggethun, E. 2016. Insurance Value of Green Infrastructure in and Around Cities. *Ecosystems* 19:1051–1063
- Grunwald, L. H., J.: Weber, S. 2017. A GIS-based mapping methodology of urban green roof ecosystem services applied to a Central European city. *Urban Forestry and Urban Greening* 22:54–63
- Haaland, C. 2017. How to preserve a butterfly species within an urbanising settlement and its surroundings: a study of the scarce copper (*Lycaena virgaureae* L.) in southern Sweden. *Journal of Insect Conservation* 21:917–927
- Hale, J. D. S., J. 2012. Resilient ecological solutions for urban regeneration. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Engineering Sustainability* 165:59–67
- Hatziiordanou, L. F., E.: Hadjicharalampous, E.: Eleftheria Votsi, N.: Palaskas, D.: Abdul Malak, D. 2019. Indicators for mapping and assessment of ecosystem condition and of the ecosystem service habitat maintenance in support of the EU biodiversity strategy to 2020. *One Ecosystem* 4
- Hauck, J. S., J.: Werner, A. 2016. Using social network analysis to identify key stakeholders in agricultural biodiversity governance and related land-use decisions at regional and local level. *Ecology and Society* 21(2)
- Hodge, I. H., J.: Bonn, A. 2015. The alignment of agricultural and nature conservation policies in the European Union. *Conservation Biology* 29:996–1005
- Hofmann, M. W., J. R.: Kowarik, I.: van der Meer, E. 2012. Perceptions of parks and urban derelict land by landscape planners and residents. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:303–312
- Holt, A. R. M., M.: Maltby, L.: Warren, P. 2015. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. *Ecosystem Services* 16:33–46
- Horák, J. R., J.: Rada, P.: Šafářová, L.: Koudelková, J.: Zasadil, P.: Halda, J. P.: Holuša, J. 2018. Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard. *Urban Ecosystems* 21:263–270

- Hornigold, K. L., I.: Dolman, P. 2016. Recreational Use of the Countryside: No Evidence that High Nature Value Enhances a Key Ecosystem Service. *Plos One* 11.
- Hostetler, M. A., W.: Meurk, C. 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning* 100:369–371
- Hoyle, H. H., J.: Jorgensen, A. 2017. All about the ‘wow factor’? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning* 164:109–123
- Hoyle, H. J., A.: Warren, P.: Dunnett, N.: Evans, K. 2017. Not in their front yard. The opportunities and challenges of introducing perennial urban meadows: A local authority stakeholder perspective. *Urban Forestry & Urban Greening* 25:139–149
- Hoyle, H. N., B.: Dunnett, N.: Richards, J. P.: Russell, J. M.: Warren, P. 2018. Plant species or flower colour diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and Urban Planning* 180:103–113
- Hunter, M. C. R. B., D. G. 2012. Spatial contagion: Gardening along the street in residential neighborhoods. *Landscape and Urban Planning* 105:407–416.
- Ignatieva, M. A., K. 2013. Biodiverse green infrastructure for the 21st century: From “green desert” of lawns to biophilic cities. *Journal of Architecture and Urbanism* 37:1–9
- Jakobsson, S. F., K.: Cousins, S. A. O. 2016. Connectivity and management enables fast recovery of plant diversity in new linear grassland elements. *Journal of Vegetation Science* 27:19–28
- Jeusset, A. V., M.: Bertheau, Y.: Coulon, A.: Deniaud, N.: Flamerie De Lachapelle, F.: Jaslier, E.: Livoreil, B.: Roy, V.: Touroult, J.: Vanpeene, S.: Witté, I.: Sordello, R. 2016. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for biodiversity in temperate landscapes? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 5(1)
- Johansson, V. K., 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)
- Jonsson, B. G. S., J.: Mikusiński, G.: Manton, M.: Angelstam, P. 2019. European Union’s last intact forest landscapes are at a value chain crossroad between multiple use and intensified wood production. *Forests* 10(7)
- Jorgensen, A. G., P. H. 2010. Shades of Green: Measuring the Ecology of Urban Green Space in the Context of Human Health and Well-Being. *Nature + Culture* 5:338–363

- Joyner, J. L. K., J.: Deeb, M.: Lozefski, G.: Prithiviraj, B.: Paltseva, A.: McLaughlin, J.: Groffman, P.: Cheng, Z.: Muth, T. R. 2019. Green infrastructure design influences communities of urban soil bacteria. *Frontiers in Microbiology* 10
- Klaus, V. H. 2013. Urban Grassland Restoration: A Neglected Opportunity for Biodiversity Conservation. *Restoration Ecology* 21:665–669
- Klimanova, O. A. K., E. Y.: Kurbakovskaya, A. V. 2016. Assessing the Geoecological Functions of the Green Infrastructure in Cities of Canada. *Geography and Natural Resources* 37:165–173
- Knapp, S. S., S.: Zehnsdorf, A. 2019. Biodiversity impact of green roofs and constructed wetlands as progressive eco-technologies in urban areas. *Sustainability (Switzerland)* 11(20)
- Kowarik, I. 2019. The “Green Belt Berlin”: Establishing a greenway where the Berlin Wall once stood by integrating ecological, social and cultural approaches. *Landscape and Urban Planning* 184:12–22
- Kowarik, I. B., S.: von der Lippe, M.: Seitz, B. 2016. Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening* 19:68–78
- Kovendi-Jako, A. H., M.: Csecserits, A.: Hulber, K.: Szitar, K.: Wrba, T.: Torok, K. 2019. Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science* 22:138–149
- Krasny, M. E. R., A.: Tidball, K. G.: Elmqvist, T. 2014. Civic ecology practices: Participatory approaches to generating and measuring ecosystem services in cities. *Ecosystem Services* 07:177–186
- Kremer, P. H., Z.: Haase, D.: McPhearson, T.: Frantzeskaki, N.: Andersson, E.: Kabisch, N.: Larondelle, N.: Rall, E. L.: Voigt, A.: Baró, F.: Bertram, C.: Gómez-Baggethun, E.: Hansen, R.: Kaczorowska, A.: Kain, J. H.: Kronenberg, J.: Langemeyer, J.: Pauleit, S.: Rehdanz, K.: Schewenius, M.: Van Ham, C.: Wurster, D.: Elmqvist, T. 2016. Key insights for the future of urban ecosystem services research. *Ecology and Society* 21(2)
- Kucera, T. K., P.: Veseley, P. 2015. Diverse vegetation in a spa town supports human social benefits of urban birds. *Biodiversity and Conservation* 24:3329–3346
- Kukkala, A. S. M., A. 2017. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology* 32:5–14
- Kuttner, M. H.-R., C.: Hermann, A.: Wrba, T. 2013. Borders without barriers – Structural functionality and green infrastructure in the Austrian-Hungarian transboundary region of Lake Neusiedl. *Ecological Indicators* 31:59–72

- Kyrö, K. B., S.: Kotze, D. J.: Szallies, A.: Gerner, M.: Lehvävirta, S. 2018. Local habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on beetle communities on green roofs. *Urban Forestry and Urban Greening* 29:122–130
- Lahde, E. K., A.: Tahvonen, O.: Kokkonen, T. 2019. Can We Really Have It All? Designing Multifunctionality with Sustainable Urban Drainage System Elements. *Sustainability* 11(7)
- Landor-Yamagata, J. L. K., I.: Fischer, L. K. 2018. Urban Foraging in Berlin: People, Plants and Practices within the Metropolitan Green Infrastructure. *Sustainability* 10(6)
- Lennon, M. S., M. 2014. Delivering ecosystems services via spatial planning: Reviewing the possibilities and implications of a green infrastructure approach. *Town Planning Review* 85:563–587
- Liquete, C. K., S.: Dige, G.: Maes, J.: Grizzetti, B.: Olah, B.: Zulian, G. 2015. Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy* 54:268–280
- Liu, L. F., O.: Zhang, S. 2019. Blue-green infrastructure for sustainable urban stormwater management-lessons from six municipality-led pilot projects in Beijing and Copenhagen. *Water (Switzerland)* 11(10)
- Livingstone, S. W. C., M. W.: Isaac, M. E. 2018. Ecological engagement determines ecosystem service valuation: A case study from Rouge National Urban Park in Toronto, Canada. *Ecosystem Services* 30:86–97
- Lopoukhine, N. C., N.: Dudley, N.: Figgis, P.: Karibuhoye, C.: Laffoley, D.: Miranda Londoño, J.: MacKinnon, K.: Sandwith, T. 2012. Protected areas: Providing natural solutions to 21st Century challenges. *Sapiens* 5:117–131
- Lovell, S. T. T., J. R. 2013. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* 28:1447–1463
- Lynch, A. J. 2016. Is It Good to Be Green? Assessing the Ecological Results of County Green Infrastructure Planning. *Journal of Planning Education and Research* 36:90–104
- Mabelis, A. A. M., G. 2009. Public participation in green urban policy: Two strategies compared. *International Journal of Biodiversity Science and Management* 5:63–75
- MacIvor, J. S. 2016. Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 62:88–96
- MacIvor, J. S. C., M. W.: Livingstone, S. W.: Lundholm, J. T.: Yasui, S. L. E. 2016. Phylogenetic ecology and the greening of cities. *Journal of Applied Ecology* 53:1470–1476

- MacIvor, J. S. M., L.: Puncher, C. L.: Carver Matthews, B. J. 2013. Decoupling factors affecting plant diversity and cover on extensive green roofs. *Journal of Environmental Management* 130:297–305
- MacIvor, J. S. S., N.: Arnillas, C. A.: Bhatt, A.: Das, S.: Yasui, S. L. E.: Xie, G.: Cadotte, M. W. 2018. Manipulating plant phylogenetic diversity for green roof ecosystem service delivery. *Evolutionary Applications* 11:2014–2024
- Madre, F. V., A.: Machon, N.: Clergeau, P. 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling. *Landscape and Urban Planning*. 122:100–107
- Mancini, F. C., G. M.: Lusseau, D. 2019. Quantifying wildlife watchers' preferences to investigate the overlap between recreational and conservation value of natural areas. *Journal of Applied Ecology* 56:387–397
- Manton, M. A., P.: Milberg, P.: Elbakidze, M. 2016. Wet Grasslands as a Green Infrastructure for Ecological Sustainability: Wader Conservation in Southern Sweden as a Case Study. *Sustainability* 8(4)
- Martensson, L. M. 2017. Methods of establishing species-rich meadow biotopes in urban areas. *Ecological Engineering* 103:134–140
- Mathey, J. R., S.: Banse, J.: Lehmann, I.: Brauer, A. 2015. Brownfields As an Element of Green Infrastructure for Implementing Ecosystem Services into Urban Areas. *Journal of Urban Planning and Development* 141(3)
- Matos, P. V., J.: Rocha, B.: Branquinho, C.: Pinho, P. 2019. Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of the Total Environment* 665:521–530
- Mattsson, B. J. V., H. 2018. Prospects for stakeholder coordination by protected-area managers in Europe. *Conservation Biology* 32:98–108
- Mayer-Pinto, M. J., E. L.: Bugnot, A. B.: Glasby, T. M.: Airoidi, L.: Mitchell, A.: Dafforn, K. A. 2017. Building 'blue': An eco-engineering framework for foreshore developments. *Journal of Environmental Management* 189:109–114
- McWilliam, W. B., M. 2017. The role of dairy company policies in support of farm green infrastructure in the absence of government stewardship payments. *Land Use Policy* 68:671–680
- Mell, I. C., S. 2019. Progressing Green Infrastructure planning: understanding its scalar, temporal, geo-spatial and disciplinary evolution. *Impact Assessment and Project Appraisal*
- Merckx, T. V. D., H. 2019. Urbanization-driven homogenization is more pronounced and happens at wider spatial scales in nocturnal and mobile flying insects. *Global Ecology and Biogeography* 28:1440–1455

- Mikkonen, N. M., A. 2013. Identification of top priority areas and management landscapes from a national Natura 2000 network. *Environmental Science & Policy* 27:11–20
- Mikolajczak, A. M., D.: Sanz, T.: Isenmann, M.: Thierion, V.: Luque, S. 2015. Modelling spatial distributions of alpine vegetation: A graph theory approach to delineate ecologically-consistent species assemblages. *Ecological Informatics* 30:196–202
- Milanovich, J. R. P., W. E.: Barrett, K.: Hopton, M. E. 2012. Do species distribution models predict species richness in urban and natural green spaces? A case study using amphibians. *Landscape and Urban Planning* 107:409–418
- Molineux, C. J. G., A. C.: Connop, S. P.: Newport, D. J. 2015. Using recycled aggregates in green roof substrates for plant diversity. *Ecological Engineering* 82:596–604
- Molineux, C. J. G., A. C.: Newport, D. J. 2017. Using soil microbial inoculations to enhance substrate performance on extensive green roofs. *Science of the Total Environment* 580:846–856
- Mortberg, U. H., J.: Zetterberg, A.: Franklin, J. P.: Jonsson, D.: Deal, B. 2013. Urban ecosystems and sustainable urban development—analysing and assessing interacting systems in the Stockholm region. *Urban Ecosystems* 16:763–782
- Nilon, C. H. A., M. F. J.: Cilliers, S. S.: Dobbs, C.: Frazee, L. J.: Goddard, M. A.: O’Neill, K. M.: Roberts, D.: Stander, E. K.: Werner, P.: Winter, M.: Yocom, K. P. 2017. Planning for the Future of Urban Biodiversity: A Global Review of City-Scale Initiatives. *Bioscience* 67:331–341
- Norton, B. A. B., G. D.: Clark, R.: Corstanje, R.: Dunnett, N.: Evans, K. L.: Grafius, D. R.: Gravestock, E.: Grice, S. M.: Harris, J. A.: Hilton, S.: Hoyle, H.: Lim, E.: Mercer, T. G.: Pawlett, M.: Pescott, O. L.: Richards, J. P.: Southon, G. E.: Warren, P. H. 2019. Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications* 29(6)
- Orsini, F. G., D.: Marchetti, L.: Piovene, C.: Draghetti, S.: Ramazzotti, S.: Bazzocchi, G.: Gianquinto, G. 2014. Exploring the production capacity of rooftop gardens (RTGs) in urban agriculture: the potential impact on food and nutrition security, biodiversity and other ecosystem services in the city of Bologna. *Food Security* 6:781–792
- Paal, T. K., L.: Löhmus, K.: Liira, J. 2017. Both spatiotemporal connectivity and habitat quality limit the immigration of forest plants into wooded corridors. *Plant Ecology* 218:417–431

- Palliwoda, J. K., I.: von der Lippe, M. 2017. Human-biodiversity interactions in urban parks: The species level matters. *Landscape and Urban Planning* 157:394–406
- Papanikolaou, A. D. K., I.: Frenzel, M.: Schweiger, O. 2017. Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology* 54:527–536
- Park, H. K., M.: Rhemtulla, J. M.: Konijnendijk, C. C. 2019. Urban food systems that involve trees in Northern America and Europe: A scoping review. *Urban Forestry & Urban Greening* 45
- Ptru-Stupariu, I. A., P.: Elbakidze, M.: Huzui, A.: Andersson, K. 2013. Using forest history and spatial patterns to identify potential high conservation value forests in Romania. *Biodiversity and Conservation* 22:2023–2039
- Pelorusso, R. G., F.: Geri, F.: Leone, A. 2017. PANDORA 3.0 plugin: A new biodiversity ecosystem service assessment tool for urban green infrastructure connectivity planning. *Ecosystem Services* 26:476–482
- Penone, C. M., N.: Julliard, R.: Le Viol, I. 2012. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation* 148:126–133
- Pétremand, G. C., Y.: Braaker, S.: Brenneisen, S.: Gerner, M.: Obrist, M. K.: Rochefort, S.: Szallies, A.: Moretti, M. 2018. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) communities on green roofs in Switzerland: synthesis and perspectives. *Urban Ecosystems* 21:119–132
- Petrisor, A. I. A., I. C.: Petrisor, L. E.: Ciobotaru, A. M.: Peptenatu, D. I. C. C. Ioja, L.: Dumitrache, L.: Nedelea, A.: Nita, M. R. 2016. Assessing the fragmentation of the green infrastructure in Romanian cities using fractal models and numerical taxonomy. *Ecosmart - Environment at Crossroads: Smart Approaches for a Sustainable Development* 32:110–123
- Psaralexi, M. K. V., N. E. P.: Selva, N.: Mazaris, A. D.: Pantis, J. D. 2017. Importance of Roadless Areas for the European Conservation Network. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5
- Rae, M. M., A.: Hall, J.: O'Brien, K.: O'Brien, D. 2019. Evaluating the validity of a simple citizen science index for assessing the ecological status of urban drainage ponds. *Ecological Indicators* 98:1–8
- Ramer, H. N., K. C.: Spivak, M.: Watkins, E.: Wolfen, J.: Pulscher, M. 2019. Exploring park visitor perceptions of 'flowering bee lawns' in neighborhood parks in Minneapolis, MN, US. *Landscape and Urban Planning* 189:117–128
- Raymond, C. M. F., N.: Kabisch, N.: Berry, P.: Breil, M.: Nita, M. R.: Geneletti, D.: Calfapietra, C. 2017. A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy* 77:15–24

- Rega, C. B., A. M.: Bocci, G.: Sutter, L.: Albrecht, M.: Moonen, A. C.: Jeanneret, P.: van der Werf, W.: Pfister, S. C.: Holland, J. M.: Paracchini, M. L. 2018. A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. *Ecological Indicators* 90:653–664
- Riley, C. B. H., D. A.: Gardiner, M. M. 2018. Exotic trees contribute to urban forest diversity and ecosystem services in inner-city Cleveland, OH. *Urban Forestry & Urban Greening* 29:367–376
- Riley, C. B. P., K. I.: Ard, K.: Gardiner, M. M. 2018. Asset or liability? Ecological and sociological tradeoffs of urban spontaneous vegetation on vacant land in shrinking cities. *Sustainability (Switzerland)* 10(7)
- Ristić, R. R., B.: Miljanović, V.: Trivan, G.: Ljujić, M.: Letić, L.: Savić, R. 2013. Blue-green corridors as a tool for mitigation of natural hazards and restoration of urbanized areas: A case study of belgrade city. *Spatium* 30:18–22
- Rodríguez-Loinaz, G. P., L.: Palacios-Agundez, I.: Ametzaga-Arregi, I.: Onaindia, M. 2018. Identifying green infrastructure as a basis for an incentive mechanism at the municipality level in biscay (basque country). *Forests* 9
- Roeland, S. M., M.: Amorim, J. H.: Branquinho, C.: Fares, S.: Morelli, F.: Niinemets, E.: Paoletti, E.: Pinho, P.: Sgrigna, G.: Stojanovski, V.: Tiwary, A.: Sicard, P.: Calfapietra, C. 2019. Towards an integrative approach to evaluate the environmental ecosystem services provided by urban forest. *Journal of Forestry Research* 30:1981–1996
- Rolf, W. P., D.: Lenz, R.: Pauleit, S. 2018. Farmland – an Elephant in the Room of Urban Green Infrastructure? Lessons learned from connectivity analysis in three German cities. *Ecological Indicators* 94:151–163
- Rudolph, M. V., F.: Schwenzfeier, S.: Kleinebecker, T.: Klaus, V. H. 2017. Patterns and potentials of plant species richness in high- and low-maintenance urban grasslands. *Applied Vegetation Science* 20:18–27
- Salomaa, A. P., R.: Kotiaho, J. S.: Kettunen, M.: Apostolopoulou, E.: Cent, J. 2017. Can green infrastructure help to conserve biodiversity? *Environment and Planning C-Politics and Space* 35:265–288
- Sandström, U. G. 2002. Green infrastructure planning in urban Sweden. *Planning Practice and Research* 17:373–385
- Saumel, I. W., F.: Kowarik, I. 2016. Toward livable and healthy urban streets: Roadside vegetation provides ecosystem services where people live and move. *Environmental Science & Policy* 62:24–33
- Saura, S. B., L.: Battistella, L.: Mandrici, A.: Dubois, G. 2017. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? *Ecological Indicators* 76:144–158

- Schindler, S. K., M.: Euler, K.: Bunting, S. W.: Schulz-Zunkel, C.: Hermann, A.: Hainz-Renetzeder, C.: Kanka, R.: Mauerhofer, V.: Gasso, V.: Krug, A.: Lauwaars, S. G.: Zulka, K. P.: Henle, K.: Hoffmann, M.: Biró, M.: Essl, F.: Jaquier, S.: Balázs, L.: Borics, G.: Hudin, S.: Damm, C.: Pusch, M.: Van Der Sluis, T.: Sebesvari, Z.: Wr̀bka, T. 2013. Floodplain management in temperate regions: Is multifunctionality enhancing biodiversity? *Environmental Evidence* 2(1)
- Schindler, S. O. N., F. H.: Biró, M.: Damm, C.: Gasso, V.: Kanka, R.: van der Sluis, T.: Krug, A.: Lauwaars, S. G.: Sebesvari, Z.: Pusch, M.: Baranovsky, B.: Ehlert, T.: Neukirchen, B.: Martin, J. R.: Euler, K.: Mauerhofer, V.: Wr̀bka, T. 2016. Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25:1349–1382
- Schwarz, N. M., M.: Bugalho, M. N.: Davies, Z. G.: Haase, D.: Hack, J.: Hof, A.: Meleró, Y.: Pett, T. J.: Knapp, S. 2017. Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services* 27:161–171
- Selim, S. S., N. K.: Onur, I.: Coslu, M.: Spie, C. M. U. M. Neale, A. 2017. Determination of the ecological connectivity between landscape patches obtained using the knowledge engineer (expert) classification technique. *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology* Xix. 10421
- Shi, X. M. Q., M. Z. 2018. Research on the Optimization of Regional Green Infrastructure Network. *Sustainability* 10(12)
- Shwartz, A. T., A.: Julliard, R.: Simon, L.: Prévot, A. C. 2014. Outstanding challenges for urban conservation research and action. *Global Environmental Change* 28:39–49
- Sikorska, D. S., P.: Archiciński, P.: Chormański, J.: Hopkins, R. J. 2019. You can't see the woods for the trees: Invasive *Acer negundo* L. in Urban riparian forests harms biodiversity and limits recreation activity. *Sustainability (Switzerland)* 11(20)
- Sikorska, D. S., P.: Hopkins, R. J. 2017. High Biodiversity of Green Infrastructure Does Not Contribute to Recreational Ecosystem Services. *Sustainability* 9(3)
- Simić, I. S., A.: Djokić, V. 2017. Building the green infrastructure of Belgrade: The importance of community greening. *Sustainability (Switzerland)* 9(7)
- Sirakaya, A. C., A.: Harris, J. 2018. Ecosystem services in cities: Towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments. *Ecosystem Services* 29:205–212
- Sitzia, T. C., T.: Weir, R. G. 2016. Novel woodland patches in a small historical Mediterranean city: Padova, Northern Italy. *Urban Ecosystems* 19:475–487

- Snäll, T. L., J.: Arponen, A.: Elith, J.: Moilanen, A. 2016. Green Infrastructure Design Based on Spatial Conservation Prioritization and Modeling of Biodiversity Features and Ecosystem Services. *Environmental Management* 57:251–256
- Suchocka, M. B., M.: Juzwiak, A.: Duriasz, J.: Bohdan, A.: Stolarczyk, J. 2019. Transit versus Nature. Depreciation of Environmental Values of the Road Alleys. Case Study: Gamerki-Jonkowo, Poland. *Sustainability* 11(6)
- Svensson, J. A., J.: Sandström, P.: Mikusiński, G.: Jonsson, B. G. 2019. Landscape trajectory of natural boreal forest loss as an impediment to green infrastructure. *Conservation Biology* 33:152–163
- Talal, M. L. S., M. V. 2019. Plant Community Composition and Biodiversity Patterns in Urban Parks of Portland, Oregon. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7
- Threlfall, C. G. M., L.: Mackie, J. A.: Hahs, A. K.: Stork, N. E.: Williams, N. S. G.: Livesley, S. J. 2017. Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology* 54:1874–1883
- Tóth, A. K., G.: Feriancová, L. 2016. Species composition and diversity of non-forest woody vegetation along roads in the agricultural landscape. *Forestry Journal* 62:56–66
- Törnblom, J. A., 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. *Ecoscience* 24:157–166
- Vallecillo, S. P., C.: Barbosa, A.: Castillo, C. P.: Vandecasteele, I.: Rusch, G. M.: Maes, J. 2018. Spatial alternatives for Green Infrastructure planning across the EU: An ecosystem service perspective. *Landscape and Urban Planning* 174:41–54
- Wamsler, C. N., L.: Beery, T. H.: Bramryd, T.: Ekelund, N.: Jönsson, K. I.: Osmani, A.: Palo, T.: Stålhammar, S. 2016. Operationalizing ecosystem-based adaptation: Harnessing ecosystem services to buffer communities against climate change. *Ecology and Society* 21(1)
- van der Zanden, E. H. V., P. H.: Mucher, C. A. 2013. Modelling the spatial distribution of linear landscape elements in Europe. *Ecological Indicators* 27:125–136
- Van Teeffelen, A. J. A. V., C. C.: Jochem, R.: Baveco, J. M.: Meeuwsen, H.: Hilbers, J. P. 2015. Is green infrastructure an effective climate adaptation strategy for conserving biodiversity? A case study with the great crested newt. *Landscape Ecology* 30:937–954

- Wang, H. F. Q., S.: Knapp, S.: Friedman, C. R.: Hubacek, K. 2015. A basic assessment of residential plant diversity and its ecosystem services and disservices in Beijing, China. *Applied Geography* 64:121–131
- Vannucchi, F. P., R.: Scatena, M.: Benelli, G.: Canale, A.: Bretzel, F. 2018. Deinking sludge in the substrate reduces the fertility and enhances the plant species richness of extensive green roofs. *Ecological Engineering* 116:87–96
- Vanstockem, J. C., C.: Van Dyck, K.: Somers, B.: Hermy, M. 2018. Is there more than meets the eye? Seed bank analysis of a typical novel ecosystem, the extensive green roof. *Applied Vegetation Science* 21:419–430
- Ware, J. C., R. 2019. Public perception of coastal habitat loss and habitat creation using artificial floating islands in the UK. *PLoS ONE* 14(10)
- Vasiljevic, N. R., B.: Gavrilovic, S.: Sljukic, B.: Medarevic, M.: Ristic, R. 2018. The concept of green infrastructure and urban landscape planning: a challenge for urban forestry planning in Belgrade, Serbia. *Iforest-Biogeosciences and Forestry* 11:491–498
- Weber, T. C. B., P. J.: Sloan, A. 2008. Field validation of a conservation network on the eastern shore of Maryland, USA, using breeding birds as bio-indicators. *Environmental Management* 41:538–550
- Weber, T. S., A.: Wolf, J. 2006. Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a comprehensive approach to land conservation. *Landscape and Urban Planning* 77:94–110
- Verhagen, W. v. d. Z., E. H.: Strauch, M.: van Teeffelen, A. J. A.: Verburg, P. H. 2018. Optimizing the allocation of agri-environment measures to navigate the trade-offs between ecosystem services, biodiversity and agricultural production. *Environmental Science & Policy* 84:186–196
- Verlic, A. D., N.: Kokalj, Z.: Marsetic, A.: Simoncic, P.: Ostir, K. 2014. Tree species classification using worldview-2 satellite images and laser scanning data in a natural urban forest. *Sumarski List* 138:477–488
- Villemey, A. J., A.: Vargac, M.: Bertheau, Y.: Coulon, A.: Touroult, J.: Vanpeene, S.: Castagnyrol, B.: Jactel, H.: Witte, I.: Deniaud, N.: De Lachapelle, F. F.: Jaslier, E.: Roy, V.: Guinard, E.: Le Mitouard, E.: Ruel, V.: Sordello, R. 2018. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence* 7(1)
- Williams, N. S. G. L., J.: Scott Macivor, J. 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51:1643–1649
- Wirth, P. C., J.: Syrbe, R. U.: Wende, W.: Hu, T. 2018. Green infrastructure: a planning concept for the urban transformation of former coal-mining cities. *International Journal of Coal Science and Technology* 5:78–91

Wong, G. K. L. J., C. Y. 2016. Do vegetated rooftops attract more mosquitoes? Monitoring disease vector abundance on urban green roofs. *Science of the Total Environment* 573:222–232

Xie, C. P. 2018. Tree diversity in urban parks of dublin, ireland. *Fresenius Environmental Bulletin* 27:8695–8708

Xu, H. Y. P., T.: Primdahl, J. 2019. A Systematic Comparison of Cultural and Ecological Landscape Corridors in Europe. *Land* 8(3)

Yamanaka, S. I., N.: Senzaki, M.: Morimoto, J.: Kitazawa, M.: Fuke, N.: Nakamura, F. 2020. Role of flood-control basins as summer habitat for wetland species - A multiple-taxon approach. *Ecological Engineering* 142

Zhang, D. W., W.: Zheng, H.: Ren, Z.: Zhai, C.: Tang, Z.: Shen, G.: He, X. 2017. Effects of urbanization intensity on forest structural-taxonomic attributes, landscape patterns and their associations in Changchun, Northeast China: Implications for urban green infrastructure planning. *Ecological Indicators* 80:286–296

Zhang, D. Z., H.: He, X.: Ren, Z.: Zhai, C.: Yu, X.: Mao, Z.: Wang, P. 2016. Effects of forest type and urbanization on species composition and diversity of urban forest in Changchun, Northeast China. *Urban Ecosystems* 19:455–473

Zhang, Z. M., S.: Newell, J. P.: Lindquist, M. 2019. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. *Urban Forestry and Urban Greening* 38:305–317

Ziter, C. 2016. The biodiversity-ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos* 125:761–768

Zmelik, K. S., S.: Wrbka, T. 2011. The European Green Belt: international collaboration in biodiversity research and nature conservation along the former Iron Curtain. *Innovation-the European Journal of Social Science Research* 24:273–294

Bilaga 2. Publikationer relevanta för grön infrastruktur men fokus utanför tempererad klimatzon

Al-Kofahi, S. D. G., A. A.: Bsoul, E. Y.: Othman, Y. A.: St Hilaire, R. 2019. Investigating domestic gardens' densities, spatial distribution and types among city districts. *Urban Ecosystems* 22:567–581

Alberico, I. F., M.: Dal Piaz, A.: Anzalone, E.: Barra, R.: Ferraro, L.: Giordano, L.: Di Fiore, V.: Marsella, E. 2014. The land cover changes as tools to support the preservation of naturalness at the Sele coastal plain (Southern Italy). *Coastal Ecosystems: Types, Sustainable Management and Conservation Strategies* 109–128

Andersson, K. A., P.: Elbakidze, M.: Axelsson, R.: Degerman, E. 2013. Green infrastructures and intensive forestry: Need and opportunity for spatial planning in a Swedish rural-urban gradient. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28:143–165

Andrade, G. I. R., F.: Wiesner, D. 2013. Assembling the pieces: A framework for the integration of multi-functional ecological main structure in the emerging urban region of Bogotá, Colombia. *Urban Ecosystems* 16:723–739

Andreucci, M. B. 2018. Economic valuation of urban green infrastructure. Principles and evidence. *Economics and Policy of Energy and the Environment* 2018:63–84

Arenas, J. M. E., A.: Mola, I.: Casado, M. A. 2017. Roadsides: an opportunity for biodiversity conservation. *Applied Vegetation Science* 20:527–537

Arnold, J. K., J.: Furst, C. 2018. A Differentiated Spatial Assessment of Urban Ecosystem Services Based on Land Use Data in Halle, Germany. *Land* 7(3)

Badiu, D. L. I., C. I.: Patroescu, M.: Breuste, J.: Artmann, M.: Nita, M. R.: Gradinaru, S. R.: Hossu, C. A.: Onose, D. A. 2016. Is urban green space per capita a valuable target to achieve cities' sustainability goals? Romania as a case study. *Ecological Indicators* 70:53–66

Balzan, M. V. C., J.: Zammit, A. 2018. Assessing the capacity and flow of ecosystem services in multifunctional landscapes: Evidence of a rural-urban gradient in a Mediterranean small island state. *Land Use Policy* 75:711–725

Barbati, A. C., P.: Salvati, L.: Gasparella, L. 2013. Natural forest expansion into suburban countryside: Gained ground for a green infrastructure? *Urban Forestry & Urban Greening* 12:36–43

Barbosa, A. M., B.: Hermoso, V.: Arévalo-Torres, J.: Barbière, J.: Martínez-López, J.: Domisch, S.: Langhans, S. D.: Balbi, S.: Villa, F.: Delacámara, G.: Teixeira, H.: Nogueira, A. J. A.: Lillebø, A. I.: Gil-Jiménez, Y.: McDonald,

- H.: Iglesias-Campos, A. 2019. Cost-effective restoration and conservation planning in Green and Blue Infrastructure designs. A case study on the Intercontinental Biosphere Reserve of the Mediterranean: Andalusia (Spain) – Morocco. *Science of the Total Environment* 652:1463–1473
- Barredo, J. I. C., G.: Dosio, A. 2016. Mediterranean habitat loss under future climate conditions: Assessing impacts on the Natura 2000 protected area network. *Applied Geography* 75:83–92
- Beery, T. H. R., C. M.: Kyttä, M.: Olafsson, A. S.: Plieninger, T.: Sandberg, M.: Stenseke, M.: Tengö, M.: Jönsson, K. I. 2017. Fostering incidental experiences of nature through green infrastructure planning. *Ambio* 46:717–730
- Bianconi, F. C., M.: Filippucci, M.: Salvati, L. 2018. Re-sewing the urban periphery. a green strategy for fontivegge district in perugia. *Tema-Journal of Land Use Mobility and Environment* 11:107–118
- Blair, J. R., C.: Ghosh, S.: Yung, S. H. L. F. Ding, F.: Osmond, P. 2017. Greening rail infrastructure for carbon benefits. *International High-Performance Built Environment Conference - a Sustainable Built Environment Conference 2016 Series*. 180:1716–1724
- Borie, M. M., R.: Letourneau, A.: Ring, I.: Thompson, J. D.: Marty, P. 2014. Exploring the Contribution of Fiscal Transfers to Protected Area Policy. *Ecology and Society* 19(1)
- Burgin, S. 2016. What about biodiversity? Redefining urban sustainable management to incorporate endemic fauna with particular reference to Australia. *Urban Ecosystems* 19:669–678
- Calderon-Contreras, R. Q.-R., L. E. 2017. Analysing scale, quality and diversity of green infrastructure and the provision of Urban Ecosystem Services: A case from Mexico City. *Ecosystem Services* 23:127–137
- Cameron, R. W. B., T. 2016. Green infrastructure and ecosystem services – is the devil in the detail? *Annals of botany* 118:377–391
- Cannas, I. Z., C. O. M. Gervasi, B.: Misra, S.: Borruso, G.: Torre, C. M.: Rocha, Amac: Taniar, D.: Apduhan, B. O.: Stankova, E.: Cuzzocrea, A. 2017. Ecosystem Services and the Natura 2000 Network: A Study Concerning a Green Infrastructure Based on Ecological Corridors in the Metropolitan City of Cagliari. *Computational Science and Its Applications – Iccsa 2017, Pt Vi*. 10409:379–400
- Capotorti, G. A. O., M. M.: Copiz, R.: Fusaro, L.: Mollo, B.: Salvatori, E.: Zattero, L. 2019. Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: A case study from the metropolitan area of Rome (Italy). *Urban Forestry and Urban Greening* 37:87–96
- Capotorti, G. D. L., V.: Ortí, M. A. 2019. Local scale prioritisation of green infrastructure for enhancing biodiversity in Peri-Urban agroecosystems: A multi-step process applied in the Metropolitan City of Rome (Italy). *Sustainability (Switzerland)* 11(12)

- Capotorti, G. D. V., E.: Anzellotti, I.: Celesti-Grapow, L. 2017. Combining the Conservation of Biodiversity with the Provision of Ecosystem Services in Urban Green Infrastructure Planning: Critical Features Arising from a Case Study in the Metropolitan Area of Rome. *Sustainability* 9(1)
- Capotorti, G. M., B.: Zavattoni, L.: Anzellotti, I.: Celesti-Grapow, L. 2015. Setting Priorities for Urban Forest Planning. A Comprehensive Response to Ecological and Social Needs for the Metropolitan Area of Rome (Italy). *Sustainability* 7:3958–3976
- Capotorti, G. O., M. M. A.: Copiz, R.: Fusaro, L.: Mollo, B.: Salvatori, E.: Zavattoni, L. 2019. Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: A case study from the metropolitan area of Rome (Italy). *Urban Forestry & Urban Greening* 37:87–96
- Cariñanos, P. C.-P., M.: Díaz de la Guardia, C.: Aira, M. J.: Belmonte, J.: Boi, M.: Elvira-Rendueles, B.: De Linares, C.: Fernández-Rodríguez, S.: Maya-Manzano, J. M.: Pérez-Badía, R.: Rodríguez-de la Cruz, D.: Rodríguez-Rajo, F. J.: Rojo-Úbeda, J.: Romero-Zarco, C.: Sánchez-Reyes, E.: Sánchez-Sánchez, J.: Tormo-Molina, R.: Vega Maray, A. M. 2017. Assessing allergenicity in urban parks: A nature-based solution to reduce the impact on public health. *Environmental Research* 155:219–227
- Chandrasekharan, S. 2018 Using the IPBES Conceptual Framework to Study Governance, Institutional Arrangements and Drivers of Biodiversity Loss in Two Indian Cities. *World Sustainability Series* 189–205
- Chou, R. J. 2016. Achieving Successful River Restoration in Dense Urban Areas: Lessons from Taiwan. *Sustainability* 8(11)
- Cilliers, S. C., J.: Lubbe, R.: Siebert, S. 2013. Ecosystem services of urban green spaces in African countries-perspectives and challenges. *Urban Ecosystems* 16:681–702
- Cilliers, S. S. S., S. J.: Du Toit, M. J.: Barthel, S.: Mishra, S.: Cornelius, S. F.: Davoren, E. 2018. Garden ecosystem services of Sub-Saharan Africa and the role of health clinic gardens as social-ecological systems. *Landscape and Urban Planning* 180:294–307
- Concepción, E. D. D., M. 2019. Varying potential of conservation tools of the Common Agricultural Policy for farmland bird preservation. *Science of the Total Environment* 694
- Coppola, E. R., Y.: De Pascale, S.: Moccia, F. D.: Cirillo, C. 2019. Ameliorating a Complex Urban Ecosystem Through Instrumental Use of Softscape Buffers: Proposal for a Green Infrastructure Network in the Metropolitan Area of Naples. *Frontiers in Plant Science* 10
- Coskun Hepcan, C. 2013. Quantifying landscape pattern and connectivity in a Mediterranean coastal settlement: The case of the Urla district, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment* 185:143–155

- Coutts, C. H., M. 2015. Green infrastructure, ecosystem services, and human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 12:9768–9798
- Cravero, J. F., A.: Versini, P. A.: Caron, J. F.: Tchiguirinskaia, I.: Baverel, O. 2019. Sustainable design of vegetated structures: Building freshness. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science
- Cunha, N. S. M., M. R. 2019. Methodology for mapping the national ecological network to mainland Portugal: A planning tool towards a green infrastructure. *Ecological Indicators* 104:802–818
- D’Arco, M. F., L.: Velli, A.: Speranza, M. 2018. Growth and spread of native perennial herbaceous species on a green roof. *Acta Horticulturae*. 1215:237–246
- Davoren, E. S., S.: Cilliers, S.: du Toit, M. J. 2016. Influence of socioeconomic status on design of Botswana home gardens and associated plant diversity patterns in northern South Africa. *Landscape and Ecological Engineering* 12:129–139
- Dhyani, S. L., S.: Khare, S.: Pujari, P.: Verma, P. 2018. Ecosystem based Disaster Risk Reduction approaches (EbDRR) as a prerequisite for inclusive urban transformation of Nagpur City, India. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 32:95–105
- Dorst, H. v. d. J., A.: Raven, R.: Runhaar, H. 2019. Urban greening through nature-based solutions - Key characteristics of an emerging concept. *Sustainable Cities and Society* 49
- Elbakidze, M. G., M.: Angelstam, P.: Yamelynets, T.: Surova, D. 2018. Defining Priority Land Covers that Secure the Livelihoods of Urban and Rural People in Ethiopia: a Case Study Based on Citizens’ Preferences. *Sustainability* 10(6)
- Faivre, N. S., A.: Happaerts, S.: Raynal, J.: Schmidt, L. 2018. Translating the Sendai Framework into action: The EU approach to ecosystem-based disaster risk reduction. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 32:4–10
- Fattorini, S. G., D. M. P. 2016. Role of urban green spaces for saproxylic beetle conservation: a case study of tenebrionids in Rome, Italy. *Journal of Insect Conservation* 20:737–745
- Felson, A. J. O., E. E.: Bradford, M. A. 2013. Involving Ecologists in Shaping Large-Scale Green Infrastructure Projects. *Bioscience* 63:882–890
- Ferreira, A. J. D. P., J.: Malta, M.: Ferreira, C. S. S.: Soares, D. D. J.: Vilhena, J. M. J. Kuhn, C.: Held, H.: Bruckman, V.: Tambach, T.: Kempka, T. 2013. Improving Urban Ecosystems Resilience at a City Level. The Coimbra Case Study. European Geosciences Union General Assembly 2013, Egudivision Energy, Resources & the Environment, Ere. 40:6–14

- Feyisa, G. L. D., K.: Meilby, H. 2014. Efficiency of parks in mitigating urban heat island effect: An example from Addis Ababa. *Landscape and Urban Planning* 123:87–95
- Fichera, C. R. G., R.: Laudari, L.: Modica, G. 2013. Application, validation and comparison in different geographical contexts of an integrated model for the design of ecological networks. *Journal of Agricultural Engineering* 44:492–500
- Furlong, C. P., K.: Dodson, J.: Considine, R. 2017. Scoping the potential role of the water sector in urban greening and cooling: A case study of Melbourne. *WIT Transactions on the Built Environment* 170:85–95
- Ge, B. M. M., A. S.: Levin, L. A. 2019. Urbanization alters belowground invertebrate community structure in semi-arid regions: A comparison of lawns, biofilters and sage scrub. *Landscape and Urban Planning* 192
- Geneletti, D. A. E., B.: Cortinovis, C. 2018. Identifying representative case studies for ecosystem services mapping and assessment across Europe. *One Ecosystem* 3.
- Giedych, R. M., G. 2017. Specific Features of Parks and Their Impact on Regulation and Cultural Ecosystem Services Provision in Warsaw, Poland. *Sustainability* 9(5)
- Gill, S. E. H., J. F.: Ennos, A. R.: Pauleit, S.: Theuray, N.: Lindley, S. J. 2008. Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning. *Landscape and Urban Planning* 87:210–222
- Gonzalez, Y. O. O.-R., L. 2017. Vegetation conservation to reduce hidrometeorological risks on a border metropoli. *Estudios Fronterizos* 18:47–69
- Gopal, D. v. d. L., M.: Kowarik, I. 2018. Sacred sites as habitats of culturally important plant species in an Indian megacity. *Urban Forestry & Urban Greening* 32:113–122
- Gopal, D. v. d. L., M.: Kowarik, I. 2019. Sacred sites, biodiversity and urbanization in an Indian megacity. *Urban Ecosystems* 22:161–172
- Gordon, A. S., D.: White, M.: Moilanen, A.: Bekessy, S. A. 2009. Integrating conservation planning and landuse planning in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 91:183–194
- Greenway, M. 2017. Stormwater wetlands for the enhancement of environmental ecosystem services: case studies for two retrofit wetlands in Brisbane, Australia. *Journal of Cleaner Production* 163:S91–S100
- Grichting, A. 2015. Boundariescapes: A digital and dynamic atlas for collaborative planning in the Cyprus green line. *Territorio* 72:108–116
- Guneralp, B. L., S.: Masundire, H.: Parnell, S.: Seto, K. C. 2018. Urbanization in Africa: challenges and opportunities for conservation. *Environmental Research Letters* 13(1)

- Han, Y. K., W.: Thorne, J.: Song, Y. 2019. Modeling the effects of landscape patterns of current forests on the habitat quality of historical remnants in a highly urbanized area. *Urban Forestry and Urban Greening* 41:354–363
- Herrando, S. B., L.: Anton, M.: Franch, M.: Quesada, J.: Ferrer, X. 2017. Indicators of the effects of the urban greening on birds: The case of Barcelona. *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments* 449–463
- Herzog, C. P. 2016. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. *Landscape and Ecological Engineering* 12:141–150
- Heymans, A. B., J.: Morrison, G. M.: Byrne, J. J.: Eon, C. 2019. Ecological Urban Planning and Design: A Systematic Literature Review. *Sustainability* 11(13)
- Hu, T. H. C., J.: Liu, X. X.: Feng, S. S. 2018. Integrated methods for determining restoration priorities of coal mining subsidence areas based on green infrastructure: -A case study in the Xuzhou urban area, of China. *Ecological Indicators* 94:164–174
- Huang, L. Q., S. H.: Li, T.: Jim, C. Y.: Jin, C.: Zhao, L.: Lin, D. M.: Shang, K. K.: Yang, Y. C. 2019. Masonry walls as sieve of urban plant assemblages and refugia of native species in Chongqing, China. *Landscape and Urban Planning* 191
- Irga, P. J. B., J. T.: Douglas, A. N. J.: Pettit, T.: Fujiwara, S.: Burchett, M. D.: Torpy, F. R. 2017. The distribution of green walls and green roofs throughout Australia: Do policy instruments influence the frequency of projects? *Urban Forestry & Urban Greening* 24:164–174
- Jerome, G. S., D.: Burgess, S.: Calvert, T.: Mortlock, R. 2019. A framework for assessing the quality of green infrastructure in the built environment in the UK. *Urban Forestry & Urban Greening* 40:174–182
- Juanita, A. D. I., P.: Jorgelina, G. A.: Cecilia, A. S.: Carlos, M.: Francisco, N. 2019. Assessing the effects of past and future land cover changes in ecosystem services, disservices and biodiversity: A case study in Barranquilla Metropolitan Area (BMA), Colombia. *Ecosystem Services* 37
- Kanniah, K. D. 2016. Multi-sensor satellite data for carbon storage mapping of green space in a fast growing development corridor in Malaysia. 37th Asian Conference on Remote Sensing, ACRS 2016
- Kapila, S. 2014. Leading organisations build case for green infrastructure. *World Petroleum Congress Proceedings*
- Ke, Y. Y. Y., Y.: Tong, Y.: Iop, 2018. Selection of important ecological source patches base on Green Infrastructure theory: A case study of Wuhan city. 2017 3rd International Conference on Environmental Science and Material Application

- Kilbane, S. W., R.: Hobbs, R. 2019. Beyond ecological modelling: ground-truthing connectivity conservation networks through a design charrette in Western Australia. *Landscape and Urban Planning* 191
- Kilbane, S. 2013. Green infrastructure: planning a national green network for Australia. *Journal of Landscape Architecture* 8:64–73
- Kim, M. C., Y. E.: Chon, J. 2018. Key coastal landscape structures for resilient coastal green infrastructure to enhance the abundance of migratory birds on the Yellow Sea. *Environmental Pollution* 243:1617–1628
- Lai, S. L., F. O. M. Gervasi, B.: Misra, S.: Borruso, G.: Torre, C. M.: Rocha, Amac: Taniar, D.: Apduhan, B. O.: Stankova, E.: Cuzzocrea, A. 2017. Bridging Biodiversity Conservation Objectives with Landscape Planning Through Green Infrastructures: A Case Study from Sardinia, Italy. *Computational Science and Its Applications - Iccsa 2017, Pt Vi*. 10409:456–472
- Lanzas, M. H., V.: de-Miguel, S.: Bota, G.: Brotons, L. 2019. Designing a network of green infrastructure to enhance the conservation value of protected areas and maintain ecosystem services. *Science of the Total Environment* 651:541–550
- Lewis, E. P., G. K.: Alexander, P.: David, J.: Cameron, R. W. F. 2019. Rewilding in the Garden: are garden hybrid plants (cultivars) less resilient to the effects of hydrological extremes than their parent species? A case study with *Primula*. *Urban Ecosystems* 22:841–854
- Li, L. L., F. 2018. The key scientific issues and thinking on the construction of “Sponge City.” *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica* 38:2599–2606
- Lin, B. B. E., M. H.: Liere, H.: Jha, S.: Bichie, P.: Philpott, S. M. 2018. Local- and landscape-scale land cover affects microclimate and water use in urban gardens. *Science of the Total Environment* 610:570–575
- Lin, B. B. M., J. A.: Barnett, G. B. 2019. Establishing Priorities for Urban Green Infrastructure Research in Australia. *Urban Policy and Research* 37:30–44
- Liu, J. Y., H.: Kong, F.: Li, M. 2018. Structure optimization of circuit theory-based green infrastructure in Nanjing, China. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica* 38:4363–4372
- Liu, W. P. H., J.: Yu, Z. R. 2014. Thresholds of landscape change: a new tool to manage green infrastructure and social-economic development. *Landscape Ecology* 29:729–743
- Lugo, A. E. 2010. Let’s Not Forget the Biodiversity of the Cities. *Biotropica* 42:576–577
- Lv, H. L. Y., Y. B.: Zhang, D.: Du, H. J.: Zhang, J. Y.: Wang, W. J.: He, X. Y. 2019. Perimeter-area ratio effects of urbanization intensity on forest charac-

teristics, landscape patterns and their associations in Harbin City, Northeast China. *Urban Ecosystems* 22:631–642

Madureira, H. N., F.: Oliveira, J. V.: Cormier, L.: Madureira, T. 2015. Urban residents' beliefs concerning green space benefits in four cities in France and Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening* 14:56–64

Marsboom, C. V., D.: Staes, J.: Meire, P. 2018. Using dimension reduction PCA to identify ecosystem service bundles. *Ecological Indicators* 87:209–260

McWilliam, W. B., R.: Eagles, P.: Seasons, M. 2014. Barriers to the effective planning and management of residential encroachment within urban forest edges: A Southern Ontario, Canada case study. *Urban Forestry & Urban Greening* 13:48–62

Metzger, M. J. M.-R., D.: Houtkamp, J.: Jensen, A.: La Riviere, I.: Paterson, J. S.: Perez-Soba, M.: Valluri-Nitsch, C. 2018. How do Europeans want to live in 2040? Citizen visions and their consequences for European land use. *Regional Environmental Change* 18:789–802

Mutafoglu, K. t. B., P.: Dekker, S.: Woollard, J.: Schweitzer, J. P. 2017. Adapting to climate change and improving urban resilience: The role of nature and biodiversity protection in cities. *Building a Climate Resilient Economy and Society: Challenges and Opportunities* 59–77

Nawrath, M. K., I.: Fischer, L. K. 2019. The influence of green streets on cycling behavior in European cities. *Landscape and Urban Planning* 190

Neri, M. J., D.: Bernard, E.: Melo, F. P. L. 2019. Green versus green? Adverting potential conflicts between wind power generation and biodiversity conservation in Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17:131–135

Niedzwiecka-Filipiak, I. R., J.: Potyrala, J.: Filipiak, P. 2019. The Method of Green Infrastructure System with the Use of Landscape-Functional Units (Method LaFU) and its Implementation in the Wrocaw Functional Area (Poland). *Sustainability* 11(2)

O'Hogain, S. M., L. 2018. A technology portfolio of nature based solutions: Innovations in water management

Pandey, R. K. K., H. 2018. Tree species diversity and composition in urban green spaces of Allahabad city (U.P). *Plant Archives* 18:2687–2692

Papafotiou, M. P., N.: Tassoula, L.: Massas, I.: Kargas, G. 2013. Growth of native aromatic xerophytes in an extensive Mediterranean green roof as affected by substrate type and depth and irrigation frequency. *HortScience* 48:1327–1333

Papafotiou, M. T., L.: Liakopoulos, G.: Kargas, G. 2016. Effect of substrate type and irrigation frequency on growth of Mediterranean xerophytes on green roofs. *Acta Horticulturae*. 1108:309–316

- Pellikka, P. A., A. Y. 2016. Remote sensing of the decrease of juniper woodlands in the mountains of Southwestern Saudi Arabia-reasons and consequences. *Arabian Journal of Geosciences* 9(6)
- Pinheiro, R. T. M., D. G.: De Moura, D. R. 2018. The impact of the implementation of Bus Rapid Transit (BRT) on the trees of the central region of Palmas, Tocantins. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 46:211–228
- Pinho, P. C., O.: Lecoq, M.: Munzi, S.: Vasconcelos, S.: Gonçalves, P.: Rebelo, R.: Antunes, C.: Silva, P.: Freitas, C.: Lopes, N.: Santos-Reis, M.: Branquinho, C. 2016. Evaluating green infrastructure in urban environments using a multi-taxa and functional diversity approach. *Environmental Research* 147:601–610
- Pirnat, J. H., D. 2019. A tale of two cities-From separation to common green connectivity for maintaining of biodiversity and well-being. *Land Use Policy* 84:252–259
- Pitman, S. D. D., C. B.: Ely, M. E. 2015. Green infrastructure as life support: urban nature and climate change. *Transactions of the Royal Society of South Australia* 139:97–112
- Poorova, Z. V., Z. 2018. GIS modeling of green roofs allocation potential – Case study (Kosice). *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*.
- Ratte, C. 2012. The EU biodiversity strategy to 2020 – Targets, actions and implementation framework. *Natur und Landschaft* 87:394–398
- Riguccio, L. D. U., S.: Schippa, G.: Branca, F. 2018. Green urban planning strategies for climate change resilience of the Catania metropolitan area. *Acta Horticulturae* 1215:207–211
- Rolf, W. P., S.: Wiggering, H. 2019. A stakeholder approach, door opener for farmland and multifunctionality in urban green infrastructure. *Urban Forestry & Urban Greening* 40:73–83
- Rosas-Ramos, N. B.-P., L.: Tobajas, E.: de Paz, V.: Tormos, J.: Asis, J. D. 2018. Value of ecological infrastructure diversity in the maintenance of spider assemblages: A case study of Mediterranean vineyard agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 265:244–253
- Rosas-Ramos, N. B.-P., L.: Tormos, J.: Asis, J. D. 2019. The complementarity between ecological infrastructure types benefits natural enemies and pollinators in a Mediterranean vineyard agroecosystem. *Annals of Applied Biology* 175:193–201
- Rosas-Ramos, N. B.-P., L.: Trivellone, V.: Moretti, M.: Tormos, J.: Asis, J. D. 2019. Ecological infrastructures across Mediterranean agroecosystems: Towards an effective tool for evaluating their ecological quality. *Agricultural Systems* 173:355–363

- Roucoux, K. H. L., I. T.: Baker, T. R.: Del Castillo Torres, D.: Draper, F. C.: Lähteenoja, O.: Gilmore, M. P.: Honorio Coronado, E. N.: Kelly, T. J.: Mitchard, E. T. A.: Vriesendorp, C. F. 2017. Threats to intact tropical peatlands and opportunities for their conservation. *Conservation Biology* 31:1283–1292
- Salvati, L. Q., V.: Barbati, A.: Tomao, A.: Mavrakis, A.: Serra, P.: Sabbi, A.: Merlini, P.: Corona, P. 2016. Soil occupation efficiency and landscape conservation in four Mediterranean urban regions. *Urban Forestry & Urban Greening* 20:419–427
- Savvas, W. 2016. Green infrastructure and urban biodiversity. *Landscape Architecture Frontiers* 4:40–51
- Seidensticker, J. 2016. Biodiversity resilience in the Central Indian Highlands is contingent on maintaining and recovering landscape connectivity: the tiger as a case study. *Regional Environmental Change* 16:167–179
- Sellick, J. 2016. Strategic issues - European union. *Environmental Law and Management* 28:90–97
- Semeraro, T. P., A.: Del Giudice, C.: Negro, D.: Aretano, R. 2018. Planning ground based utility scale solar energy as green infrastructure to enhance ecosystem services. *Energy Policy* 117:218–227
- Semeraro, T. A., R.: Pomes, A. 2017. Green Infrastructure to Improve Ecosystem Services in the Landscape Urban Regeneration. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*
- Shah, D. R. G., D. J. 2017. Floral diversity in vadodara gardens, gujarat, india. *International Journal of Conservation Science* 8:113–120
- Shih, W. Y. 2018. Bird diversity of greenspaces in the densely developed city centre of Taipei. *Urban Ecosystems* 21:379–393
- Shoemaker, D. A. B., T. K.: Meentemeyer, R. K. 2019. Anticipating trade-offs between urban patterns and ecosystem service production: Scenario analyses of sprawl alternatives for a rapidly urbanizing region. *Computers Environment and Urban Systems* 74:114–125
- Sikorski, P. W.-K., M.: Chormański, J.: Krauze, K.: Kubacka, K.: Sikorska, D. 2018. Low-maintenance green tram tracks as a socially acceptable solution to greening a city. *Urban Forestry and Urban Greening* 35:148–164
- Silva, R. L., D.: Esteves, L. S.: Martinez, M. L.: Moreno-Casasola, P.: Martell, R.: Pereira, P.: Mendoza, E.: Campos-Cascaredo, A.: Grez, P. W.: Osorio, A. F.: Osorio-Cano, J. D.: Rivillas, G. D. 2017. Coastal risk mitigation by green infrastructure in Latin America. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Maritime Engineering* 170:39–54

- Singh, A. K. S., H.: Singh, J. S. 2018. Plant diversity in cities: call for assessment and conservation. *Current Science* 115:428–435
- Singh, N. K. W., B. C.: Bomblies, A.: Ricketts, T. H. 2018. Simulating stream response to floodplain connectivity and revegetation from reach to watershed scales: Implications for stream management. *Science of the Total Environment* 633:716–727
- Stoltz, J. S., C. 2018. Salutogenic affordances and sustainability: Multiple benefits with edible forest gardens in urban green spaces. *Frontiers in Psychology* 9
- Straupe, I. L., L. 2018. The relation of green infrastructure and tourism in urban ecosystem. *Research for Rural Development*
- Suárez, B. G. M., S. C. 2016. Effects of town planning in the protection of natura 2000: Andalusia, Castile-La Mancha, Extremadura and Madrid. *Ciudad y Territorio Estudios Territoriales* 48:595–696
- Sutton-Grier, A. E. S., P. A. 2018. Conservation of Wetlands and Other Coastal Ecosystems: a Commentary on their Value to Protect Biodiversity, Reduce Disaster Impacts, and Promote Human Health and Well-Being. *Wetlands* 1–8
- Tabarelli, M. L., I. R.: Scarano, F. R.: da Silva, J. M. C. 2018. The future of the Caatinga. *Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America* 461–474
- Tassoula, L. P., M.: Liakopoulos, G.: Kargas, G. 2015. Growth of the native xerophyte *Convolvulus cneorum* L. on an extensive mediterranean green roof under different substrate types and irrigation regimens. *HortScience* 50:1118–1124
- Torres-Camacho, K. M.-A., E. J.: Diaz, E.: Correa, N.: Vila-Ruiz, C.: Olivero-Lora, S.: Erazo, A.: Fontanez, J.: Santiago, L.: Seguinot, J. 2017. Intrinsic and extrinsic drivers of yard vegetation in urban residential areas: implications for conservation planning. *Urban Ecosystems* 20:403–413
- Valasiuk, S. C., M.: Giergiczny, M.: Żylicz, T.: Veisten, K.: Landa Mata, I.: Halse, H.: Elbakidze, M.: Angelstam, P. 2018. Is forest landscape restoration socially desirable? A discrete choice experiment applied to the Scandinavian transboundary Fulufjället National Park Area. *Restoration Ecology* 26:370–380
- van der Walt, L. C., S. S.: Du Toit, M. J.: Kellner, K. 2015. Conservation of fragmented grasslands as part of the urban green infrastructure: how important are species diversity, functional diversity and landscape functionality? *Urban Ecosystems* 18:87–113
- Vaszócsik, V. G., A.: Schneller, K.: Tóth, P.: Prokai, R. 2014. First steps to setting up the Hungarian spatial planning support system for the implementation of the Green infrastructure network concept. *Journal of Landscape Ecology* 12:411–428

- Vierikko, K. E., B.: Niemelä, J.: Andersson, E.: Buijs, A.: Fischer, L. K.: Haase, D.: Kabisch, N.: Kowarik, I.: Luz, A. C.: Olafsson Stahl, A.: Száraz, L.: Van der Jagt, A.: Konijnendijk van den Bosch, C. 2016. Considering the ways biocultural diversity helps enforce the urban green infrastructure in times of urban transformation. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 22:7–12
- Vilcea, C. A., S.: Negreanu, S.: Sgem 2014. The role of green infrastructure in promoting societal health and well-being in the metropolitan area of craiova city. *Geoconference on Ecology, Economics, Education and Legislation, Sgem 2014, Vol Iii.* 493–499
- Wang, J. X. B., E. 2018. Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review. *Ecological Indicators* 85:758–772
- Wanghe, K. G., X.: Luan, X.: Li, K. 2019. Assessment of urban green space based on bio-energy landscape connectivity: A case study on Tongzhou District in Beijing, China. *Sustainability (Switzerland)* 11(18)
- Winfrey, B. K. H., B. E.: Ambrose, R. F. 2018. Biodiversity and functional diversity of Australian stormwater biofilter plant communities. *Landscape and Urban Planning* 170:112–137
- Yi, H. G., B.: Kreuter, U. P.: Güneralp, I.: Filippi, A. M. 2018. Spatial and temporal changes in biodiversity and ecosystem services in the San Antonio River Basin, Texas, from 1984 to 2010. *Science of the Total Environment* 619–620:1259–1271
- Zaręba, A. K., A.: Widawski, K.: Olesniewicz, P. 2016. Green infrastructure practices-strategies how to sustain life in metropolitan areas. *E3S Web of Conferences*
- Zefferman, E. P. M., M. L.: Cianciolo, T.: Fritz, B. I. 2018. Knoxville's urban wilderness: Moving toward sustainable multifunctional management. *Urban Forestry & Urban Greening* 29:357–366
- Zhang, H. J., C. Y. 2014. Species diversity and performance assessment of trees in domestic gardens. *Landscape and Urban Planning* 128:23–34
- Zhang, S. N. R., F. M. 2019. Assessing and mapping ecosystem services to support urban green infrastructure: The case of Barcelona, Spain. *Cities* 92:59–70
- Zou, S. Z. D., W. J.: Zhu, Y. R.: Tao, B. H. M. H. M. B. Khalil, K. M. 2017. Studies on Phytocoenosis Configuration in Rain Garden Landscape Design in Nanchang. *Proceedings of the 2017 International Seminar on Artificial Intelligence, Networking and Information Technology* 150:258–262

Tabell 1. Kriterier för granskning

HUVUDKATEGORI	UNDERKATEGORI	ANTECKNA	VIDARE FÖRKLARING
ID		ID-nummer i vår studie	
FÖRFATTARE		Författare	
ÅR		År publicerat	
TITEL		Titel	Titel från Endnote
TIDSKRIFT		Namn på tidskrift	Journal
VOLUM; NUMMER		Volym och nummer av tidskrift	
SIDOR		Sidintervall	
SAMMANFATTNING		Abstract från endnote	
GRÖN INFRASTRUKTURKONEXT (1/0)		1/0	1 = grön infrastruktur ingår i sammanfattning, 0=ingår ej i sammanfattning
RELEVANT FÖR BAKGRUND BASERAT PÅ TITEL OCH ABSTRAKT (1/0)		1/0	Grön infrastruktur ska vara framträdande i sammanfattning oavsett lokalisering
LOKALISERING	Land och världsdel	Ange land och världsdel	
KLIMATZON	Ange klimatzon	tempererad; tropisk; subtropisk; arktisk etc.	Enbart studier från tempererade zoner tas med
HUVUDSAKLIGT FOKUS	Huvudsakligt syfte med grön infrastruktur	Biologisk mångfald/Klimatanpassning/ Klimatreglering/Rekreation/Grön ekologi/multifunktionalitet/ES ospec.	Enbart studier som rör biologisk mångfald eller ekosystem-tjänster som berörs av biologisk mångfald på ett eller annat vis tas med till sammanställning
INKLUDERA		ja/nej/kanske	Om jag eller kanske --> fulltext
ANLEDNING TILL EXKLUDERING		Lokalisering/Klimatzon/Huvudfokus	Ange den kategori som avgjort om studien inkluderas eller inte, exempelvis klimatzon eller huvudfokus som inte relaterar till biologisk mångfald

	Är biologisk mångfald kvantifierat	1/0	Finns det ett kvantitativt mått på biologisk mångfald, oavsett hänvisning
BIOLOGISK MÅNGFALD	Hänvisning till biologisk mångfald (biodiversity, species composition, functional group, taxonomic group, area etc.)	Skriv in den som använts	Vad hänvisar författarna till som biologisk mångfald i studien; habitat, arter, strukturer (area, konnektivitet)
	Taxonomisk grupp eller habitattyp; insekter, däggdjur, fiskar, fåglar, växter, reptiler, skog etc.	Skriv in vilken taxonomisk grupp eller typ av habitat som hanteras	ex däggdjur, insekter, reptiler, fåglar, växter
	Review, original article	Typ av artikel	Är det en review eller originalartikel
TYP AV ARTIKEL	Empirisk, opinion, teoretisk, sekundära data	Typ av artikel	Om original, är det en empirisk studie, teoretisk studie, opinionspapper, metanalysis etc.
	Abstrakt/fysisk	Abstrakt eller fysisk	Hänvisar artikeln till GI i abstrakt form det vill säga en strategi eller ramverk, eller en fysisk struktur (våtmark, etc.)
GRÖN INFRASTRUKTUR	Om fysisk, vilken fysisk struktur	Skriv in hänvisning till fysisk struktur	Om fysisk struktur, vilken? Exempelvis våtmark, ecoduct, green roof etc.
	Huvudsakliga markanvändning i området enligt LUCAS	Skriv in den huvudsakliga markanvändningen, enligt LUCAS	Ska beskriva vilket typ av miljö studien utförts i. Använd LUCAS landcover; artificial land;cropland; woodland;shrubland; grassland;bare land and lichens/moss;inland water;coastal water.
HUVUDSAKLIG MARKANVÄNDNING	Huvudsakliga markanvändning i området enligt författaren	Skriv in den huvudsakliga markanvändningen, med författarens egna ord	Skriv in den huvudsakliga markanvändningen, med författarens egna ord
	Organismens naturliga habitat enligt LUCAS	Skriv in organismens naturliga habitat enligt LUCAS	Ska beskriva vilket typ av miljö organismen trivs i. Använd LUCAS landcover; artificial land;cropland; woodland;shrubland; grassland;bare land and lichens/moss;inland water;coastal water
FÖREDRAGET HABITAT	Organismens naturliga habitat enligt författaren	Skriv in organismens naturliga habitat med författarens egna ord	Använd författarens egen beskrivning
	1/0	1/0	Går studien att relatera till åtgärder som kopplar till någon av följande bevarandestrategier; Bigger areas, Better quality habitats, More habitats in general ; better connected/Joined
RELATERAR TILL BBMJ	Bigger;Better;More or Joined	Better;Bigger;More;Joined	Om 1 på föregående, precisera vilken.

Tabell 2. Sammanslagning av kategorier

KATEGORI	ÖVERGRIPANDE TERM	INKLUDERADE TERMER FRÅN PUBLIKATIONERNA
LANDSKAPSTYP	Inte specificerat	all land-use types, non specified land-use
	Skog	wood land
	Akvatisk	water area, coastal water
GRÖN INFRATURTYP	Landskapsmosaiker	cropland/artificial land, cropland/woodland, cropland/woodland/artificial land, wetland/grassland, woodland/artificial
	Urbana gröna ytor	flowering lawns, urban residential areas, urban woodland, urban cemeteries, vacant lots, urban parks, Right of Way Bioswale, Vegetated swale, urban forest, urban meadows, urban planting, urban orchard, urban vacant lots, Urban Green spaces bioswale soil, urban grassland, brownfields, urban allotments, green walls, urban trees, green roofs, suburban green spaces, Urban green spaces, urban green elements, community gardens, domestic gardens, easement gardens
	Linjära landskapselement	greenway, Linear transportation Infrastructures, roadside vegetation, railway, urban linear infrastructure, linear road elements, linear landscape elements, linear grassland elements, hedgerow, road alley
	Blågrön	flood-control basins, channelized watercourses, drainage pumping stations, remnant ponds, floodplain, foreshore constructions, river flood-plain, riparian, rock pool, structures to manage storm water, urban blue and green elements, Urban Drainage System Elements, urban lake, urban watershed, wetland, riparian forest, urban green spaces/inland water, artificial wetland, Artificial Floating Islands, catchment area, river
	Konnektivitet	urban green space connectivity, network, connectivity, least cost path, functional connectivity, corridor, hubs and links,
	Skog	forest, riparian forest, deciduous forest, forest massifs, woodland, semi-natural vegetation, urban forest
HÄNVISNING TILL BIOLOGISK MÅNGFALD	Övriga	European green belt, treed common, unmanaged grassland, protected areas, recreational sites, post-mining sites, brown fields, Natura 2000, grassland, wetland/inland water/grassland/forest, semi-natural areas, Urban and peri-urban agriculture, alpine meadows/slopes
	artrikedom	species diversity, species richness, species composition, species assemblages, Shannon diversity, diversity index, number of threatened species, biodiversity, species classification
	Förekomst eller antal	species occurrence, occurrence, presence, distribution, species distributions, placement, occupancy, species abundance, activity, biomass, population size, density
	Demografi	extinction risk, trend, tree browsing damage, damage level, performance, functionality, growing season, survivorship
	Yta	area, length, amount, fragmentation, cover
	Gröna länkar	habitat connectivity, connectivity
	Habitatkvalitet	quality, heterogeneity
	Inte specificerat	area-connectivity, habitat, species

Effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald

- en forskningsöversikt

JOHAN EKROOS, MARIA VON POST, LOVISA NILSSON OCH HENRIK G. SMITH

Grön infrastruktur är en viktig del av Sveriges arbete för att främja biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Mer kunskap om effekter av grön infrastruktur efterfrågas som ett stöd i det miljöarbete som bedrivs både på Naturvårdsverket och i samhället. Den här rapporten innehåller en forskningsöversikt som fokuserar på effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald. Studien har gjorts av Johan Ekroos, Maria von Post, Lovisa Nilsson och Henrik G. Smith vid Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet på uppdrag av Naturvårdsverket.

RAPPORT 6922

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6922-3
ISSN 0282-7298

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

