



Länsstyrelserna



Funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer

Rapport från seminarium 26 oktober 2022

Rapportens metadata

Funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald i urbana miljöer och tätortsmiljöer - Sammanställning från ett kunskapsseminarium

Christine Haaland, Sanna Stålhammar, Johan Niss (redaktörer), Erik Andersson, Bengt Gunnarsson, Marcus Hedblom, Frank Johansson, Anna Persson

Utgiven av:	Länsstyrelserna
Beställning:	Länsstyrelsen Skåne Avdelningen för natur och vatten 205 15 Malmö Telefon 010-224 10 00
Copyright:	Länsstyrelsen Skåne
Diarienummer:	511-5059-2022
ISBN:	978-91-7675-309-5
Rapportnummer:	2023:03
Layout:	Länsstyrelsernas rapportmall
Tryckeri, upplaga:	Länsstyrelsen Skåne, enbart digitala ex.
Tryckår:	2023
Omslagsbild	Bromölla, Tobias Delfin

Förord

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

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

Genom denna samverkansåtgärd för utveckling av indikatorer för och beskrivningar av funktionell grön infrastruktur vill de medverkande myndigheterna arbeta för samverkan och gemensamma målbilder kring grön infrastruktur och arbetet för att bevara och gynna biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Under 2021-22 påbörjades samverkansåtgärden för att ta fram indikatorer och beskrivningar av en funktionell grön infrastruktur. Beskrivningarna och indikatorerna ska belysa kvalitet, storlek, täthet och konnektivitet hos representativa naturtyper i Sverige. Syftet är att få bättre underlag för ett fortsatt arbete bland annat för att kunna utveckla mål för funktionell grön infrastruktur som behöver uppnås för att bevara den biologiska mångfalden och stärka ekosystemtjänsterna.

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

Författarna svarar själva för innehållet och slutsatserna i rapporten, som speglar innehållet i kunskapsseminariet ”Kunskapsseminarium om funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer och tätortsmiljöer” som genomfördes med ett hybridmöte 26 oktober 2022 och uppföljande diskussioner med myndigheternas arbetsgrupp för samverkansåtgärden och kompletterande information från olika forskningsrapporter och de deltagande forskarna.

Björn Jonsson

Sammanställande för Miljönätverkets Gröna grupp

Innehållsförteckning

Funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer	1
Förord	3
Uppdrag	7
Sammanfattning	8
1. Inledning	9
Biologisk mångfald	9
Grön infrastruktur.....	10
Kvantitativa målbilder för grön infrastruktur i urban miljö	11
Målbilder för hälsa och rekreation.....	11
Målbilder för biologisk mångfald.....	13
Indikatorer för biologisk mångfald i urban miljö	15
Referenser.....	20
2. Pollinatörer i urbana miljöer - Vad vet vi och vad kan vi göra?	26
Pollinatörer: Många vilda arter och två domesticerade	26
Urbana miljöer innebär både hot och möjligheter för vilda pollinatörer.....	27
Bin kan gynnas av urbana miljöer	27
Stadens täthet och form spelar roll	28
Innehåll och skötsel av gröna miljöer spelar roll.....	29
Urbanisering som ett filter.....	31
Blomflugor och fjärilar missgynnas särskilt.....	32
Konkurrens om mat kan missgynna vilda pollinatörer.....	32
Hur påverkas pollinering i urbana miljöer?.....	32
Möjligheter att gynna en mångfald av pollinatörer	33
Potentiella indikatorer för mångfald av pollinatörer	34
Referenser.....	35
3. Skogen i staden – Grön infrastruktur i städer för fåglar och människor	43
Introduktion.....	43
Fåglar i urbana och peri-urbana skogar	44
Potentiella tröskelvärden	46
Gröna korridorer och skötleffekter.....	46
Ekosystemtjänster och fåglar i urbana miljöer	47
Fåglar som indikatorer.....	49
Vägar framåt.....	50
Referenser.....	51
4. Blå infrastruktur: biologisk mångfald och naturvård i urbana dammar	58
Biologisk mångfald i urbana dammar	58
Hur kan målbilder för en funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer i ett biologiskt mångfaldsperspektiv se ut: fokus på blå infrastruktur?	61

Vilka indikatorer kan vara lämpliga att använda för en funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer i kontexten av bevarande av biologisk mångfald: fokus på blå infrastruktur?.....	61
Hur kan indikatorerna för en funktionell infrastruktur kvantifieras?	62
Referenser.....	62
5. Staden som ett social-ekologiskt lappverk	66
Kanter och mosaiker.....	66
Socialekologi.....	67
Möjliga indikatorer.....	68
Referenser.....	68
6. Syntes och diskussion	71
Syntes av presentationerna (kapitel 2-5)	71
Syntes från workshop	75
Diskussion	76
Referenser.....	79
Slutsats	81
Författarna	82

Uppdrag

Under våren 2022 fick Institutionen av Landskapsarkitektur, planering och förvaltning vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Alnarp uppdraget av Länsstyrelsen i Jönköpings län att anordna ett kunskapsseminarium och att sammanställa en seminarierapport om funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer och tätortsmiljöer. Huvudfokus av detta arbete ska ligga på biologisk mångfald. Arbetet är del av en samverkansåtgärd inom miljömålsrådets programområde för grön infrastruktur om att ta fram indikatorer för, och beskrivningar av en funktionell grön infrastruktur. Det övergripande syftet är att bevara biologisk mångfald och att stärka ekosystemtjänster.

Uppdraget innebär att både sammanställa aktuell ekologisk kunskap samt att identifiera aspekter som är viktiga att arbeta vidare med för att kunna formulera mål för en funktionell grön infrastruktur i urban miljö. Aspekter som skulle beaktas så långt som möjligt i detta sammanhang är storlek, kvalitet, täthet och konnektivitet. Arbetet är en fortsättning av det arbetet som har gjorts under 2021/2022 kring ”Funktionella landskap för biologisk mångfald” i samarbete mellan länsstyrelserna och Lunds universitet. Denna del här kan ses som en fördjupning inom urbana miljöer och tätortsmiljöer. Resultaten av denna rapport är också applicerbar i mindre tätorter och inte enbart större städer.

Kunskapsseminariet genomfördes den 26 oktober i Alnarp. Rapporten bygger till stor del på presentationerna och diskussionerna som fördes på detta seminarium. Föredragshållarna och delvis också andra medverkande har sammanfattat sina resultat i de olika kapitlen.

Sammanfattning

Denna rapport syftar att bidra till ett kunskapsunderlag och en diskussion kring en funktionell grön infrastruktur i urbana och tätortsmiljöer. Rapporten är uppdelad i sex kapitel. Först ges en introduktion till grön infrastruktur i urbana och tätortsmiljöer samt kvalitativa och kvantitativa målbilder kopplad till denna. Introduktionen ger också exempel på befintliga indikatorsystem för att uppfölja trender i biologisk mångfald i urbana miljöer. De följande kapitlen återger kunskapsläget kring pollinatörer, fåglar och akvatiska evertebrata i dammar i urbana och tätortsmiljön. De identifierar habitatkrav samt faktorer som påverkar förekomst och artrikedom för dessa artgrupper. Utmaningar för bevarande och hot mot deras biologiska mångfald belyses. Här ges också förslag på vilka indikatorer som potentiellt kan användas för pollinatörer, fåglar och trollsländor i urban grön infrastruktur. Ett kapitel om staden som socioekologiskt lappverk understryker komplexiteten av den urbana gröna infrastrukturen. Det avslutande kapitlet innehåller både en syntes av tidigare kapitlen samt innehåll av seminariets workshop och diskussioner. En viktig konklusion är att kvantitativa målbilder och de indikatorer man vill använda för att följa upp dessa måste vara anpassade till lokal kontext (till exempel geografisk, storlek på tätorten). För kvalitativa målbilder finns det exempel på hur dessa kan formuleras för en funktionell grön infrastruktur. Det finns också exempel på en rad indikatorer för hur dessa kan följas upp. Det som saknas är oftast kvantitativa målbilder. För att kunna formulera dessa differentierat och kunskapsbaserat behövs det en systematisk inventering av biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer som sen regelbunden följs upp genom miljöövervakning. Detta verkar saknas idag. Tills detta är på plats kan kvantitativa målbilder formuleras som man anser är gynnsamma för att bevara och utveckla den biologiska mångfalden i urbana och tätortsmiljöer även om sambandet mellan den biologiska mångfalden och sådana målbilder inte är känt i detalj. Dessa kan till exempel vara kopplade till arealen skyddade områden eller utökande av vissa naturtyper av hög kvalitet.

1. Inledning

CHRISTINE HAALAND, SANNA STÅLHAMMAR &

JOHAN NISS

I denna del definieras biologisk mångfald och grön infrastruktur. Dessutom ges exempel på befintliga kvantitativa målbilder i urban miljö och indikatorer för biologisk mångfald som används i urbana områden. Målbilder för grön infrastruktur i urban miljö som är relaterade till andra områden, så som hälso- och rekreationsaspekter, nämns även. För en utförligare beskrivning av indikatorer och funktionalitet i landskap ur ett biologisk mångfalds perspektiv hänvisar vi till rapporten *Funktionella landskap för biologisk mångfald* (von Post et al. 2022). Rapporten *Effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald – en forskningsöversikt* (Ekroos et al. 2020) ger även en omfattande beskrivning av biologisk mångfald i ett landskapsperspektiv, samt ett teoretiskt ramverk.

Biologisk mångfald

Biologisk mångfald kan definieras på olika sätt. En ofta använd och allmänt accepterad (Norton et al. 2021) definition är den av konventionen för biologisk mångfald. Här definieras 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” (CBD, 1992). Definitionen av Norton et al. (2021) är vanligare i expertkretsar:

’The variability among living organisms from all sources including terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are a part. This includes variation in genetic, phenotypic, phylogenetic, and functional attributes, as well as changes in abundance and distribution over time and space within and among species, biological communities and ecosystems.’
(IPBES 2019; <https://ipbes.net/glossary-tag/biodiversity>)

Medan definitionen från CBD är bred i det avseende att den omfattar terrestra, marina och andra akvatiska ekosystem, samt inkluderar olika biologiska nivåer (gener, arter, ekosystem; von Post et al. 2022), så specificerar den inte om det omfattar enbart inhemska arter eller också icke-inhemska arter. Denna skillnad är av betydelse i urban kontext, och det har uppstått debatt kring denna fråga. Det var tidigare ofta underförstått att biologisk mångfald enbart innefattar inhemska arter, men detta har på senare tid ifrågasatts (Schlaepfer 2018). I den här rapporten avses enbart inhemska och naturligt invandrade arter att ingå i definitionen av biologisk mångfald. Det betyder inte att icke-inhemska arter inte bidrar till den

inhemska biologiska mångfalden eller till ekosystemtjänster (EST), men de gör det på ett annat sätt. Det har visats att inhemska växtarter bidrar i en större omfattning till den inhemska faunan än icke-inhemska arter (Berthon et al. 2021; Jensen et al. 2022). Ur rapporten *Värdväxters betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdväxter* (Sundberg et al. 2019) framgår det också att inhemska vedartade arter har i genomsnitt fler värdberoende arter än främmande arter.

Det är viktigt att inkludera den icke-inhemska biologiska mångfalden i analyser av urban biologisk mångfald, men vi föreslår att man gör det separat, alltså att man skiljer mellan den inhemska och den icke-inhemska biologiska mångfalden.

Grön infrastruktur

Gröninfrastruktur har definierats på många olika sätt. Det är viktigt att nämna skillnaden mellan ekologiska nätverk och grön infrastruktur. Van der Sluis & Jongman (2017) har definierat ekologiska nätverk som ett system av områden som består av kärnområden och korridorer som är ihopkopplade via ekologiska eller fysiska länkar¹. Ekologiska nätverk baseras på landskapsekologiska principer och används inom naturvården²(Jongman 1995).

Grön infrastruktur definieras enligt naturvårdsverket som *'ett ekologiskt funktionellt nätverk av livsmiljöer och strukturer, naturområden samt anlagda element som utformas, brukas och förvaltas på ett sätt så att biologisk mångfald bevaras och för samhället viktiga ekosystemtjänster främjas i hela landskapet'*. (Naturvårdsverket – <https://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur>). Denna definition är liknande den från EC (2013):

“Green infrastructure is a strategically planned network of high quality natural and semi-natural areas with other environmental features, which is designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services and protect biodiversity in both rural and urban settings”.

Van der Sluis & Jongman (2017) påpekar att grön infrastruktur är ett koncept som har en bredare målsättning än ekologiska nätverk. Enligt författarna är det tre viktiga principer som karakteriserar grön infrastruktur-konceptet: konnektivitet, multifunktionalitet och fysisk planering. I kontexten av den här rapporten är det särskilt viktigt att påpeka att multifunktionalitet är en central aspekt, och flera av föredragshållarna understryker multifunktionaliteten av grön infrastruktur. Detta står dock inte i motsättning till uppdraget att undersöka enskilda funktioner av grön infrastruktur för sig, så som biologisk mångfald. Grön infrastruktur anses

¹ “An ecological network is a system of areas which are connected via ecological links or physical links. The ecological network usually consists of ‘core areas’ (protected or not), corridors, buffer zones and in some cases nature restoration areas.” (Van der Sluis & Jongman 2017)

² “Ecological networks are based on landscape ecological principles and consist of core areas, corridor zones, buffer zones and, if needed, nature rehabilitation areas for the re-establishment of nature” (Jongman 1995)

även vara en viktig pelare för bevarande och restaurering av biologisk mångfald inom EUs strategier för biologisk mångfald (EU 2011; EU 2021). Länsstyrelserna har under perioden 2015-2018 haft i uppdrag att ta fram regionala handlingsplaner för grön infrastruktur och att därefter genomföra dem. ”*Arbetet med grön infrastruktur innebär ingen formell planering av markanvändningen, utan ska ses som en satsning för att öka och tillgängliggöra kunskap om ekologiska samband i landskapet. Kunskapsunderlaget är ett stöd i olika samhällsprocesser och kan också ge olika aktörer i landskapet, exempelvis mark- och vattenägare, bättre förutsättningar att planera och prioritera åtgärder utifrån sina respektive verksamheter, förutsättningar och ambitioner.*” (Naturvårdsverket - <https://www.naturvardsverket.se/gron-infrastruktur>)

Begreppet funktionell grön infrastruktur är svårt att definiera och inte särskild ofta använt i internationell vetenskaplig litteratur (då som *functional green infrastructure*). Begreppet verkar dock vara särskilt välförankrat i Sverige och speciellt i litteratur rörande grön infrastruktur i skog och urban skog. Några nyckelreferenser använder begreppet (Sandström et al. 2006; Gill et al. 2007), dock utan att man definierar det mer utförligt eller specifikt. I det följande ska begreppet funktionell grön infrastruktur först och främst ses som grön infrastruktur som är funktionell för biologisk mångfald. Von Post et al. (2022) definierar funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald på följande sätt: ’*Fokus på funktionalitet för biologisk mångfald innebär att den gröna infrastrukturen ska bidra till arters långsiktiga överlevnad och till väl fungerande ekosystem*’. Författarna beskriver väl utmaningarna med begreppet funktionell grön infrastruktur och då speciellt aspekten av funktionalitet. Det lyfts i detta sammanhang två väsentliga aspekter: funktionaliteten av grön infrastruktur för biologisk mångfald är artspecifik och relativ (von Post et al. 2022). Med relativ menas här att funktionalitet är kopplat till syftet och målbilden, som måste definieras (von Post et al. 2022). Begreppet *funktionell* grön infrastruktur kan därmed tolkas som grön infrastruktur som bevarar, utvecklar och restaurerar biologisk mångfald i relation till de målbilder som har satts på lokal eller regional nivå.

Kvantitativa målbilder för grön infrastruktur i urban miljö

Målbilder för hälsa och rekreation

Det finns kvantitativa målbilder som har formulerats för urban grön infrastruktur i andra sammanhang än biologisk mångfald, särskild de som är relaterade till hälsa och rekreation för människor. Till några av dessa refereras det regelbundet både i vetenskapliga artiklar och i praxis. Dessa målbilder använder sig av kvantitativa mått som kvadratmeter grönområden per invånare, avstånd mellan bostad och grönområden, storlek av grönområden och krontäckning. Målbilder för biologisk

mångfald i urban miljö kommer potentiellt att delvis överlappa med dessa befintliga målbilder som har satts i andra syften. Därför kan det vara viktigt att kunna förhålla sig till befintliga målbilder antingen för att kunna integrera dessa eller för att identifiera och tydliggöra där det behövs ett annat angreppssätt.

Andel grönytor eller grönytor per invånare används ofta för att kvantitativt beskriva och följa upp förändringar i grön infrastruktur i urban miljö (se till exempel EEA 2022). Målbilder för dessa är dock inte lika ofta formulerade. I och med att andel grönytor i städer varierar mycket (till exempel inom europeiska städer mellan 17-77%; EEA 2022), så kan man gå utgå ifrån att också målbilderna varierar. En ofta nämnd målbild enligt WHO är 9m² som minimum och 50m² som önskvärd grönyta per invånare. Även om dessa siffror ofta citeras så är det svårt att hitta WHO:s ursprungliga källa för detta (men se Russo & Cirella 2018).

En annan målbild som ofta refereras till är WHO:s rekommendation att invånare ska ha tillgång till offentliga grönområden inom 300 meters avstånd från sin bostad (ungefär 5 minuter att gå) (WHO 2017). Dessa grönområden ska utgöra en yta på minst 0.5-1 ha³. Det är en målbild som också följs upp i många städer i Europa (Barboza et al. 2021, <https://isglobalranking.org/>).

I UN Habitat rekommenderas det att 15 % till 20 % av den urbana ytan ska vara offentlig friyta (open public space; räknat utan gatamiljö; UN Habitat 2018). Här är andelen grönytor inte definierad. Dock hänvisar till exempel Göteborg i sin målbild för grönytor till UN Habitat, där man har som målbild att 15 % av staden ska vara offentlig friyta varav två tredjedelar av dessa ska vara offentliga friytor park eller natur (Göteborgs stad 2022).

Det finns också mer differentierade målbilder till exempel från Natural England (2010) från Storbritannien. I *Accessible Natural Green areas Standard* (ANGSt, Natural England 2010) rekommenderas följande:

Alla ska – oavsett var de bor – ha tillgång till offentligt tillgängliga naturliga grönområden:

- med en storlek av minst 2 ha inom 300m från bostaden (5 minuters gångavstånd).

Det ska finnas:

- ett område med en storlek av 20 ha inom 2 km från bostaden
- ett område med en storlek av 100 ha inom 5 km från bostaden
- ett område med en storlek av 500 ha inom 10km från bostaden
- minst 1 ha naturreservat per 1000 invånare (Natural England 2010)

³ "As a rule of thumb, urban residents should be able to access public green spaces of at least 0.5–1 hectare within 300 metres' linear distance (around 5 minutes' walk) of their homes." (WHO 2017)

Denna standard används i Storbritannien regelbunden för uppföljningen av grön infrastruktur i samband med hälsa och rekreation på regional och lokal nivå, men också inom vetenskapliga studier i andra länder för att beskriva tillgänglighet av grönområden (Wysmulek et al. 2020). Natural Englands standard (2010) är inte bara mer differentierad, men också mer ambitiös i sin målsättning än WHO:s. De indikerar även att målsättningar bör variera mellan länder (under förutsättning att WHO:s minimum standard möts).

3-30-300 regeln (Konijnendijk 2022) rekommenderar att alla stadsinvånare ska kunna se minst tre träd från sin bostad, sin skola eller arbetsplats. Dessutom ska varje kvarter ha en krontäckning av träd (eller vegetation om det inte finns naturliga förutsättningar för träd) av minst 30 %. Alla stadsinvånare ska ha högst 300 m till närmaste grönområde. Denna målbild formulerades 2021 av Konijnendijk (2022) i sin roll som expert på urbana skogar, och har redan diskuterats i samband med regional gröninfrastrukturplanering i Sverige (till exempel Skåne).

I Sverige har inga kvantitativa målbilder tagits fram ännu, men en kvalitativ målbild finns för miljömålet *God bebyggd miljö* där en precisering lyder:

Det finns natur- och grönområden och grönstråk i närhet till bebyggelsen med god kvalitet och tillgänglighet. Preciseringar av God bebyggd miljö - Sveriges miljömål (sverigesmiljomal.se).

En av indikatorerna för att följa upp målet är avståndet till skyddad natur. (Tillgång till service och grönska - Sveriges miljömål; sverigesmiljomal.se).

Målbilder för biologisk mångfald

Medan det finns kvantitativa målbilder för urban grön infrastruktur i samband med hälso- och rekreationsaspekter som används i ett globalt eller europeisk policy-sammanhang är det svårt att hitta sådana för biologisk mångfald. Det krävs en omfattande litteratursökning som överstiger tidsramarna för detta arbete. I Aichi mål 11 är målsättningen att minst 17 % av land och sötvattensområden skyddas, samt 10 % av marina områden (<https://www.cbd.int/sp/targets/>). Särskilt områden som är viktiga för biologisk mångfald ska ingå här. Urbana områden ingår, men målen för dessa specificeras inte. Enligt det globala ramverket för biologisk mångfald (global biodiversity framework, GFB) som antagits i Montreal i 2022 rekommenderas det nu att 30 % av jordens havs- och landområden bevaras för biologisk mångfald innan 2030 (CBD 2022).

I EUs nya strategi för biologisk mångfald (EU 2021) finns under pillar 2 *restoring nature* målsättningen att vända trenden med en minskande grön infrastruktur i urbana områden. Detta ska nås genom att skapa nya artrika och tillgängliga grönområden, att förbättra konnektivitet och att begränsa verksamhet som är skadlig för biologisk mångfald (EU 2021). För att nå detta mål ska alla städer med

mer än 20.000 invånare upprätta en ambitiös *urban greening plan*. För att implementera strategin har en förordning om restaurering av natur upprättats (EU 2022). I Kapitel II, artikel 6 av denna förordning som handlar om restaurering av urbana ekosystem har relativa målbilder formulerats (med relativ menas målbilder i relation till befintlig grön infrastruktur). Det ska säkerställas:

- att urbana grönområden och trädäckning inte minskar mellan 2021-2030;
- att den sammanlagda nationella arealen av urbana grönområden ökar med 3 % till 2040 och med 5% till 2050 jämfört med 2021;
- att trädäckning i alla urbana områden är minst 10 % senast 2050;
- att urbana grönområden som är integrerade i byggnader ökar.

Utöver det kan det förväntas att absoluta kvantitativa målbilder, som till exempel formulerar andel grönområden, kommer utvecklas på lokal nivå. Ett exempel är Köpenhamns biodiversitetsstrategi (förslag från 2022 – ej beslutat, Københavns Kommune 2022). I denna strategi är målbilden att minst 30 % av Köpenhamns areal ska utgöra offentligt tillgängliga grönområden och det ska även finnas 10 % skyddade områden (enligt naturvårdslagstiftning; naturbeskyttelseslovens §3).

Ett annat exempel är Hamburg, där målsättningen är att avsätta 10 % av Hamburgs areal som naturreservat (Stadt Hamburg 2012). För vissa naturtyper finns det i tillägg mer specificerade mål. För naturlika lövskogar är målet att andel gammal och död ved ska vara 10 %, och 5 % av skogar ska undantas från skogsbruk. På totalt 15 % av Hamburgs yta ska det finnas ett grönt infrastrukturnätverk bestående av biotoper (Stadt Hamburg 2012).

Göteborgs stad (u.å.) anknyter i sitt program för biologisk mångfald och ekosystemtjänster 2019 – 2025 till de nationella miljömålen och visar därmed att det går att tillämpa dessa i en urban kontext. Miljömålet *Ett rikt växt och djurliv* ska följas upp bland annat med följande delmål, som är formulerade på ett mätbart sätt:

”Göteborg ska till 2025 ha ett landskap med en rik variation av naturtyper, gröna stråk, goda spridningsmöjligheter och fungerande ekologiska processer så att den biologiska mångfalden inte minskar jämfört med 2008.

I Göteborg ska senast 2025 finnas sådana livsmiljöer att dagfjärilarna kan leva vidare i livskraftiga bestånd, med ett oförändrat eller ökande antal arter jämfört med 2008.”

För Stockholm stad finns det enbart kvalitativa målbilder för grönstruktur och biologisk mångfald (Stockholms stad 2017), så som: *”Staden ska ha en livskraftig grönstruktur med rik biologisk mångfald”* (Stockholm stad 2017). Detta ska uppnås genom att värna och förvalta områden med hög biologisk mångfald, genom att undvika habitat- och artförlust samt genom att minska barriäreffekten. År 2020 har mer specifika etappmål utarbetats i en handlingsplan (Stockholm

stad, 2020). Handlingsplanen utgår från målet i stadens miljöprogram ”*Ett Stockholm med biologisk mångfald i välfungerande och sammanhängande ekosystem*”. Intressant nog står där enbart *biologisk mångfald* och inte *rik biologisk mångfald*.

Malmö stad (2021) har i sitt miljöprogram 2021-2030 formulerad 12 mål, varav tre berör biologisk mångfald:

- *Ökad biologisk mångfald i Malmö (mål 9) [...] Malmö ska ha ett rikt utbud och stor variation av naturmiljöer. Det är viktigt att arter kan spridas mellan olika naturmiljöer. Värdet av den biologiska mångfalden ska integreras i planering och utveckling av staden.*
- *Utbudet av och tillgång till gröna och blåa miljöer har ökat i Malmö (mål 6) – de gröna och blåa miljöerna ska ha hög biologisk mångfald.*
- *Fler skyddade havsområden i Malmö och hållbar förvaltning av vatten och hav (mål 11).*

Helsingfors har ett verksamhetsprogram från 2021 för att trygga naturens mångfald (Helsinki 2021). Målet är att öka den biologiska mångfalden och att förstärka funktionaliteten av en blå-grön infrastruktur. Målbilden är inte kvantitativ, men det har identifierats ett stort antal indikatorer för att följa upp naturtyper, biotoper och arter (mer under indikatorer).

Inte heller för Oslo verkar det finns några specifika kvantitativa målbilder angående bevarande av grönstruktur för biologisk mångfald, förutom generella mål såsom att bevara befintliga områden med högra naturvärden, säkerställa skötsel osv (Oslo kommune 2015). En ny handlingsplan är dock under arbete (Oslo kommune 2022).

Indikatorer för biologisk mångfald i urban miljö

Indikatorer för biologisk mångfald är ett stort forskningsområde i sig. Indikatorer används för att beskriva tillstånd av den biologiska mångfalden, mäta förändringstrender och för att utvärdera biologisk mångfald. För en kort introduktion hänvisas till rapporten av von Post et al. (2022) och för en översikt över olika definitioner av indikatorer se Heinik & Kowarik (2010). Heinik & Kowarik (2010) skiljer till exempel mellan deskriptiva, normativa och hybrid indikatorer. Deskriptiva indikatorer kan användas för att beskriva olika miljötillstånd eller förändringar, normativa indikatorer för att utvärdera dessa eller också formulera målbilder. Samma indikator kan användas i båda kontexterna (deskriptiv eller normativ). Heinik & Kowarik (2010) ser inget problem med detta så länge man är tydlig med hur indikatorn används, något som kan vara viktigt i detta sammanhang.

Von Post et al. (2022) skiljer mellan tre olika typer av indikatorer för biologisk mångfald:

- Indikatorer som är relaterade till förekomst och artsammansättning av arter och ekosystem;
- Strukturella indikatorer som beskriver habitat och landskap både kvantitativt och kvalitativt;
- Funktionella indikatorer som beskriver ekologiska processer.

När man använder indikatorer för att beskriva eller utvärdera biologisk mångfald, så använder man oftast en kombination av strukturella indikatorer och indikatorer som mäter förekomst av arter.

I det följandet presenterar vi tre indikatorsystem i form av en tabell som används för att beskriva och utvärdera biologisk mångfald i den urbana miljön. Två av dessa är utvecklade specifikt för biologisk mångfald och en har en mer övergripande målsättning angående grönområden i städer där biologisk mångfald ingår. Den första är Singapore index också känt som City Biodiversity Index som är del av CBD (Chan et al. 2021). Den andra är de indikatorer som ingår i Helsingfors verksamhetsprogram för biologisk mångfald (Helsinki 2021), den tredje är indikatorer för ”The Green City Accord” (Maes et al. 2021). Detta är tre aktuella system som används på global, respektive europeisk nivå, samt ett exempel från en nordisk huvudstad, som verkar ha kommit mycket långt i beskrivning och övervakning av den biologiska mångfalden. Alla tre indikatorsystem har fler indikatorer än de som visas i tabellen; detta är endast ett urval. För de fullständiga listorna hänvisas till referenserna (Chan et al. 2021; Helsinki 2021; Maes et al. 2021).

Tabell 1: Jämförelse av tre olika indikatorsystem på engelska som används i urban miljö: Singapore index, indikatorer som används i Helsingfors och indikatorer som används inom The Green City Accord (urval). (Källor: Chan et al. 2021; Helsinki 2021; Maes et al. 2021)

Indikatorer	Singapore Index (av totalt 28)	Indikatorer som används i Helsingfors (av totalt 27)	The Green City Accord (av totalt 7)
Natural areas	Proportion of Natural Areas in the City	Change in the number of nature areas	The share of natural, restored and naturalised areas in the city
Protected areas	Proportion of Protected Natural Areas	Change in the number of protected nature areas	
Habitat restoration	Habitat Restoration		

Forts. Tabell 1

Indikatorer	Singapore Index	Helsingfors	The Green City Accord
Vegetation cover			The change in vegetation cover inside the urban green infrastructure
Canopy cover		Canopy cover, age and average height of the tree stock	The share of urban tree/ canopy cover
Forests		Change in the land area of forests and wooded areas	
Grasslands		Change in the number of maintained meadows	
Costal and marine areas		Mapping and monitoring of valuable marine and archipelago ecosystems	
Public green space		Proportion of City-controlled green areas of the total area	
Permeable surface		Change in the amount of permeable surfaces	
Connectivity	Connectivity Measures or Ecological Networks to Counter Fragmentation	Ecological network indicator	
Bird species numbers	Native Biodiversity in Built Up Areas (Bird Species)		The total number of bird species
Change in bird species numbers	Change in Number of Native Bird Species	Change in the number of bird species	
Arthropod numbers	Change in Number of Native Arthropod Species		
Butterfly species numbers		Change in the number of butterfly species	The total number of butterfly species
Plant species numbers	Change in Number of Vascular Plant Species	Change in the number of vascular plant species	
Endangered plant species		Occurrence of endangered vascular plant species	

Forts. Tabell 1

Indikatorer	Singapore Index	Helsingfors	The Green City Accord
Particular indicator species groups		Monitoring of the state of nature in forests, and the effects of maintenance with indicator species groups	
Particular indicator species		Flying squirrel monitoring	
Invasive species	Proportion of Invasive Alien Species	Ecologically harmful alien species,	The presence of Invasive Alien Species of Union Concern

Andra indikatorer relaterade till artgrupper som oftare undersöks i urbana sammanhang är groddjur (se till exempel Oertli & Parris 2019). Fladdermöss är också en grupp som kan ha bra indikatoregenskaper och representerar en nattaktiv artgrupp (se till exempel Russo et al. 2021). Det ska också nämnas att vissa städer jobbar med fokusarter. Ett set av fokusarter består oftast av arter av olika taxonomiska grupper och anses vara viktigt för att kunna beskriva eller utvärdera tillstånd eller trender i biologisk mångfald. Tabell 2 ger tre exempel från Stockholm, Köpenhamn och Helsingfors.

Tabell 2: Exempel för fokusarter nämnda i tre städers strategier för biologisk mångfald, Stockholm, Köpenhamn och Helsingfors. Baserat på Stockholm stad (2020), Köpenhamns kommun (2022) och Helsinki (2021). Referenserna ger delvis också information om varför arterna är valda och vad dessa indikerar.

	Stockholm (n=21)	Köpenhamn (n=10)	Helsingfors (förutom flygekorre, observationer från allmänheten) (n=12)
Däggdjur	Mustaschfladdermus/ taigafladdermus	Större brunfladdermus Igelkott	Flygekorre Igelkott
Fåglar	Tornseglare Duvhök Tornfalk Tofsmes	Tornseglare Större hackspett Gråsparv	Tornseglare Silltrut
Groddjur	Större vattensalamander Padda	Mindre vattensalamander	
Fiskar	Abborre Grönling		Öring

Forts. Tabell 2

	Stockholm	Köpenhamn	Helsingfors
Insekter	Bredbandad ekbarkbock Brun guldbagge Reliktbock Svartpälsbi Bastardssvärmare Mosaiksländor	Stenhumla Aurorafjäril Tostebåvinge Sexfläckig bastardssvärmare	Hushumla Sorgmantel
Växter	Paddfot Linnea Backsippa Gullviva		Sälg Blåklocka Svärdslilja
Svampar	Tallticka		Skumticka Rosenticka

Göteborgs stad (u.å.) listar ingen indikator eller fokusarter förutom det som nämns ovan, men betonar vikten av att samla in kunskap om arter och naturtyper. I detta arbete ska så kallade ansvarsarter och ansvarsbiotoper prioriteras. Malmö stad (2021) har angivit följande indikatorer för att följa upp målet om en *Ökad biologisk mångfald i Malmö*:

- *Artrikedom (utvalda arter) på land och i vattendrag*
- *areal mark som har formellt skydd*
- *areal med naturvårdsinriktad skötsel*
- *areal natur enligt Naturvårdsplan.*

Även grönytefaktor används ofta, men då mer kopplat till enskilda fastigheter: *Grönytefaktor är ett verktyg där gröna lösningar poängsätts utifrån vilka funktioner de fyller i stadsmiljön. Till exempel: rening av dagvatten, fördröjning vid skyfall, ljuddämpning, rekreativa värden eller att det främjar biologisk mångfald. Poängsättningen indexeras för att ge varje tomt eller kvarter en faktor som används för att styra exploatörerna genom planeringsprocessen att planera in grönska som ger både sociala och ekologiska värden.* (Naturvårdsverket 2021).



Figur 1: Några fokusarter nämnda i städers strategier för biologisk mångfald (se ovan): a) Igelkott (Foto: Rickard Holgersson, flickr.com CC0 1.0), b) tornseglare (Foto: JC Schou, © Biopix), c) vattensalamander (Foto: N Sloth, © Biopix), d) abborre (Foto: JC Schou, © Biopix). b-d med tillstånd av Biopix.

Referenser

Barboza EP, Cirach M, Khomenko S, Iungman T, Mueller N, Barrera-Gómez J, Rojas-Rueda D, Kondo M, Nieuwenhuijsen M (2021) Green space and mortality in European cities: a health impact assessment study. *Lancet Planet Health* 5(10):e718-e730. doi: 10.1016/S2542-5196(21)00229-1. PMID: 34627476.

Berthon K, Thomas F, Bekessy S (2021) The role of ‘nativeness’ in urban greening to support animal biodiversity. *Landscape and Urban Planning* 205, 103959. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959>

CBD (1992) Convention on biological diversity.

CBD (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (GBF), including four goals and 23 targets for achievement by 2030. <https://www.cbd.int/article/cop15-cbd-press-release-final-19dec2022>

Chan L, Hillel O, Werner P, Holman N, Coetzee I, Galt R, Elmqvist T (2021) Handbook on the Singapore Index on Cities’ Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Singapore: National Parks Board, Singapore. 70 s.

- EEA (2022) Who benefits from nature in cities? Social inequalities in access to urban green and blue spaces across Europe. Briefing no. 15/2021. doi: 10.2800/041176
- Ekroos J, von Post M, Nilsson L, Smith HG (2020) Effekter av grön infrastruktur på biologisk mångfald – en forskningsöversikt. Naturvårdsverket Rapport 6922, 93s.
- EC (2013) European Commission (2013) Green infrastructure (GI) – Enhancing Europe’s Natural Capital. (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52013DC0249>)
- EU (2011) The EU Biodiversity Strategy to 2020. 28s.
- EU (2021) EU Biodiversity Strategy for 2030 – Bringing Nature back into our lives. 36s.
- EU (2022) Europaparlamentets och Rådets förordning om restaurering av natur (förslag) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0304&from=EN>
- Gill SE, Handley JF, Ennos AR, Pauleit S (2007) Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. Built Environment 33 (1) Climate Change and Cities, 115-133. <https://www.jstor.org/stable/23289476>
- Göteborgs stad (u.å.) Göteborgs Stads program för biologisk mångfald och ekosystemtjänster 2019 – 2025. 20s.
- Göteborgs stad (2022) Göteborgs grönplan för en nära, sammanhållen och robust stad 2022-2030, 96s. https://stadsutveckling.goteborg.se/siteassets/goteborgs-gronplan-2022_tillganglig_mindre.pdf
- Heink U, Ingo Kowarik I (2010) What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. Ecological Indicators 10 (3), 584-593. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009>
- Helsinki (2021) LUMO programme. City of Helsinki Biodiversity Action Plan 2021–2028. Abridged version. 40s. <https://julkaisut.hel.fi/en/reports/lumo-programme-city-helsinki-biodiversity-action-plan-2021-2028-abridged-version>
- IPBES (2019) Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Guèze M, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SHM, Chan KMA, Garibaldi LA, Ichii K, Liu J,

- Subramanian SM, Midgley GF, Miloslavich P, Molnár Z, Obura D, Pfaff A, Polasky S, Purvis A, Razzaque J, Reyers B, Roy Chowdhury R, Shin YJ, Visseren-Hamakers IJ, Willis KJ, Zayas CN(eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pages.
- Jensen JK, Jayousi S, von Post M, Isaksson C, Persson AS (2022) Contrasting effects of tree origin and urbanization on invertebrate abundance and tree phenology. *Ecological Applications* 32(2), e02491.
<https://doi.org/10.1002/eap.2491>
- Jongman RHG (1995) Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32 (3), 169-183.
[https://doi.org/10.1016/0169-2046\(95\)00197-O](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)00197-O)
- Konijnendijk CC (2022) Evidence-based guidelines for greener, healthier, more resilient neighbourhoods: Introducing the 3–30–300 rule. *Journal of Forestry Research*. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01523-z>
- Københavns Kommune (2022) Forslag til biodiversitet i København. 38s.
- Maes J, Quaglia AP, Guimarães Pereira Â, Tokarski M, Zulian G, Marando F, Schade S (2021) BiodiverCities: A roadmap to enhance the biodiversity and green infrastructure of European cities by 2030, EUR 30732 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, doi:10.2760/288633, JRC125047.
- Malmö stad (2021) Miljöprogram för Malmö stad 2021-2030, 31 s.
- Natural England (2010) Nature Nearby. Accessible Natural Greenspace Guidance. 98s.
- Naturvårdsverket (2021) Svenska kommuners arbete med biologisk mångfald - En kartläggning av 29 kommuner som underlagsrapport för uppföljningen av Sveriges miljömål.
- Norton BA, Shang B, Ramsey AD, Sheffield D (2021) Definitions of biodiversity from urban gardeners. *Journal of Urban Ecology* 7 (1), juab005.
<https://doi.org/10.1093/jue/juab005>
- Oertli B, Parris KM (2019) Review: Toward management of urban ponds for freshwater biodiversity. *Ecosphere* 10(7), e02810. 10.1002/ecs2.2810
- Oslo commune (2015) Styrket forvaltning av Oslos biologiske mangfold. Byradssak 115/15. 13s.
<https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13303633-1542355566/Tjenester%20og%20tilbud/Politikk%20og%20administrasjon/Milj%C3%B8%20og%20klima/Slik%20jobber%20vi%20med%20milj%C3>

[%B8%20og%20klima/Styrende%20dokumenter/Byr%C3%A5dssak%20om%20styrket%20forvaltning%20av%20Oslos%20biologiske%20mangfold%20%2017.06.2015.pdf\)](https://www.oslo.kommune.no/styre/tema/2017.06.2015.pdf)

Oslo kommune (2022) Byrådsavdeling for miljø og samferdsel. Notat til bystyrets organer. Svar på spørsmål til byrådet fra Marit Kristine Vea (V) - Spørsmål 401/2022 - Status for arbeid med handlingsplan for å ivareta biologisk mangfold. <https://www.oslo.kommune.no/sporsmal-og-svar/svar/?questionId=e3aa1a02-afc7-4165-9bbc-197d39df5ce4>

Russo A, Cirella GT (2018) Modern Compact Cities: How Much Greenery Do We Need? International Journal of Environmental Research and Public Health 15(10):2180. <https://doi.org/10.3390/ijerph15102180>

Russo D, Salinas-Ramos VB, Cistrone L, Smeraldo S, Bosso L, Ancillotto L (2021) Do We Need to Use Bats as Bioindicators? Biology 10(8):693. <https://doi.org/10.3390/biology10080693>

Sandström UG, Angelstam P, Khakee A (2006) Urban comprehensive planning – identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. Landscape and Urban Planning 75 (1–2), 43-57. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.11.016>.

Schlaepfer MA (2018) Do non-native species contribute to biodiversity? PLoS Biol 16(4), e2005568. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005568>

Stadt Hamburg (2012) Grüne Vielfalt – Qualität der Stadt – Strategie für die Entwicklung der Biodiversität. 36s. <https://www.hamburg.de/contentblob/3809296/91944b054c2e229293cb55341cec8d3e/data/broschuere-gruene-vielfalt-qualitaet-der-stadt.pdf>

Stockholms stad (2017) Grönare Stockholm- Riktlinjer för planering, genomförande och förvaltning av stadens parker och naturområden. 44s. <https://start.stockholm/globalassets/start/om-stockholms-stad/politik-och-demokrati/styrdokument/gronare-stockholm--riktlinjer-for-planering-genomforande-och-forvaltning-av-stadens-parker-och-naturomrade.pdf>

Stockholms stad (2020) Handlingsplan för biologisk mångfald i Stockholms stad. 55s. <https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/natur/hpbm/Handlingsplan-biologisk-mangfald.pdf>

Sundberg S, Carlberg T, Sandström J, Thor G (Eds) (2019) Värdväxters betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdväxter. ArtDatabanken Rapporterar 22. ArtDatabanken SLU, Uppsala. 54s.

UN-Habitat (2018) SDG Indicator 11.7.1 Training Module: Public Space. United Nations Human Settlement Programme (UN-Habitat), Nairobi.
https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/07/indicator_11.7.1_training_module_public_space.pdf

Van der Sluis T & Jongman RHG (2017) Green Infrastructure and Network Coherence Handbook B: Scientific support for successful implementation of the Natura 2000 network.
https://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/other_documents/B2_Green-Infrastructure_JRA.pdf

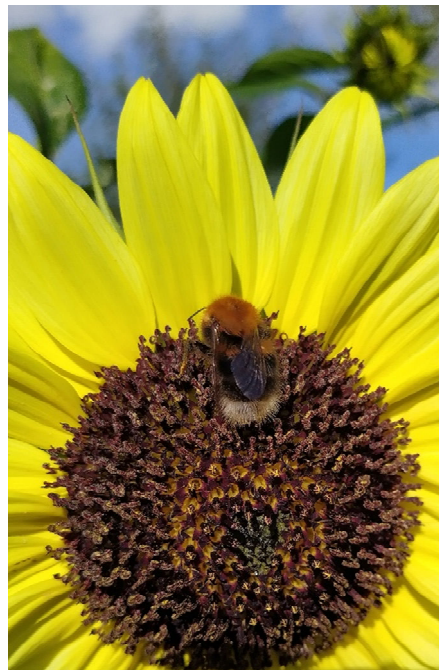
Von Post M (redaktör), Stjernman M, Olsson O, Angelstam P, Bergman K-O, Ekroos J, Smith HG, Persson AS, Andersson E (2022) Funktionella landskap för biologisk mångfald, sammanställning från ett kunskapsseminarium. Länsstyrelsen Skåne Rapport 2022:07, 89s.

WHO (2017) Urban green spaces - A brief for action. Regional office for Europe.
https://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0010/342289/Urban-Green-Spaces_EN_WHO_web3.pdf

Wysmulek J, Hełdak M, Kucher A (2020) The Analysis of Green Areas' Accessibility in Comparison with Statistical Data in Poland. Int J Environ Res Public Health 17(12):4492. doi: 10.3390/ijerph17124492

Webpages

IS Global ranking of cities: <https://isglobalranking.org>



Figur 2: Urbana miljöer som kan gynna pollinatörer. (Foto: Christine Haaland)

2. Pollinatörer i urbana miljöer - Vad vet vi och vad kan vi göra?

ANNA SOFIE PERSSON

Denna sammanfattning rör vilda pollinerande insekter. Fokus är på urbaniseringens konsekvenser för biologisk mångfald, och i förlängningen ekosystemfunktionen/tjänsten pollinering, via dess påverkan på grön infrastruktur (GI).

Pollinatörer: Många vilda arter och två domesticerade

I Sverige består gruppen vilda pollinatörer framför allt av bin (Apoidea), blomflugor (Syrphidae) och fjärilar (Lepidoptera) (Ollerton et al. 2011) och denna sammanfattning fokuserar därför på dessa grupper. Även arter ur andra grupper, så som andra steklar och tvåvingar samt skalbaggar, kan livnära sig på pollen och nektar (Ahmné et al. 2022) och kan vara viktiga pollinatörer i vissa system, inklusive för grödor (Rader et al. 2016; Ollerton 2017).

I Sverige finns drygt 270 arter bin, varav 37 arter är sociala (humlor) med en drottning och upp till några 100-tal arbetare, medan övriga arter är mer eller mindre solitära, det vill säga saknar en arbetar-kast. Ungefär 70 % av bi-arterna bygger bon i marken, antingen genom att gräva bohål i väl-dränerad jord eller genom att ta över befintliga håligheter (humlor). Resterande arter bygger i befintliga håligheter ovan mark, t ex insektsborrhål, ihåliga kvistar, eller gammalt tegel/murbruk. Eftersom bin har en fast boplats är de begränsade i hur långa sträckor de kan flyga för att söka föda till sina larver; de är så kallade central place foragers. De flesta biarter har en födosöks-radie på några 100 m upp till någon kilometer, och arter som är små till storleken och solitära flyger generellt kortare än större och sociala arter (Greenleaf et al. 2007).

Gruppen blomflugor består av omkring 440 arter medan fjärilar består av omkring 2900 arter, varav dag-aktiva arter utgör en mindre del med 249 arter. Även natt-aktiva fjärilar kan vara viktiga pollinatörer (Alison et al. 2022), men kunskapsunderlaget här är relativt dåligt. I motsats till vilda pollinatörer är honungsbiet (*Apis mellifera*) domesticerat och i allt väsentligt beroende av människan för överlevnad i svenska förhållanden (Lindström & Smith 2022). Därutöver har den mörka jordhumlan, *Bombus terrestris*, domesticerats och säljs idag till bär- och grönsaksodlare för pollinering både i växthus och på friland (Rahbek Pedersen et al. 2020).

Urbana miljöer innebär både hot och möjligheter för vilda pollinatörer

Liksom för insekter generellt (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019; Wagner 2020), utgör urbaniseringen ett hot mot pollinerande insekter (Fenoglio et al. 2020; Piano et al. 2020). Hoten består framför allt av markomvandling, och därmed förlust av livsmiljöer, när städer breder ut sig och förtätas, men också luftföroreningar och användning av kemikalier, samt klimateffekter så som förhöjd medeltemperatur, värmeböljor, torka och översvämningar inverkar negativt (sammanfattat av Baldock 2020).

Bin kan gynnas av urbana miljöer

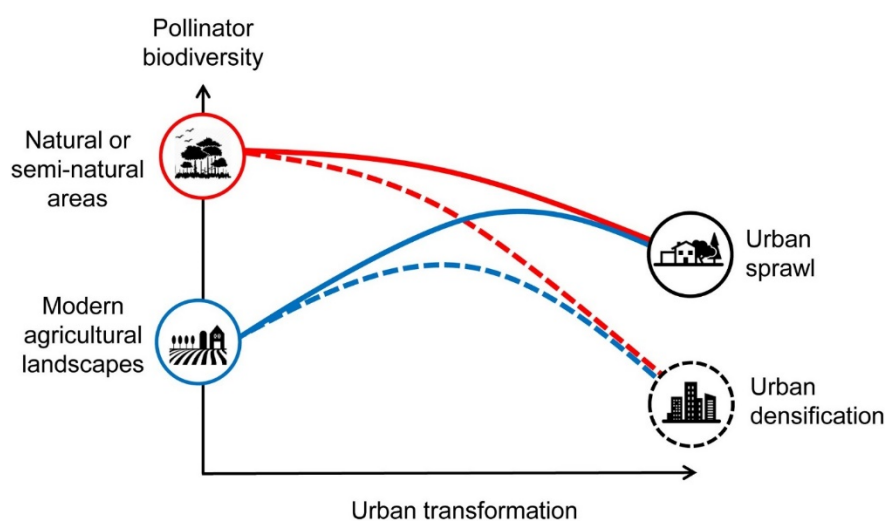
Trots detta har ett antal europeiska studier funnit att en stor andel (20-50 %) av länders biarter återfinns i storstadsområden. Exempelen kommer från fleråriga inventeringar i Lyon (Frankrike), Berlin (Tyskland) och Poznan (Polen) (Saure 1996; Banaszak-Cibicka & Żmihorski 2012; Fortel et al. 2014; Fischer et al. 2016). Anledningen till denna mångfald är dels att urbana miljöer erbjuder nya typer av livsmiljöer och resurser, så som urbana odlingsområden, privata trädgårdar, ruderatmarker och gräsmarker med låg skötselintensitet (Banaszak-Cibicka et al. 2016; Baldock et al. 2019; Twerd & Banaszak-Cibicka 2019; Baldock 2020). Dessutom återfinns dessa olika miljöer inom ett geografiskt begränsat område. Detta leder till en hög grad av heterogenitet i markanvändning, vilket i sin tur är positivt för diversitet av pollinatörer (Theodorou et al. 2020). Heterogenitet i markanvändning kan dessutom leda till en hög beta-diversitet (man finner olika arter i olika miljöer), även om urban alfa-diversitet (diversitet inom varje enskild miljö) kan vara jämförbar med den i rurala miljöer. Det kan också leda till så kallad 'turn-over' av arter, dvs att olika arter ersätter varandra längs urbaniserings-gradienter eller i jämförelse mellan urbana och rurala miljöer (Martins et al. 2017; Persson et al. 2020), vilket indikerar att urbana områden bidrar till den regionala art-poolen (gamma-diversitet). Dock har även det motsatta resultatet påvisats, dvs att urbana miljöer har en lägre beta-diversitet och att artsammansättningen uppvisar så kallad 'nestedness', alltså att urbana arter är en delmängd av de arter som återfinns i rurala miljöer (Banaszak-Cibicka & Żmihorski 2020). Baserat på det senare resultatet bidrar urbana miljöer inte nämnvärt till den regionala artpoolen av bin.

Anledningen till dessa motsatta resultat beror, förutom på möjliga ekologiska skillnader mellan olika städer och regioner, sannolikt på vilken typ av miljöer som provtagits (trädgårdar, parker, eller mer naturliga 'semi-natural' gräsmarker), samt hur stor del av artpoolen som faktiskt täckts in i respektive studie. Urbana miljöers bidrag till regional biologisk mångfald av bin beror dessutom på hur utarmad omgivande landsbygd är på gynnsamma habitat: Städer är generellt bättre för bin än intensivt brukade jordbrukslandskap, men sämre jämfört med landskap rika på naturmiljöer (Wenzel et al. 2020), Figur 3. Studier på nationell skala i

Storbritannien (12 större städer med omland) och Tyskland (9 städer med omland) visade att pollinatörsamhället i stora urbana grönområden/gräsmarker, var mer homogent än de i naturreservat eller jordbrukslandskap (Baldock et al. 2015; Theodorou et al. 2020), vilket indikerar att urbana miljöers bidrag till artmångfald främst ska ses på ett regionalt plan. Det visar också på den homogeniserande effekt som urbaniseringen kan ha på biologisk mångfald generellt, dvs att städers artsammansättning har mer gemensamt sinsemellan än med närliggande rurala miljöer (McKinney 2006; Merckx och Van Dyck 2019).

Stadens täthet och form spelar roll

Urbana miljöer har visat sig vara artrika framförallt vid intermediär urbanisering (omkring 50 % hårdgjord yta (vilket ungefär motsvarar villaområden), och i förhållande till hårt brukade produktionslandskap (jord- och skogsbruk) (Martins et al. 2017; Wenzel et al. 2019), Figur 3. Detta beror sannolikt på att måttligt urbaniserade områden är rika på gröna miljöer med födoresurser. Två brittiska studier visade t ex att humle-kolonier tillväxte bättre (blev större) i villaförorter än i jordbrukslandskap, eftersom trädgårdarna var rika på blomning medan åkrarna i stort sett saknade blomresurser (Goulson et al. 2002; Samuelson et al. 2018). Flera studier har dock visat att den täta staden, med hög andel hårdgjord yta och/eller hög befolkningstäthet, hyser färre pollinerande arter än glest bebyggda områden (Fortel et al. 2014; Kuussaari et al. 2020; Persson et al. 2020).



Figur 3: Den konceptuella figuren, hämtad från Wenzel et al. (2020), beskriver förhållandet mellan olika grader av förändrad markanvändning av rurala och urbana i miljöer, och hur dessa påverkar biodiversiteten av pollinerande insekter. Med tillstånd av © Elsevier

I de fall grönområden/gräsmarker i tätbebyggda stadsdelar ändå hyser en hög artrikedom av bin kan det delvis förklaras av att dessa ligger nära glest bebyggda villaområden och/eller habitat i stadens utkant, som då fungerar som kärnområden och källor till artmångfald. I studien, som genomfördes i Poznan, Polen, fann man omkring 60 biarter i grönområden vid <500 m avstånd från sådana källor, medan antalet arter halverats vid ett avstånd på omkring 3000m (negativt exponentiellt

samband) (Banaszak-Cibicka et al. 2016). Vikten av närhet (god konnektivitet) till andra högkvalitativa habitat stöds även av studier som visar att artrikedom och funktionell diversitet av bin i urbana gräsmarker minskar med graden av isolering orsakad av bebyggelse och infrastruktur inom några hundra meters radie (Johansson et al. 2018, Dylewski et al. 2019, Buchholz et al. 2020, Gathof et al. 2022), och att slutna innergårdar och gårdar mellan höga hus är artfattigare på bin än villaområden (Persson et al. 2020).

Även habitat på hög höjd, i form av blommande gröna tak, verkar minska i värde ju högre upp och därmed mer otillgängliga de är (MacIvor 2016), även om detta ännu är relativt lite utforskat (Williams et al. 2014). Till exempel visade MacIvor (2016) att solitärbin på gröna tak färdigställde färre bon (kammare med pollen), och därmed lyckades sämre med reproduktion, ju högre byggnad de var placerade på. Dock visade en annan studie ingen effekt av byggnadens höjd på artrikedom av bin (Kratschmer et al. 2018). Istället var graden av blomning och tillgång till finkornigt substrat avgörande för artrikedom och små, polylektiska och marklevande arter var helt dominerande. Polylektiska arter är generalister som födosöker (pollen och nektar) från flera växtarter och –familjer.

Innehåll och skötsel av gröna miljöer spelar roll

Studier som inkluderat en rad olika gröna miljöer har visat att koloniområden är hotspots för pollinatörer (Baldock et al. 2019). Även villaområden (Martins et al. 2017, Persson et al. 2020), vildväxande och restaurerade urbana ('semi-natural') gräsmarker (Fischer et al. 2016, Dylewski et al. 2019) och ruderatmarker (Twerd och Banaszak-Cibicka 2019) bidrar stort till mångfalden av pollinatörer.

För vildbin är mängd och mångfald av blommande växtarter lokalt avgörande: även om färre bin och en lägre mångfald återfinns i den täta staden kan mängden blommor lokalt delvis kompensera för denna minskning (Burdine och McCluney 2019). I Berlin (Tyskland) bidrog restaurering av urbana gräsmarker till ökad mångfald av bin (Fischer et al. 2016). Även om studier visar att vegetationstäckning och konnektivitet påverkar artrikedom av bin konstaterar Wenzel et al (2019) att lokal habitatkvalitet generellt verkar vara viktigare för abundans och diversitet av bin än landskapsvariabler, vilket indikerar att även små lokala åtgärder kan ha positiv inverkan.

Blommande träd och buskar bidrar med stora resurser i form av pollen och nektar (Somme et al. 2016, Wood 2021). Även vindpollinerade arter som t ex skogsek kan utnyttjas av vissa solitärbin (Persson et al. 2018). Många träd och buskar blommar tidigt på säsongen när få örtartade växter står i blom. Som exempel kan nämnas att sälgens pollen- och nektarrika blommor slår ut när humle-drottningar etablerar sina bon och den är även avgörande för en rad tidiga solitärbin (vårsidenbi, sälgsandbi, videsandi, åssandbi, gyllensandbi, rödmurarbi, m.fl.).

Dessutom är många fjärilsarter knutna till sälj och andra träd och buskar (Ehnström och Holmer 2009). Brynmiljöer kan därför antas vara särskilt viktiga komplement till öppna gräsmarker, både i jordbrukslandskap (Söber et al. 2020) och särskilt i annars slutna skogsmiljöer, även om detta är relativt dåligt studerat. En studie från sydsvenska skogsbygder visade att traditionella betes- och gräsmarker är avgörande för artrikedom av fjärilar och humlor (Andersson et al. 2022). Man kan därför anta att bevarandet av urbana och peri-urbana gräsmarker är ytterst viktiga för pollinatörer i skogsbygder, och att faktorer som negativt påverkar kvalitén, så som igenväxning, utgör ett reellt hot.

För fjärilar och blomflugor, vars larver inte är beroende av pollen och nektar, är skötsel av gröna miljöer avgörande för vegetationens kvalitet. Effekten på artrikedom av fjärilar av tre habitat/skötseltyper undersöktes i Malmö 2006 och 2015 (Öckinger et al. 2009, Aguilera et al. 2019). Man fann att ruderatmråden var särskilt artrika och att traditionella parker dominerades av prydnadsväxter och intensiv skötsel förlorade 50 % av arterna på 9 år, medan ruderatmråden och långgräsparker i princip behöll artrikedomen. I Poznan (Polen) var ('semi-natural') urbana gräsmarker konsekvent artrikare när det gäller fjärilar än både traditionella parker och bostadsgårdar med sällan klippt gräsyta ('lång-gräs') (Dylewski et al. 2019). Vegetationshöjd hade vidare en positiv effekt på artrikedom av fjärilar i bostadsgårdar, medan den i gräsmarker istället var negativ, vilket visar på behovet av lågintensiv skötsel för att hindra igenväxning. Medan täckningsgrad av insektpollinerade växter hade en positiv effekt i gräsmarker och bostadsgårdar, var effekten negativ i parker där vegetationen dominerades av prydnadsväxter (Dylewski et al. 2019). Man fann även att vegetationshöjd var positiv för abundans av blomflugor i gräsmarker och bostadsgårdar, men negativ i parker. Slutsatsen är att hög biodiversitet av fjärilar, och i viss mån blomflugor, kräver tillgång till rätt (dvs främst inhemska) värdväxter, som inte klipps ner.

När befolkningstätheten i en stad ökar riskerar förändringar i design och skötsel av gröna miljöer att förändras på ett sätt som missgynnar pollinerande insekter (Persson et al. 2022). Detta beror sannolikt på en kombination av att gröna miljöer då i högre utsträckning är halv-offentliga och delas av flera boende, att de ska tåla slitage av många människor, samt att de sköts rationellt av externa entreprenörer (Kowarik 2008, Aronson et al. 2017). När stadsdelar förtätas omvandlas ofta vildväxande gräs- eller ruderatmarker dominerade av inhemsk flora till mer 'stadsmässiga' parker dominerade av prydnadsväxter, vilket innebär förlust av miljöer som är gynnsamma för arter med specialiserade krav på livsmiljö och föda (se nedan). En studie från Nordamerika visade t ex att solitärbin i parker producerade färre bo-kammare med pollen (och hade därmed lägre reproduktion) när andelen icke-inhemska växter i omgivningen ökade (Sexton et al. 2021). Även om icke-inhemska växter kan förlänga blomningssäsongen innebär avsaknad av evolutionära anpassningar att många arter i praktiken inte kan utnyttja dess pollen (bin) eller växtdelar (fjärilslarver) (Cappuccino och Arnason 2006, Sedivy et al. 2011, Sedivy et al. 2013). Dessutom kan blomningsfenologin av icke-inhemska

växter passa dåligt med inhemska pollinerande insekters fenologi (Harrison och Winfree 2015). Pollinerande arter som är generalister (polylektiska) och har en lång aktivitetsperiod kan utnyttja icke-inhemska växter i större utsträckning än specialister med snäv aktivitetsperiod och kan därmed gynnas oproportionerligt av urbaniserade gröna miljöer (Wenzel et al. 2019) (se nedan). Sådana arter är ofta redan mycket vanliga, t ex mörk jordhumla och rödmurarbi.

Urbanisering som ett filter

Arters ekologiska egenskaper och livshistoria modifierar deras möjligheter att utnyttja och överleva i stadens gröna miljöer. Arter filtreras därmed bort, vilket leder till att det urbana pollinatörsamhället har delvis andra funktioner än i naturmiljöer eller jordbrukslandskap. Urbana pollinatörer är i större utsträckning sociala arter samt födo-generalister, dvs arter som kan nyttja ett stort antal värdväxter och livsmiljöer i en heterogen urban miljö (Hernandez 2009, Baldock et al. 2015, Martins et al. 2017, Wenzel et al. 2019). Vid hög andel hårdgjord mark missgynnas marklevande bi-arter, medan arter som bygger bon i befintliga håligheter påverkas mindre (Wenzel et al. 2019). Dock kan urbana ('semi-natural') gräsmarker utgöra tillflyktsorter för marklevande arter (Gathof et al. 2022).

Tidiga, vår-aktiva arter kan gynnas av att växtsäsongen startar tidigare i städer än i rurala miljöer, vilket har visats för migrerande blomflugor (Luder et al. 2018). Arter med sen fenologi eller de med möjlighet att ha två generationer på en säsong kan gynnas av städernas varmare klimat och förlängda blomningssäsong (Stelzer et al. 2010, Wray et al. 2014). Arter med dålig spridningsförmåga missgynnas då de har sämre möjligheter att utnyttja resurser i stadens heterogena miljöer, vilket kan leda till en högre andel av större arter i urbana miljöer (Merckx et al. 2018). Samtidigt innebär de ofta begränsade resurserna i små urbana livsmiljöer att stora arter (med stora resurskrav) har svårare att överleva (Gathof et al. 2022), och effekterna av kroppsstorlek är därför blandade och svåra att generalisera (Wenzel 2019).

Ytterligare en faktor är ljusföroreningar. Studier av fjärilar har visat att nattaktiva arter påverkas mer negativt av urbanisering än dagaktiva, vilket leder till större homogenisering av artsammansättningen för denna grupp (Merckx och Van Dyck 2019).

Även intra-specifika egenskaper kan påverkas av urbanisering. Studier har t ex funnit större individer av humlor (Theodorou et al. 2021) och storfjärilar (Merckx et al. 2018) i städer jämfört med omland, vilket antas bero på att ökad rörlighet är gynnsamt då resurser är fragmenterade och separerade i rummet. Om detta är en plastisk eller evolutionär respons är dock inte klarlagt.

Blomflugor och fjärilar missgynnas särskilt

Vissa grupper är särskilt känsliga för de förändringar av livsmiljöer som urbanisering medför. Blomflugor och fjärilar är generellt mer negativt påverkade än bin (Verboven et al. 2014, Persson et al. 2020, Theodorou et al. 2020). I Malmö med omnejd var t ex de arter av blomflugor som återfanns i städers trädgårdar bara en liten delmängd av de som fanns i trädgårdar på landsbygden (Persson et al. 2020). Anledningen är sannolikt att larvstadierna antingen är specialiserade växtätare på inhemska växter (fjärilar) eller lever som nedbrytare på dött organiskt material, bladlöss och små insektslarver, eller i vattensamlingar (blomflugor), livsmiljöer som är ovanliga i städers parker och trädgårdar. En studie visade att andelen blomflugorarter som är nedbrytare i larvstadiet (terrestra saprofager) var högre i urbana än rurala gräsmarker (Gathof et al. 2022), medan andra gröna miljöer är dåligt undersökta.

Konkurrens om mat kan missgynna vilda pollinatörer

Urban biodling är ett potentiellt hot då det ökar konkurrensen om begränsade födoresurser (Stevenson et al. 2020, Lindström och Smith 2022). En grov uppskattning anger att ett genomsnittligt honungsbin samhälle behöver mellan 1 och 10 hektar blommande marker (beroende på täthet av blommor och deras nektarproduktion), och denna mängd kan vara svår att tillgodose över hela aktivitetsperioden i urbana miljöer (Stevenson et al. 2020). Därför kan konkurrensförhållanden uppstå under delar av säsongen, dock beroende på i vilken utsträckning vilda pollinatörer och honungsbin överlappar i sin diet (val av blommande arter) (Casanelles-Abella et al. 2022, Weaver et al. 2022). Det saknas än så länge svenska rekommendationer för att minska risk för negativa effekter på vilda pollinatörer (Lindström och Smith 2022). Riktlinjer, eller förslag på sådana, i andra länder sträcker sig från en gräns på 3 bisamhällen per hektar (i gräsmarker) till att utifrån försiktighetsprincipen helt undvika att placera honungsbin i närheten av områden med oligolektiska (födo-specialiserade) vildbi-arter vars födoval helt överlappar med honungsbiets (sammanfattat av Lindström och Smith 2022). Att öka mängden blommande växter generellt för att öka tillgång på föda är också ett alternativ vilket gynnar både vilda och domesticerade pollinatörer (Casanelles-Abella et al. 2022).

Hur påverkas pollinering i urbana miljöer?

Graden av pollinering av insektspollinerade växtarter beror både på hur ofta de besöks av pollinatörer, i vilken utsträckning dessa pollinatörer tar med sig rätt pollen till blomman, samt hur väl insektens morfologi passar blommans form. Studier av interaktions-nätverk mellan insekter och blommande växter har visat att urbana pollinatörer är mer generalistiska (besöker fler olika växter) än pollinatörer i rurala och natur-miljöer (Baldock et al. 2015, Martins et al. 2017),

vilken kan leda till att mer hetero-specifikt pollen (pollen från en annan art) hamnar på pistillen och därmed hindra effektiv pollinering.

En studie från Tyskland visade dock på högre frekvens av blombesök från vildbin på experimentella växter i städer jämfört med i rurala miljöer, vilket också ledde till bättre pollinering (Theodorou et al. 2020). En annan studie visade på god pollinering och fruktsättning av tomat i stadsodlingsområden och att denna ökade med mängden blommande växter i närområdet (Potter och LeBuhn 2015). Studier som även analyserat hur graden av urbanisering påverkar pollinering har dock funnit att antalet blombesök/tid är lägre i den täta staden, men även här är mängden blommor lokalt alltid positiv för att öka frekvensen av blombesök (Burdine och McCluney 2019), och därmed teoretiskt även graden av pollinering. I Malmö visade en studie att frösättning av stor blåklocka var högre i villaområden och flerfamiljshus med öppna gårdar, jämfört med landsbygdsmiljö, medan den var betydligt lägre i den täta kvarterstaden (Dion 2019, opublicerad). Nivån av frösättning i olika typer av bostadsområden följde i princip artrikedomen av vildbin (Persson et al. 2020). Liksom för artrikedomen av bin, verkar alltså pollinering kunna öka vid måttlig urbanisering. Växtarter som främst pollineras av blomflugor, fjärilar eller specialiserade bin kan dock antas påverkas mer negativt av urbanisering, i likhet med sina pollinatörer. Man kan därför anta att växter som kan pollineras av polylektiska bin (så som många bär, frukt och grönsaker), och som växer i miljöer med goda förutsättningar för pollinatörer (koloniområden och villaträdgårdar med närhet till gräs- eller ruderatmarker) har tillräckligt god pollinering.

Möjligheter att gynna en mångfald av pollinatörer

Baserat på den kunskap om vilka faktorer som påverkar pollinatörer i urbana miljöer som presenterats ovan, samt sammanfattas av Baldock (2020), kan ett antal riktlinjer formuleras:

- Bibehåll grönyta och särskilt koloni-/odlingsområden när städer förtätas och expanderar. Det effektivaste sättet att gynna pollinatörer vore att göra om offentliga gräsmattor till koloniområden (enligt Baldock et al. 2019).
- Undvik att göra ”fin-park” av befintliga ruderatmarker och (’semi-natural’) gräsmarker.
- Öka kvalitén på grönytor genom att klippa mer sällan, så in (lokala) frön av främst inhemska växter och plantera blommande träd och buskar.
- Jobba för att ändra vår syn på vad som är ”stadsmässig grönska”, t ex genom att informera om betydelsen av åtgärder i form av sparade ruderatmarker och ”långgräs-parker”.
- Skapa större sammanhängande gröna miljöer – undvik små slutna gårdar och att grönområden helt byggs in och skärmas av från angränsande grönska eller stadsnära naturmiljöer.

- I den täta hårdgjorda staden kan artrika gröna tak och perenn-planteringar gynna de generalistiska arter som klarar dessa miljöer. Gröna tak gör sannolikt mer nytta för fler insektsarter på låga byggnader, varför så kallade 'biodiversitetstak' kan passa särskilt bra här.
- Öka kunskapsutbytet mellan praktik (planering, gestaltning, bevarande), beslutsfattande och forskning

Potentiella indikatorer för mångfald av pollinatörer

För att kunna ta fram möjliga indikatorer måste *syftet med bevarande* vara tydligt; Handlar det om ett bevarande i sig, dvs att skydda ovanliga/rödlistade arter, eller handlar det om att gynna pollinatörer för pollinering skull? Är det även viktigt att skapa platser att uppleva natur och artrikedom på? Är synergier med miljöer för klimatanpassning önskvärda? Dessa frågor måste klargöras innan indikatorer, både kvalitativa och kvantitativa sådana, på allvar kan diskuteras.

Biologisk mångfald i form av artrikedom och abundans gynnas generellt av större, mer naturliga (högre kvalitet), fler, och mer sammankopplade livsmiljöer (Ekroos et al. 2020). Detta gäller även i urbana miljöer (Beninde et al. 2015). Men att sätta siffror på hur stora, hur många och exakta avstånd är svårt, kanske omöjligt, då detta är både art-, kvalitet- och kontextberoende. Dessutom har endast ett litet fåtal studier analyserat data med målsättning att identifiera tröskelvärden för artmångfald eller abundans. En studie som faktiskt har gjort detta med avseende på pollinatörer (i Colorado, USA) konstaterades att naturliga gräsmarker som var större än 20 hektar gynnade en hög artrikedom av bin i urbana landskap (Hinnert et al. 2012). Under 20 hektar varierade artrikedomen kraftigt, och när ytan var mindre än 8 hektar hade artrikedomen i snitt halverats i jämförelse med kontrollområden utanför urbana miljöer. Liknande resultat har visats i en metaanalys där studier och resultat för många olika artgrupper analyseras gemensamt: artrikedom minskar drastiskt när ytan på grönområden/livsmiljöer understiger 27 hektar (Beninde et al. 2015). Detta kan ge en fingervisning om storleksordningen på de ytor som krävs och visar att det rör sig om relativt stora områden. Små områden kan fortfarande stödja redan vanliga arter som lätt förflyttar sig och anpassar sig till urbana miljöer, medan större områden krävs för att känsliga och specialiserade (och ofta ovanliga) arter ska kunna fortleva.

Strukturella indikatorer bör således kunna kopplas till:

- Mängd eller andel gynnsamma habitat, där habitatkvalité bedöms utifrån innehåll och skötselintensitet, och i förhållande till de arter eller artgrupper som man syftar till att gynna/bevara.
- Fysiska (byggda, 3D) barriärer i förhållande till grönstruktur och högkvalitativa livsmiljöer inom och utanför staden.

- Mängd/andel grönområden med ingen eller mycket begränsad belysning, för att även gynna nattaktiva arter (Lepidoptera).

Funktionella indikatorer:

Vad som bör mätas hänger tätt samman med *syftet med bevarande*. Artrikedom i sig är bara delvis användbart mått eftersom två lokaler, beroende på artsammansättningen, kan innehålla samma antal arter men ändå bidra olika mycket till bevarande. Att specifikt mäta förekomst av rödlistade eller ovanliga arter, alternativt välkända indikator-arter eller artgrupper (t ex dagfjärilar) kan vara en lösning på problemet, om syftet är att bevara sådana arter. Indikatorer där man även tar hänsyn till arters funktionella egenskaper (functional diversity), är ett möjligt komplement eller alternativ.

Referenser

- Aguilera G, Ekroos J, Persson AS, Pettersson LB, Öckinger E (2019) Intensive management reduces butterfly diversity over time in urban green spaces. *Urban Ecosystems* 22, 335-344.
- Ahrné K, Johansson N, Ljungberg H, Nordström S (2022) Blombesökande insekter – pollen och nektar som föda hos steklar, fjärilar, tvåvingar och skalbaggar. Uppsala: SLU Artdatabanken.
- Alison J, Alexander JM, Diaz Zeugin N, Dupont YL, Iseli E, Mann HMR, Høye TT (2022) Moths complement bumblebee pollination of red clover: a case for day-and-night insect surveillance. *Biology Letters* 18, 20220187.
- Andersson GKS, Boke-Olén N, Roger F, Ekroos J, Smith HG, Clough Y (2022) Landscape-scale diversity of plants, bumblebees and butterflies in mixed farm-forest landscapes of Northern Europe: Clear-cuts do not compensate for the negative effects of plantation forest cover. *Biological Conservation* 274, 109728.
- Aronson MFJ, Lepczyk CA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, MacIvor JS, Nilon CH, Vargo T (2017) Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 189-196.
- Baldock KCR (2020) Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Current Opinion in Insect Science* 38, 63-71.
- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Morse H, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Staniczenko PPA, Stone GN, Vaughan IP, Memmott J (2019) A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution* 3, 363-373.

- Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Stone GN, Vaughan IP, Memmott J (2015) Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B* 282.
- Banaszak-Cibicka W, Ratyńska H, Dylewski Ł (2016) Features of urban green space favourable for large and diverse bee populations (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Urban Forestry & Urban Greening* 20, 448-452.
- Banaszak-Cibicka W, Żmihorski M (2012) Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation* 16, 331-343.
- Banaszak-Cibicka W, Żmihorski M (2020) Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions. *Urban Ecosystems* 23, 713–722.
- Buchholz S, Gathof AK, Grossmann AJ, Kowarik I, Fischer LK (2020) Wild bees in urban grasslands: Urbanisation, functional diversity och species traits. *Landscape and Urban Planning* 196, 103731.
- Burdine JD, McCluney KE (2019) Interactive effects of urbanization and local habitat characteristics influence bee communities and flower visitation rates. *Ecology* 100, 715-723.
- Cappuccino N, Arnason JT (2006) Novel chemistry of invasive exotic plants. *Biol Lett* 2, 189-193.
- Casanelles-Abella J, Fontana S, Fournier B, Frey D, Moretti M (2022) Low resource availability drives feeding niche partitioning between wild bees and honeybees in a European city. *Ecological Applications* n/a:e2727.
- Dion E (2019) Effekten av urbanisering på frösättning av *Campanula persicifolia*. Lund University.
- Dylewski Ł, Maćkowiak 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.
- Ehnström B, Holmer M (2009) Sälj - Livets viktigaste frukost.
- Fenoglio MS, Rossetti MR, Videla M (2020) Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography* 29, 1412-1429.
- Fischer LK, Eichfeld J, Kowarik I, Buchholz S (2016) Disentangling urban habitat and matrix effects on wild bee species. *PeerJ* 4, e2729.

- Fortel LM, Guilbaud HL, Guirao AL, Kuhlmann M, Mouret H, Rollin O, Vaissiere BE (2014) Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. *PLoS ONE* 9, e104679.
- Gathof AK, Grossmann AJ, Herrmann J, Buchholz S (2022) Who can pass the urban filter? A multi-taxon approach to disentangle pollinator trait–environmental relationships. *Oecologia* 199, 165–179.
- Greenleaf S, Williams N, Winfree R, Kremen C (2007) Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153 (3), 589-596.
- Goulson D, Hughes W, Derwent L, Stout J (2002) Colony growth of the bumblebee, *Bombus terrestris*, in improved and conventional agricultural and suburban habitats. *Oecologia (Berlin)* 130, 267-273.
- Harrison T, Winfree R (2015) Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology* 29, 879-888.
- Hernandez JLF, Frankie GW, Thorp RW (2009) Ecology of Urban Bees: A Review of Current Knowledge och Directions for Future Study. *Cities och the Environment (CATE)* 2, Article 3.
- Johansson V, Koffman A, Hedblom A, Deboni G, Andersson P (2018) Estimates of accessible food resources for pollinators in urban landscapes should take landscape friction into account. *Ecosphere* 9, e02486.
- Kowarik I (2008) On the Role of Alien Species in Urban Flora and Vegetation. In Marzluff JM, Shulenberger E, Endlicher W, Alberti M, Bradley g, Ryan C, Simon U, ZumBrunnen C, (editors). *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer US, Boston, MA, 321-338.
- Kratschmer S, Kriechbaum M, Pachinger B (2018) Buzzing on top: Linking wild bee diversity, abundance and traits with green roof qualities. *Urban Ecosystems* 21, 429–446.
- Kuussaari M, Toivonen M, Heliölä J, Pöyry J, Mellado J, Ekroos J, Hyyryläinen V, Vähä-Piikkiö I, J. Tiainen J (2020) Butterfly species' responses to urbanization: differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems* 24, 515–527
- Lindström SAM, Smith HG (2022) Konkurrens mellan honungsbin och vilda bin - evidens, kunskapsluckor och möjliga åtgärder. Centrum för miljö- och klimatvetenskap, Lunds universitet.

- Luder K, Knop E, Menz MHM (2018) Contrasting responses in community structure and phenology of migratory and non-migratory pollinators to urbanization. *Diversity and Distributions* 24, 919-927.
- MacIvor JS (2016) Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Israel Journal of Ecology & Evolution* 62, 88-96.
- Martins KT, Gonzalez A, Lechowicz MJ (2017) Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems* 20, 1359-1371.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127:247-260.
- Merckx T, Kaiser A, Van Dyck H (2018) Increased body size along urbanization gradients at both community and intraspecific level in macro-moths. *Global Change Biology* 24, 3837-3848.
- Merckx T, Van Dyck 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.
- Ollerton J (2017) Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48, 353-376.
- Ollerton J, Winfree R, Tarrant S (2011) How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321-326.
- Persson AS, Ekroos J, Olsson P, Smith HG (2020). Wild bees and hoverflies respond differently to urbanisation, human population density and urban form. *Landscape and Urban Planning* 204, 103901.
- Persson AS, Mazier F, Smith HG (2018) When beggars are choosers—How nesting of a solitary bee is affected by temporal dynamics of pollen plants in the landscape. *Ecology and Evolution* 8, 5777-5791.
- Persson AS, Westman A, Smith TJ, Mayfield MM, Olsson P, Smith HG, Fuller R (2022) Backyard buzz: human population density modifies the value of vegetation cover for insect pollinators in a subtropical city. *Urban Ecosystems* 25, 1875-1890.
- Piano E, Souffreau C, Merckx T, Baardsen LF, Backeljau T, Bonte D, Brans KI, Cours M, Dahirel M, Debortoli N, Decaestecker E, De Wolf K, Engelen JMT, Fontaneto D, Gianuca AT, Govaert L, Hanashiro FTT, Higuti J, Lens L, Martens K, Matheve H, Matthysen E, Pinseel E, Sablon R, Schön I, Stoks R, Van Doninck K, Van Dyck H, Vanormelingen P, Van Wichelen J,

- Vyverman W, De Meester L, Hendrickx F (2020) Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology* 26, 1196-1211.
- Potter A, LeBuhn G (2015) Pollination service to urban agriculture in San Francisco, CA. *Urban Ecosystems* 18, 885-893.
- Rader RA, Bartomeus IB, Garibaldi LA, Garratt MPD, Howlett BG, Winfree RG, Cunningham SA, Mayfield MM, Arthur AD, Andersson GKS, Bommarco RM, Brittain CN, Carvalheiro LG, Chacoff NP, Entling MH, Foully BA, Freitas BM, u. Gemmill-Herren B, Ghazoul JV, Griffin SR, Gross CL, Herbertsson L, Herzog F, Hipolito J, Jaggar S, Jauker F, Klein A-M, D. Kleijn D, Krishnan S, Lemos CQ, Lindstroem SAM, Mandelik Y, Monteiro VM, Nelson W, Nilsson L, Pattemore DE, d. Pereira N, Pisanty G, Potts SG, Reemerf M, Rundloef M, Sheffield CS, Scheper J, Schuepp C, Smith HG, Stanley DA, Stout JC, Szentgyoergyi H, Taki H, Vergara CH, Viana BF, Woyciechowski M (2016) Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 113, 146-151.
- Rahbek Pedersen T, Forsgren E, Henriksson J, Herbertsson L, Karlsson I, de Miranda JR, Sahlin U, Smith HG, Aiéro M, Blomqvist S, Dudaniec R, Granberg F, Hjort C, Lindström SAM, Olsson O, Olsson P, Rundlöf M, Winter C, Yourstone J. (2020) Biologiska hot mot humlor. Jordbruksverket, Sverige, Rapport 2020:14, s. 1–140.
- Samuelson AE, Gill RJ, Brown MJF, Leadbeater E (2018) Lower bumblebee colony reproductive success in agricultural compared with urban environments. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, 20180807.
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232, 8-27.
- Saure C (1996) Urban habitats for bees: the example of the city of Berlin. In Andrew M, editor. *Conservation of bees*. Acad. Press, s. 47-54.
- Sedivy C, Dorn S, Widmer A, Müller A (2013) Host range evolution in a selected group of osmiine bees (Hymenoptera: Megachilidae): the Boraginaceae-Fabaceae paradox. *Biological Journal of the Linnean Society* 108, 35-54.
- Sedivy C, Müller A, Dorn S (2011) Closely related pollen generalist bees differ in their ability to develop on the same pollen diet: evidence for physiological adaptations to digest pollen. *Functional Ecology* 25, 718-725.

- Sexton AN, Benton S, Browning AC, Emery SM (2021) Reproductive patterns of solitary cavity-nesting bees responsive to both local and landscape factors. *Urban Ecosystems* 24, 1271–1280.
- Söber V, Leps M, Kaasik A, Mänd M, Teder T (2020) Forest proximity supports bumblebee species richness and abundance in hemi-boreal agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 298, 106961.
- Somme L, Moquet L, Quinet M, Vanderplanck M, Michez D, Lognay G, Jacquemart A-L (2016) Food in a row: urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. *Urban Ecosystems* 19, 1149-1161.
- Stelzer RJ, Chittka L, Carlton M, Ings TC (2010) Winter Active Bumblebees (*Bombus terrestris*) Achieve High Foraging Rates in Urban Britain. *PLoS ONE* 5, e9559.
- Stevenson PC, Bidartondo MI, Blackhall-Miles R, Cavagnaro TR, Cooper A, Geslin B, Koch H, Lee MA, Moat J, O’Hanlon R, Sjöman H, Sofo A, Stara K, Suz LM (2020) The state of the world’s urban ecosystems: What can we learn from trees, fungi, and bees? *PLANTS, PEOPLE, PLANET* 2, 482-498.
- Theodorou P, Baltz LM, Paxton RJ, Soro A (2021) Urbanization is associated with shifts in bumblebee body size, with cascading effects on pollination. *Evolutionary Applications* 14, 53-68.
- Theodorou P, Radzevičiūtė R, Lentendu G, Kahnt B, Husemann M, Bleidorn C, Settele J, Schweiger O, Grosse I, Wubet T, Murray TE, Paxton RJ (2020) Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications* 11, 576.
- Twerd L, Banaszak-Cibicka W (2019) Wastelands: their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas. *Journal of Insect Conservation* 23, 573-588.
- Wagner DL (2020) Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65, 457-480.
- Weaver JR, Ascher JS, Mallinger RE (2022) Effects of short-term managed honey bee deployment in a native ecosystem on wild bee foraging and plant–pollinator networks. *Insect Conservation and Diversity* 15, 634-644.
- Wenzel A, Grass I, Belavadi VV, Tschardt T (2019) How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation* 241, 108321.

- Verboven HAF, Uyttenbroeck R, Brys R, Hermy M (2014) Different responses of bees and hoverflies to land use in an urban-rural gradient show the importance of the nature of the rural land use. *Landscape and Urban Planning* 126, 31-41.
- Williams NSG, Lundholm J, MacIvor JS (2014) Do green roofs help urban biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology* 51, 1643–1649.
- Wood TJV, Vanderplanck M, Vastrade M, Vaudo AD, Michez D (2021) Trees for bees: could woody plant pollen be used as a consistent resource in bee-focused agri-environment schemes? *Entomologia Generalis* 42, 361-374.
- Wray JC, Neame LA, Elle E (2014) Floral resources, body size, and surrounding landscape influence bee community assemblages in oak-savannah fragments. *Ecological Entomology* 39, 83-93.
- Öckinger E, Dannestam A, Smith HG (2009) The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning* 93, 31-37.



Figur 4: Lövskog och gamla träd i Malmö. (Foto: Christine Haaland)

3. Skogen i staden – Grön infrastruktur i städer för fåglar och människor

MARCUS HEDBLOM & BENGT GUNNARSSON

Introduktion

Grön infrastruktur (GI) har en avgörande betydelse för ett långsiktigt bevarande och en levande dynamik av biodiversitet i svenska städer och tätorter. Genom att utveckla en långsiktig strategi för GI är det möjligt att ge stöd för de gröna frågorna i den kommunala planeringen. Det är också en viktig uppgift att på olika sätt handleda kommunerna i detta arbete. Att peka ut vissa organismgrupper kan t.ex. vara ett stöd för arbete med GI.

En av de globalt sett mest studerade och uppmärksammade organismgrupperna i urbana områden är fåglar. Det finns flera anledningar till detta. Fåglar är bland annat närvarande i de flesta stadsmiljöer, de kan påverka sin närmiljö i varierande grad, de finner sin föda i många typer av urbana miljöer, de är förhållandevis lätta att studera, och inte minst uppmärksammas de av stadens människor på flera sätt och ofta i positiv bemärkelse, även om det finns undantag så som måsfåglar och vissa kråkfåglar. Fåglar har föreslagits fungera som indikatorer för förändringar av mängd grönstruktur och kvalitet av grönstruktur i städer (Sandström et al. 2006; Herrando et al. 2017). Det finns dock ingen nationell systematisk inventering av fåglar i städer.

Grön infrastruktur kan bestå av många olika typer av habitat. Stadsskogar i svenska städer är av speciellt intresse eftersom det finns relativt mycket kvar av dessa sett i ett urbant globalt perspektiv. Dess skogar har också kanske de högsta potentiella värdena för biologisk mångfald i städer. I Sverige så täcks de urbana ytorna i genomsnitt av 20 % skogar (Nielsen et al. 2017). Drygt 50 % av det som räknas som ”grönt” i städer är stadsskogar (SCB 2019). Det är dock en stor variation i förekomst av skog i städerna beroende på var i Sverige dessa är placerade (Nielsen et al. 2017). Mängden skog i städer är starkt korrelerat till mängd skog i landskapet omkring städer, alltså har en stad omgiven av jordbruksmark lägre andel skog inuti städerna (t.ex. Malmö), en stad som är omgiven av hälften skog hälften jordbruk lite mer skog i städerna (t.ex. Uppsala) och en stad med mycket skog omkring mest skog i staden (t.ex. Borås; Nielsen et al. 2017). Hälften av dessa skogar är små, mindre än två hektar (Nielsen et al. 2017). Troligtvis har dessa små skogar ett mindre skydd formellt sett än större skogar (Nielsen et al. 2017) men ändå utgör de en viktig länk som så kallade stepping stones mellan större skogar. Stepping stones kan beskrivas som

språngbräddor eller återhämtningsplatser mellan två större habitat. Intressant att notera är att skogarna 200-2000 meter från kanten av våra svenska städer har större täckningsgrad i landskapet än övriga skogar i landskapet längre bort (Nielsen et al. 2017). Detta har troligtvis att göra med att de skogar som finns nära staden inte i lika hög utsträckning som övriga skogslandskapet i Sverige är utsatta för skogsproduktion. Skogen nära städer är då troligtvis mer sammanhängande än övriga skogar och har troligtvis färre kalhyggen (trakthyggesbruk). Mindre krav på produktion återspeglas också i kvaliteterna av skogarna. De yttre 25 % av arealen i svenska städer söder om Dalälven samt 200 - 2000 meter runt städer, har högre andel död ved än de övriga skogarna i södra Sverige (Hedblom & Söderström 2008). Mängd död ved är en viktig indikator på biologisk mångfald (Kunttu et al 2015) och en av EEA:s indikatorer (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/forest-deadwood-1>) samt en indikator i miljömålet levande skogar ”areal produktiv skogsmark med död ved...”. Men liknande som för fåglar finns det ingen systematisk miljöövervakning av kvaliteten av vegetationen i städer över tid i Sverige, vilket gör att förändringar över tid är svåra att följa.

Urbana skogar definieras i denna rapport som skogar vilka är strukturellt likvärdiga med naturliga skogsbestånd där fältskiktet inte förvaltas som i en park (Lehvävirta & Rita 2002). Mindre urbana skogar (urban forest patches) kan beskrivas som att de innehåller spontant regenererande och självorganiserande (self-organizing) skogsvegetation, och utesluter därmed gatuträd (Johnson et al. 2021) men inkluderar inte heller park.



Figur 5: Vänster: Stadsskogen i Uppsala illustrerar hur skogen är flerskiktad med örtskikt, buskskikt och träd med blandning av löv och barrträd. I stadsskogen finns tallar som är över 150 år och både lågor och högstubbar finns (liggande och stående död ved) samt stigar för rekreation. Höger: Produktionsskog av tall med enskiktad likåldriga tallar. (Foto: Marcus Hedblom).

Fåglar i urbana och peri-urbana skogar

Flera studier tyder på att vissa europeiska arter med skog som huvudsaklig livsmiljö har en god förmåga att etablera livskraftiga populationer i urbana

skogsmiljöer (Croci et al. 2008; Hedblom & Söderström 2010; Aronson et al. 2014; Dale 2018; Fraissinet et al. 2022; Sidemo-Holm et al. 2022). En nyligen publicerad meta-analys av urbana europeiska fåglar visar generellt att arter med någon av följande egenskaper tycks ha svårigheter att bli framgångsrika i urbana miljöer: (a) häckar i öppna miljöer, t ex ängsmark, (b) söker föda på marken, eller (c) är huvudsakligen frätare (Lakatos et al. 2022). En jämförande studie av brittiska urbana och rurala fågelpopulationer visar att arter som inte häckar nära eller på marken, samt arter som inkluderar växtmaterial i dieten gynnas i urbana miljöer (Evans et al. 2011). Fåglars egenskaper och ekologiska krav ("functional traits") är således avgörande för sannolikheten att långsiktigt etablera populationer i urbana skogar.

För att utforma planer och program för urbana fågelpopulationer krävs detaljerade kunskaper. Lyckligtvis finns det ett antal svenska studier som ger basdata om fågelpopulationer. Fågelfaunan i svenska stads- och peri-urbana skogar har undersökts i 34 städer (belägna i nemoral och hemi-boreal zon, S om 61° N) och totalt 474 skogar (Hedblom & Söderström 2010). Inventeringar skedde i skogar större än 1 ha längs en urban-rural gradient bestående av stad – stadsgräns – peri-urbant landskap (0,2 – 6 km från city). Generellt fanns det en större population av arter som häckade i träd och håligheter i urbana skogar samt omnivorer, jämfört med peri-urbana skogar. I de urbana skogarna var dock populationerna mindre av arter som häckade på marken eller i buskar samt herbivorer, än i de peri-urbana skogarna. Dessutom var lövskogsarter vanligare i urbana skogar och i peri-urbana skogar var barrskogsarter mer vanliga. Det sistnämnda kan vara relaterat till att mindre skogar i städer (som utgör minst hälften; Nielsen et al. 2017) har högre andel lövskog än liknande skogar utanför städerna (Hedblom & Söderström 2010).

I en ny analys av inventeringsdata från 32 städer med 459 skogar från studien ovan (Hedblom & Söderström 2010) undersöktes bland annat betydelsen av urbanisering för artrikedom och artsammansättning (Sidemo-Holm et al. 2022). I korthet kan man sammanfatta att urbaniseringen hade en negativ inverkan på fågelsamhällets diversitet för både skogslevande arter och rödlistade arter (gäller alfa-, beta- och gamma-diversitet). På regional nivå (alla 32 städerna) orsakades skillnader i artsammansättning mellan olika urbaniseringsgrader genom att arter förlorades utan att bli ersatta av andra arter. På lokal nivå (varje stad individuellt) orsakades däremot skillnader huvudsakligen genom så kallad artomsättning, alltså arter som försvann byttes ut mot andra arter. Detta innebär att skogar med "hög kvalitet" (till exempel med förekomst av död ved) behövs i hela gradienten (stad – stadsgräns – peri-urban) för att bibehålla maximal diversitet i det lokala fågelsamhället. Då det gäller artantal generellt sett visar undersökningen att skogar med "hög kvalitet" inne i staden har 25 % lägre artantal jämfört med likartad skog utanför staden. För hotade och rödlistade arter var motsvarande andel 50 %.

Sammanfattningsvis för sydsvenska städer (söder om Dalälven) gäller att fågelfaunan i stadsskogar av hög kvalitet inte kan hålla lika många arter som skogarna utanför staden. För att behålla hög diversitet lokalt i en stad krävs skogar med hög kvalitet längs hela urbaniseringsgradienten.

Potentiella tröskelvärden

Det är troligt att det finns tröskelvärden på mängden habitat och skog i städer på landskapsnivå som påverkar fågelförekomsten. Ett tröskelvärde kan beskrivas som när t.ex. minskning av skogar och ökad isolering når en viss gräns där effekten av habitatminskningen leder till att fågelpopulationer minskar mycket snabbare än vad som tidigare skett (Andrén 1994). Denna tröskel ligger teoretiskt någonstans mellan 10-30 % av återstående habitat för fåglar och däggdjur (ibid). Mängden skog i svenska städer ligger inom ramen för detta teoretiska intervall (skogar täcker 2.1% till 52.6% av städernas ytor med en medeltäckningsgrad av 20%; Nielsen et al. 2017). I teorin kan det då räcka att om en enskild skog avverkas så kan det få stora följder för hela populationer av fåglar. Jokimäki & Suhonen (1993) visade att det finns liknande tröskelvärden i urbana miljöer i en studie i Finland där artrikedomen minskade i långsamt i låg urbaniseringsgrad men minskade drastiskt vid hög urbanisering. Mörtberg (2001) fann att alla arter från släktet *Parus* visade hög förekomst i skogsfragment i Stockholm men fanns inte representerade i fragment mindre än 10-30 hektar. Det indikerade att habitat som teoretiskt hade lämpliga kvaliteter lämnades utan att någon fågel häckade där. I studien med skogar i 32 städer (Hedblom & Söderström 2010) visade resultaten att förekomsten av rödhake, större hackspett, nötväcka och grönsiska hörde samman (korrelerade) med mängden täckningsgraden av skog, fast bara i städer som låg i jordbrukslandskapet och inte i städer i skogslandskapet. Detta kan indikera att det finns tröskelvärden som är kopplade till fragmentering när det gäller andelen stadsskogar. I jordbrukslandskapet kan således de peri-urbana skogsmarkerna varit för knappa för att fungera som en källa för fågelinvandrare till stadsskogar (Snep et al. 2006).

Gröna korridorer och skötseffekter

En metod för att effektivisera urban GI är så kallade gröna korridorer. Dessa kan ha varierande effekt på olika fågelarter. Studier i Tokyo av korridorer med träd och varierande täthet av undervegetation visade att de strukturella aspekterna var betydelsefulla (Matsuba et al. 2016). Arter som hade lägre tolerans mot urbanisering ("urban avoiders") var känsligare för korridorer med sämre utvecklat buskskikt, jämfört med arter som hade högre tolerans ("urban adapters"). Förekomst av undervegetation i urbana skogar kan således vara en viktig kvalitetsfaktor. I en fransk studie undersöktes ekologiska korridorer med hjälp av LCP-modellen ("least-cost path"; Balbi et al. 2020). Från en digital karta på städerna Lens och Rennes i Frankrike sattes poäng på olika gröna habitat och byggnader och skapades ett motståndsvärde på för varje pixel på kartan. Utifrån

inventering av de mest favoriserade habitaterna av åtta skogslevande tättingar visade det sig vara skogshabitat större än 1 hektar. Därefter gick det att ta fram kartor med stort motstånd (LCC) i landskapet och litet motstånd i landskapet (LCP). Sedan testades den teoretiska kartan i verkligheten genom att spela upp fågelsånger för arterna och undersöka 1) hur långt fåglarna rörde sig i respektive miljö (LCP eller LCC) samt 2) hur lång tid det tog för fåglar att uppfatta den uppspelade sången (response time). Resultatet visade att LCP fungerade väl då fåglarna hade hög benägenhet att röra sig i korridor samt med hög hastighet. *Den strukturella variationen, till exempel förekomst av undervegetation, i urbana och tätortsnära skogar kan alltså vara en kvalitetsfaktor som påverkar fågelsamhället.*

Betydelsen av undervegetation för fågelsamhället är speciellt relevant i urbana skogar. Till exempel, i sydsvenska urbana skogar som ibland mer eller mindre "rensas" från undervegetation i form av buskar, som hassel, brakved, hägg, och mindre träd. Detta sker huvudsakligen i skogar som är avsedda för rekreatiösa ändamål genom regelbunden röjning. Fri sikt under trädskiktet uppskattas av besökare men många önskar även en blandning av täta och mer öppna skogsmiljöer (Heyman et al. 2011a). Betydelsen av undervegetation för fåglar (tättingar) i sydsvenska tätortsnära ekskogar har undersökts i ett 3-årigt fältexperiment i utkanten av tre städer (Alingsås, Borås, Skövde; Heyman 2010). I samtliga ytor (storlek 3 till 5,5 ha) inventerades häckande fågel före och efter röjning. Den totala tätheten av skogshäckande fåglar minskade i ytor med fullständig röjning jämfört med ytor med 50 % röjning. Däremot hade 50 % röjning ingen effekt på tätheten häckande fågel jämfört med kontrollytorna. Ingen effekt av röjning på fågeldiversiteten (Simpson index 1/D) kunde beläggas. *Slutsatsen är att 50 % röjning av undervegetation i rutmönster (ca 50 x 50 m röjning omväxlande med icke-röjt) inte påverkar tätheten av häckande fågel i sydsvenska tätortsnära ekskogar. Detta öppnar möjligheter för skötsel som tillgodoser rekreation i urbana skogar med bibehållen täthet och diversitet av skogslevande tättingar.* En populärvetenskaplig presentation av resultaten ges i Heyman et al. (2011b).

Ekosystemtjänster och fåglar i urbana miljöer

De urbana och peri-urbana skogarna i svenska städer är till stor del avsedda för rekreatiösa ändamål, som är en del av naturens ekosystemtjänster. Dessa tjänster inkluderar, till exempel, kontroll av insektspopulationer, fröspridning, ekosystempåverkan (som att skapa boplatser för andra arter) samt olika typer av "kulturella" tjänster som exempelvis rekreationseffekter (Wenny et al. 2011).

En förbisedd ekosystemtjänst handlar om fåglars påverkan på leddjurspopulationer i skogsmiljöer, inklusive urbana skogar. Studier utförda i södra Sverige visar att fågelpredation i både park- och urban skogsmiljö reducerar insektspopulationer avsevärt. I fältexperiment reducerades, till exempel,

populationerna av fjärilslarver, skalbaggar och tvestjärter i björk kraftigt av fågelpredation (Gunnarsson & Hake 1999). Likaså påverkar fågelpredation både abundans och biomassa av leddjur i buskar i peri-urbana skogar. För tvestjärter var, till exempel, biomassan 10 gånger högre i buskar utan fågelpredation (Gunnarsson et al. 2009). I ett annat fältexperiment skattades fågelpredation på fjärilslarver i ek till 5.7% per dag i urbana och peri-urbana skogar i juni (Gunnarsson et al 2018). Att vegetation, exempelvis olika trädarter, generellt påverkas positivt av fågelpredation på växtätande leddjur visas tydligt i internationell forskning (Mooney et al. 2010; Mäntylä et al. 2011). *Slutsatsen är att fågelpredation har en kraftig negativ påverkan på leddjur, bland annat växtätare, i träd och buskskikt vilket gynnar vegetationen.*

Till de ekosystemtjänster som används mest frekvent av stadsinvånare hör rekreation i skog och mark. I Sverige bor över 85 % av befolkningen i städer och 57 % av allt friluftsliv sker i urbana och peri-urbana områden som endast täcker ca 5 % av Sveriges yta (Lehto et al. 2022). Dessutom sker 44 % av rekreationen i skogsmiljöer, vilket överensstämmer väl med den tillgängliga ytan i urbana rekreativmiljöer. En enkätstudie i Göteborg visade att i genomsnitt uppskattades områden med mer ”naturlig” skogsmiljö i högre utsträckning än starkt påverkade parkliknande områden (Ode Sang et al. 2016). Dessutom rankades områdets egenskaper så som ”naturligt”, ”artrik”, ”vacker”, högre av äldre personer i jämförelse med yngre invånare. Samma enkätdata visade även att personer som såg sig själva som starkt naturorienterade upplevde hög biodiversitet som mer tilltalande än svagt naturorienterade personer (Gunnarsson et al. 2017). *Dessa studier tyder på att en stor andel av de personer som besöker rekreationsskogar uppskattar en ”naturlig” miljö.*

Under senare år har mycket uppmärksamhet riktats mot fåglars betydelse för medvetna och omedvetna upplevelser av natur. Speciellt de effekter som är kopplade till välbefinnande har uppmärksamats internationellt (Cameron et al 2020; Methorst et al. 2021). Dessutom bidrar förekomsten av fåglar i urbana skogar till en allmän positiv hälsoeffekt (Hedblom et al. 2017a). Den internationella vetenskapliga litteraturen ger ett omfattande stöd för direkta och indirekta kopplingar mellan mänskligt välbefinnande och förekomst av artrika fågelpopulationer.

Ett exempel på en direkt effekt är att fågelsång från vissa tättingar påverkar positivt människors förmåga till psykologisk återhämtning efter stress (Ratcliffe et al. 2013). Preferensstudier utförda med hjälp av studenter vid Chalmers och Lärarhögskolan i Göteborg visar också att en stor majoritet (86%) upplever fågelsång från olika tättingar som positiv (Hedblom et al. 2014). Det fanns skillnader i hur positivt fåglarna uppfattades: lägst rankades tjatter av gråsparv, medel rankades sång av lövsångare, högst rankades artrik, varierad sång av sju arter (lövsångare, talgoxe, blåmes, bofink, rödhake, koltrast, större hackspett). Ett intressant resultat var att artrik fågelsång höjde upplevelsen (ranking) av urbana

miljöer i anslutning till 3-våningshus med mer eller mindre grönska i omgivningen. *Fågelsång tycks alltså positivt förhöja upplevelsen av urbana bostadsmiljöer.*

De indirekta effekterna av fåglar på urbana miljöer består av medvetna och omedvetna reaktioner. I enkätstudien i Göteborg uppfattade personer som var starkt naturorienterade naturljud och fågelsång som mer tilltalande än personer med lägre naturorientering (Gunnarsson et al. 2017). Generellt sett så uppfattades även fågelsång som mer tilltalande i områden med hög biodiversitet jämfört med studieytor med medel eller låg biodiversitet. Dessutom var fågelsång mer uppskattad i mer naturlika miljöer än i mer parkliknande områden (Hedblom et al. 2017b). Detta innebär att visuella upplevelser kopplades till ljudmiljön. Även sång från flera fågelarter uppskattades mer i naturlika miljöer än i parklika omgivningar, samt mer av kvinnor och äldre personer än av män och yngre (Hedblom et al. 2017b). *Fågelsång är alltså en integrerad del av en positiv upplevelse av "naturliga" skogliga miljöer.*

Många internationella studier visar även på betydelsen av hög diversitet i fågelsamhället. I en studie användes så kallade ekonometriska modeller för att utvärdera betydelsen av artrikedom för allmänt välbefinnande i de europeiska länderna. Undersökningen visade på ett positivt samband mellan artrikedom hos fåglar och hur nöjd man var med sitt liv ("life-satisfaction"), och sambandet var ungefär lika starkt som motsvarande samband för inkomst (Methorst et al. 2021). Det är naturligtvis omöjligt att dra långtgående slutsatser av detta resultat, det kan till exempel bero på samvariation mellan inkomst och bra boendemiljö där det också finns bra miljöer för fåglar. Men flera andra undersökningar pekar också i samma riktning, till exempel i Storbritannien (Fuller et al. 2007; Cameron et al. 2020). *Sammantaget tyder resultaten på att miljöer som har hög diversitet av fåglar uppskattas och korrelerar positivt med mänskligt välbefinnande.*

Fåglar som indikatorer

Det finns många skäl för att använda fåglar som indikatorer på funktionell GI i stadsmiljöer. Detta gäller naturligtvis för rödlistade arter, men även för de arter som utför talrika ekosystemtjänster i "det tysta". Fåglar reagerar ofta snabbt på förändrade faktorer i miljön och har i ett stort antal studier använts och föreslagits vara en indikator för miljöförändringar (Koskimies 1989; Gregory et al. 2003, 2005; Venier & Pearce 2004; Mekonen 2017). I Europa står fåglar för nästan 40 % av alla arter i övervakningssystemen (EuMon 2015). Det finns flera förslag på hur man kan använda fågelarter som indikator för grön infrastruktur (se Herrando et al. 2017 för ett förslag kring grön infrastruktur samt komplexiteten av biodiversitet). Fågelförekomst i städer är starkt kopplad till kvantitet och kvalitet av biologisk mångfald. Till exempel visar studier på att fågelförekomst i städer också korrelerar till andra organismgrupper som fjärilar (Blair et al. 1999). I Sverige är förekomst av fåglar i städer relativt lite studerat och det finns inga

systematiskt förekommande inventeringar av fåglar eller fågelarter på nationell nivå kopplat till städer över tid. Därför är det svårt att utvärdera hur den biologiska mångfalden av fåglar i städer i ett svenskt perspektiv varierat över tid eller hur den kopplar till grönstrukturen (men se Mörtberg & Wallentinus 2000; Mörtberg 2001; Sandström et al. 2006; Hedblom & Söderström 2010, Heyman 2010; Sidemo-Holm et al. 2022). I en rapport till Naturvårdsverket (Hedblom 2011 et al.) utvärderades huruvida data i Svensk fågeltaxering var tillräckligt för att kunna använda fåglar som potentiella indikatorer. Det visade sig dock att inga av rutterna som står för inventeringen (inventeringsrutor) fanns inom tätortsgränsen. Dock fanns det relativt gott om inventeringsrutter utanför städerna, den tätortsnära naturen. Fåglar kan om man tar blodprover på dem också indikera hur mycket miljögifter det finns i städer (Kekkonen 2017).

I ett svenskt forskningsprojekt om ekosystemtjänster av urban grönska användes artrikedomen av sångfåglar (tättingar förutom kråkfåglar) i formen Simpson index ($1/D$) som del av indikator för ”kulturella ekosystemtjänster”, speciellt estetisk uppskattning av miljöer (Andersson-Sköld et al. 2018a). En populärvetenskaplig sammanfattning och manual finns att hämta på Internet (Andersson-Sköld et al. 2018b). *Förmodligen finns det anledning att närmare undersöka och utreda möjligheterna att använda, till exempel, artdiversitet hos vissa fågelgrupper som indikator både på miljöer rika på biodiversitet och som främjar mänskligt välbefinnande.*

Vägar framåt

Något som är unikt för flera av Sveriges städer är att de har kvar långa gröna korridorer i städerna. Ibland kallas dessa för kilar och är relativt unikt för Norden då t.ex. Köpenhamn arbetar med ”gröna fingrar” och i Helsingfors finns det långsträckta Nationalstadsparken. I England används istället gröna bälten runt städer. Dessa bälten begränsar visserligen expansionen av städerna utåt men städerna fortsätter istället växa bortanför bältet. I Hedblom et al. (2017c) argumenterar författarna för att långsträckta korridorer är bra då staden blir sammanhängande med omkringliggande landskap trots att städerna växer utåt, alltså en sammanhängande konnektivitet mellan stad och land. Långsträckta korridorer i Sverige har ibland ett informellt skydd och det vore värt att vidare studera dessa korridorers betydelse för fågelpopulationer i städer. Vidare finns det data från Svensk riksskogstaxering på SLU som delvis skulle kunna bidra till ett underlag på kvaliteten av de peri-urbana skogarna såväl som delvis kvaliteten av skogarna i städer över tid och i jämförelse med övriga skogar (Skogsdata 2009). Det finns också en del grå litteratur (t.ex. rapporter som inte är vetenskapliga) kring skogar i städer och fåglar som t.ex. examensarbeten (Liu 2020) samt enskilda kommuners inventeringar. *Det råder ingen tvekan om att fåglar är en fungerande indikator för kvalitet och kvantitet av stadens gröna infrastruktur. Ett mindre antal studier visar att fåglar kan verka som en indikator för människors välmående genom sin förekomst samt fågelsång. En väg framåt är att se till att*

systematiska inventeringar av fåglar sker på nationell skala. En första möjlighet är att återinventera de urbana skogar som inventerades 2004 (Hedblom & Söderström 2008; Hedblom & Söderström 2010, Sidemo-Holm et al. 2022) för att utvärdera förändringar av de urbana skogarna över tid. I ett mer långsiktigt perspektiv vore det lovvärt att utöka Svenska häckfågelstaxeringen till att omfatta städer alternativt finansiera en ny övervakning av fåglar i städernas alla grönytor.

Referenser

- Andersson-Sköld Y, Klingberg J, Gunnarsson B, Cullinane K, Gustafsson I, Hedblom M, Knez I, Lindberg F, Ode Sang Å, Pleijel H, Thorsson P, Thorsson S (2018a) A framework for assessing urban greenery's effects and valuing its ecosystem services. *Journal of Environmental Management* 205, 274-285.
- Andersson-Sköld Y, Klingberg J, Gunnarsson B, Thorsson S (2018b) Metod för bedömning och värdering av ekosystemtjänster i staden (VEKST). Handbok version 1.0. Rapport Department of Earth Sciences, University of Gothenburg 2018 C-123.
- Andrén H (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *OIKOS* 71, 355-366.
- Aronson MF, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA, Warren PS, Williams NSG, Cilliers S, Clarkson B, Dobbs C, Dolan R, Hedblom M, Klotz S, Louwe Kooijmans J, Kühn I, MacGregor-Fors I, McDonnell M, Mörtberg U, Pysek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P, Winter M (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B*. 281, 20133330.
- Balbi M, Croci S, Petit EJ, Butet A, Georges R, Madec L, Caudal J-P, Ernoult A (2020) Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities. *Journal of Applied Ecology* 58, 632-643. DOI: 10.1111/1365-2664.13800
- Blair RB (1999) Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9, 164-170.
- Cameron G, Brindly P, Mears M, McEwan K, Ferguson F, Sheffield D, Jorgesen A, Riley J, Goodrick J, Ballard L, Richardson M (2020) Where the wild things are! Do urban green spaces with greater avian diversity promote more positive emotions in humans? *Urban Ecosystems* 23, 301-317.

- Croci S, Butet A, Georges A, Aguejedad R, Clergeau P (2008) Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23, 1171-1186.
- Dale S (2018) Urban bird community composition influenced by size of urban green spaces, presence of native forest, and urbanization. *Urban Ecosystems* 21, 1-14.
- EuMon (2015) EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of community interest. <http://eumon.ckff.si/> Accessed 4 Feb 2015.
- Evans KL, Chamberlain DE, Hatchwell BJ, Gregory RD, Gaston KJ (2011) What makes an urban bird? *Global Change Biology* 17, 32-44.
- Fraissinet M, Ancillotto L, Migliozzi A, Capasso S, Bosso L, Chamberlain DE, Russo D (2022) Responses of avian assemblages to spatiotemporal landscape dynamics in urban ecosystems. *Landscape Ecology DOI* 10.1007/s10980-022-01550-5
- Fuller RA, Irvine KN, Devine-Wright P, Warren PH, Gaston KJ (2007) Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3, 390-394.
- Gregory RD, Noble D, Field R, Marchant JH, Raven M, Gibbons DW (2003) Using birds as indicators of biodiversity. *Ornis Hungarica* 12-13, 11-24.
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Gmelig Meyling AW, Noble DG, Foppen RPB, Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 360, 269-288.
- Gunnarsson B & Hake M (1999) Bird predation affects canopy-living arthropods in city parks. *Canadian Journal of Zoology* 77, 1419-1428.
- Gunnarsson B, Heyman E, Vowles T (2009) Bird predation effects on bush canopy arthropods in suburban forests. *Forest Ecology and Management* 257, 619-627.
- Gunnarsson B, Knez I, Hedblom M, Ode Sang Å (2017) Effects of biodiversity and environment-related attitude on perception of urban green space. *Urban Ecosystems* 20, 37-49.
- Gunnarsson B, Wallin J, Klingberg J (2018) Predation by avian insectivores on caterpillars is linked to leaf damage on oak. *Oecologia* 188, 733-741.
- Hedblom M & Söderström B (2008) Woodlands across Swedish urban gradients: status, structure and management implications. *Landscape and Urban Planning* 84, 62-73.

- Hedblom M & Söderström B (2010) Importance of urban and peri-urban woodlands for the avi-fauna in urban forest fragments: an analyses of 34 Swedish cities. *Journal of Biogeography* 37, 1302-1316.
- Hedblom M, Caruso S, Green M, Ode Å (2011) Övervakning av kvalitativa data i tätorters grönytor– upplevelsevärden, indikator arter och biologisk mångfald. Rapport 6411. Naturvårdsverket. ISBN: 978-91-620-6411-2. English summary. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1616500&dswid=-8338>
- Hedblom M, Heyman E, Antonsson H, Gunnarsson B (2014) Bird song diversity influences young people's appreciation of urban landscapes. *Urban Forestry & Urban Greening* 13, 469-474
- Hedblom M, Knez I, Gunnarsson B (2017a) Bird diversity improves the well-being of city residents. I *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*, Murgui E & Hedblom M (editors), Springer Verlag, s. 287-306.
- Hedblom M, Knez I, Ode Sang Å, Gunnarsson B (2017b) Evaluation of natural sounds in urban greenery: potential impact for urban nature preservation. *Royal Society Open Science* 4, 170037.
- Hedblom M, Andersson E, Borgström S (2017 c) Flexible land-use and undefined governance: From threats to potentials in peri-urban landscape planning. *Land Use Policy* 63, 523–527.
- Herrando S, Brotons L, Anton M, Franch M, Quesada J, Ferrer X (2017) Indicators of the Effects of the Urban Greening on Birds: The Case of Barcelona. Chapter 22. I *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*, Murgui E & Hedblom M (editors), Springer Verlag, s. 449-463.
- Heyman E (2010) Clearance of understory in urban woodlands: Assessing impact on bird abundance and diversity. *Forest Ecology and Management* 260, 125-131.
- Heyman E, Gunnarsson B, Stenseke M, Henningsson S, Tim G (2011a) Openness as a key-variable for analysis of management trade-offs in urban woodlands. *Urban Forestry & Urban Greening* 10, 281-293.
- Heyman E, Henningsson S, Gunnarsson B (2011b) Tycker människor och fåglar om samma sorts skog? *Gröna Fakta* 1/2011.
- Johnson LR, Johnson ML, Aronson MFJ, Campbell LK, Carr ME, Clerke M, D'Amico V, Darling L, Erker T, Fahey RT, King KL, Lautar K, Locke DH, Morzillo AT, Pincetl S, Rhodes L, Schmit JP, Scott L, Sonti NF (2021)

- Conceptualizing socioecological drivers of change in urban forest patches. *Urban Ecosystems* 24, 633–648.
- Jokimaki J, Suhonen J (1993) Effects of Urbanization on the Breeding Bird Species Richness in Finland: A Biogeographical Comparison, *Ornis Fennica* 70, 71–7.
- Kekkonen J (2017) Pollutants in Urbanized Areas: Direct and Indirect Effects on Bird Populations. I *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*, Murgui E & Hedblom M (editors), Springer Verlag, s. 227-251.
- Koskimies P (1989) Birds as a tool in environmental monitoring. *Ann. Zool. Fennici* 26, 153-166.
- Kuntuu P, Junninen K, Kouki J (2015) Dead wood as an indicator of forest naturalness: A comparison of Methods. *Forest Ecology and Management* 353, 30-40.
- Lakatos T, Chamberlain DE, Garamszegi LZ, Batáry P (2022) No place for ground-dwellers i cities: A meta-analysis on bird functional traits. *Global Ecology and Conservation* 38: e02217.
- Lehto C, Hedblom M, Öckinger E, Ranius T (2022) Landscape usage by recreationists is shaped by availability: Insights from a national PPGIS survey in Sweden. *Landscape and Urban Planning*. 227, 104519.
- Lähvävirta S, & Rita H (2002) Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science* 13, 57-66.
- Liu C (2020) How does greenspace design affect attractiveness to birds and humans in urban areas? Master Thesis Uppsala University.
<http://www.divaportal.se/smash/get/diva2:1456693/FULLTEXT01.pdf>
- Matsuba M, Nishijima S, Katoh K (2016) Effects of corridor vegetation depends on urbanization tolerance of forest birds in central Tokyo, Japan. *Urban Forestry & Urban Greening* 18, 173-181.
- Methorst J, Rehdanz K, Mueller T, Hansjürgens B, Bonn A, Böhning-Gaese K (2021) The importance of species diversity for human well-being in Europe. *Ecological Economics* 181, 106917.
- Mekonen S (2017). Birds as Biodiversity and Environmental Indicator. *Journal of Natural Sciences research* 7, 21.
- Mooney KA, Gruner DS, Barber NA, Van Bael SA, Philpott SM, Greenberg R (2010) Interactions among predators and the cascading effects of vertebrate

- insectivores on arthropod communities and plants. *Proceedings National Academy of Sciences* 107, 7335-7340.
- Mäntylä E, Klemola T, Laaksonen T (2011) Birds help plants: a meta-analysis for top-down cascades caused by avian predators. *Oecologia* 165, 143-151.
- Mörtberg U & Wallentinus H-G (2000). Red-listed forest bird species in an urban environment D assessment of green space corridors. *Landscape and Urban Planning*. 215-226.
- Mörtberg U (2001) Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat Perspectives. *Landscape Ecology* 16, 193-203.
- Nielsen AB, Hedblom M, Stahl Olafsson A, Wiström B (2017) Spatial configurations of urban forest in different landscape and socio-political contexts: identifying patterns for green infrastructure planning. *Urban Ecosystems* 20, 379-392. DOI: 10.1007/s11252-016-0600-y
- Ode Sang Å, Knez I, Gunnarsson B, Hedblom M (2016) The effects of naturalness, gender, and age on how urban green space is perceived and used. *Urban Forestry & Urban Greening* 18, 268-276.
- Ratcliffe E, Gaterleben B, Sowden PT (2013) Bird sounds and their contributions to perceived attention restoration and stress recovery. *Journal of Environmental Psychology* 36, 221–228.
- Sandström UG, Angelstam P, Mikusinski G (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77, 39-53.
- SCB (2019). Grönytor och grönområden i tätorter 2015. Övrig publicering under ämnesområde Miljö. 2019:1.
- Sidemo-Holm W, Ekroos J, García SR, Söderström B, Hedblom M (2022) Urbanization causes biotic homogenization of woodland bird communities at multiple spatial scales. *Global Change Biology* DOI 10.1111/gcb.16350.
- Skogsdata (2009) Aktuella uppgifter om de svenska skogarna från Riksskogstaxeringen. Tema: Tätortsnära skog.
<https://pub.epsilon.slu.se/3405/>
- Snep RPH, Opdam PFM, Baveco JM, Wallis DeVries MF, Timmermans W, Kwak RGM, Kuypers V (2006) How peri-urban areas can strengthen animal populations within cities: a modeling approach. *Biological Conservation* 127, 345–355.
- Venier LA, Pearce JL (2004) Birds as indicators of sustainable forest management. *The Forestry Chronicle* 80, 61-66.

Wenny DG, DeVault TL, Johnson MD, Kelly D, Sekercioglu CH, Tomback DF, Whelan CJ (2011) The need to quantify ecosystem services provided by birds. *The Auk* 128, 1-14.



Figur 6: Trollslända i trädgård i tätortsmiljö. (Foto: Christine Haaland)

4. Blå infrastruktur: biologisk mångfald och naturvård i urbana dammar

FRANK JOHANSSON

År 2030 förutspås cirka 68 % av den mänskliga befolkningen bo i stadsområden (United Nation 2018). Även om de är urbana, har dessa områden också gröna miljöer. En typ av gröna miljöer är urbana ”blå” miljöer som inkluderar floder, kanaler, sjöar, reservoarer, våtmarker och dammar (Smith et al. 2021). Sådana miljöer ger ekosystemtjänster till människor, såsom skydd mot översvämningar, vattenrening, fritid och ökad hälsa (Blicharska och Johansson 2016; Marango et al. 2018; Garrett, et al. 2019). Men blåa områden i stadsområden kan också ha en hög biologisk mångfald inklusive unika och rödlistade arter (Hassall 2014; Blicharska et al. 2017). För funktionella blåa miljöer i det urbana landskapet behövs kunskap om flera faktorer. Vi behöver kunskap om: (1) hur många arter vi har i de blå habitaten, (2) vilka lokala miljövariabler i vattenmiljön påverkar den biologiska mångfalden, (3) vilka landskapsvariabler som påverkar den biologiska mångfalden. Förutom dessa tre traditionella kunskapsfaktorer behöver vi också kunskap om hur socioekonomiska faktorer och skötsel av de blå miljöerna påverkar den biologiska mångfalden. Slutligen bör vi också inhämta kunskap om hur människorna som vistas i den urbana blåa miljön uppfattar miljön, samt om hur de önskar att den blå miljön formas med avseende på utseende och användning. Nedan följer en sammanställning av studier på funktionell biologisk mångfald i urbana dammar som gjorts i Stockholm och Uppsala under åren 2014-2020. Studierna är gjorda på evertebrater (småkryp) med fokus på insekter (Blicharska et al. 2016, 2017; Hyseni et al. 2021; Johansson et al 2019).

Biologisk mångfald i urbana dammar

De dammiljövariabler som bidrar till en hög biologisk mångfald av evertebrater i en urban miljö är en bård av grön växtlighet runt dammen, damm-djup, relativt mycket växtlighet i dammen och relativt hög näringshalt i vattnet (Hassall 2014; Blicharska et al. 2016; Heino et al 2017). Men det är viktigt att notera att för mycket växtlighet och för hög näringshalt i vattnet leder till en minskad biologisk mångfald, eftersom det kan resultera i syrefria miljöer samt mindre antal nischer, dvs en för homogen miljö för en hög artrikedom. Grunda dammar har en tendens att växa igen varför det är viktigt med ett vattendjup på ca 2-3 meter i de centrala delarna av dammen. Studierna från dammar i Stockholm visar också att artrikedomen planar ut med dammstorleken på ca en halv hektar, vilket tyder på att dammarna inte behöver vara större än så, åtminstone för en hög artrikedom av vattenlevande småkryp.

Bebyggd mark är negativt korrelerad med biologisk mångfald i urbana dammar. Men det är värt att notera att en relativt liten bård av grönyta runt en damm bidrar positivt till den biologiska mångfalden. I några av studierna har det visat sig att en small bård med vegetation runt dammen bidrar till en hög biologisk mångfald (Johansson et al. 2019). Men det är viktigt att vegetationen inte blir för hög och tät runt dammen eftersom en skuggig damm troligen resulterar i en låg biologisk mångfald av vatteninsekter (Remsburg et al. 2008). Vegetation runt dammen bör alltså hållas låg.

För en hög biologisk mångfald i urbana dammar är det också viktigt att det finns en variation av olika typer av dammar i det urbana landskapet. Anledning är att det finns habitatspecialister som gynnas av speciella miljöer. I en studie på vatteninsekter i dammar i Stockholm fann Heino et al (2017) ett negativt samband mellan artrikedom och den unika artrikedomen i dammarna. Detta betyder att om man skapar dammar med hög artrikedom så missar man dammar med unik artrikedom. Det är alltså viktigt att också skapa en hög variation av dammtyper om man vill uppnå en hög total biologisk mångfald i det urbana landskapet. Två extrema dammtyper skulle kunna vara en damm med mycket växlighet och en damm utan eller med lite växlighet där strandkanten och botten domineras av grus och sten.



Figur 7: Damm från central Stockholm ("Beckomabergadammen"). I denna damm finns bland annat, buksimmare, ryggsimmare och nattsländor. (Foto: Frank Johansson)

För en funktionell biologisk mångfald av blåa miljöer är det också viktigt med ett optimalt nätverk av blå miljöer. Om nätverket tillåter regelbunden spridning av arter mellan miljöer minskar risken för utdöende av arter och en hög biologisk mångfald kan bibehållas. I ett sådant landskap har man vad som kallas en bra ekologisk konnektivitet. En god konnektivitet är viktig eftersom det möjliggör spridning av individer mellan miljöer. En studie av dammar i Stockholm visade att den biologiska mångfalden av vatteninsekter var jämt fördelad över landskapet (Heino et al. 2017). Studien tyder på att ett avstånd på ca 1-2 km mellan dammarna är tillräcklig för att upprätthålla en jämn biologisk mångfald i landskapet, dvs en god konnektivitet. Det vore intressant att följa upp denna studie med studier i andra städer i Sverige och världen för att se om detta avstånd är generellt eller skiljer mellan städer. Det har visat sig att konnektiviteten är extra viktig för dammar som ligger i områden med mycket bebyggd mark. Hyseni et al. (2021) visade att konnektivetsgraden mellan dammar i Stockholm påverkade artrikedomen positivt hos dammar som låg i områden med mycket bebyggd mark och mycket gräsmark. I områden med mycket skogsmark hade däremot konnektivitet mindre betydelse för den biologiska mångfalden i dammarna. Det är alltså viktigt med ett optimalt nätverk av dammar i miljöer med stor andel bebyggd mark. I sådana områden bör man därför sträva efter ett något kortare avstånd mellan dammarna än de 1-2 km som nämns ovan.

En annan viktig faktor för en funktionell urban biologisk mångfald är skötsel av de urbana blåa miljöerna: hur mycket resurser behöver vi lägga på skötsel? Tyvärr finns det få studier på hur sambandet mellan intensitet i skötsel och biologisk mångfald ser ut. Vi har däremot god kunskap om hur miljövariabler i och runt den blå miljön påverkar den biologiska mångfalden, se ovan. I en av de få studier som gjorts med avseende på intensitet av skötsel och biologisk mångfald fann Blicharska et al (2016) att det inte fanns något starkt samband mellan skötsel och biologisk mångfald i urbana dammar. Studien grundade sig på intervjuer. Endast en insektgrupp påverkas signifikant av skötsel och det var nattsländor och deras mångfald var som högst vid intermediär skötsel. Det behövs mer kunskap om hur skötsel av urbana miljöer påverkar den urbana mångfalden.

Väldigt få studier finns tillgängliga om hur den biologiska mångfalden i urbana miljöer påverkas av socioekonomiska faktorer. Sådan kunskap borde vara viktig för samhällsplanerare om man vill integrera biologisk mångfald och människornas socioekonomi. I en studie om sambandet mellan socioekonomiska faktorer och biologisk mångfald i urbana dammar i Stockholm fanns inga starka samband. Varken utbildning, inkomst, etnisk bakgrund eller sociala förmåner var korrelerat med den biologiska mångfalden (Blicharska et al. 2017). Detta resultat är i kontrast till många andra studier som visat att den biologiska mångfalden påverkas av socioekonomiska faktorer. Till exempel så fann Martin et al. (2004) att inkomst påverkade biologisk mångfald av växter positivt i en urban miljö. Samband mellan biologisk mångfald och socioekonomiska variabler kallas ibland

”lyxeffekten” (Hope et al. 2004). Det kan finnas flera orsaker till en avsaknad av ”lyxeffekten” i studien av dammar i Stockholm, se Blicharska et al. (2017).

Det är viktigt att komma ihåg att närvaro av fisk i akvatiska system har stor påverkan på den biologiska mångfalden. Generellt sett så minskar artrikedomen av amfibier och vatteninsekter med fisk, men fisk kan även gynna vissa arter (Morin 1984; Hecnar & M'Closkey 1997; Johansson et al. 2006). Ett generellt tips är att undvika fisk i urbana dammar. Slutligen, i styckena ovan har fokus varit på biologiska mångfalden av akvatiska evertebrater. Ofta är den biologiska mångfalden av evertebrater korrelerad med den biologiska mångfalden av andra organismer som t ex amfibier och växter (Kati et al. 2004; Sauberer et al. 2004), men inte alltid (Heino 2010).

Hur kan målbilder för en funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer i ett biologiskt mångfaldsperspektiv se ut: fokus på blå infrastruktur?

Ur ett biologiskt mångfaldsperspektiv bör ett av målen med blå infrastruktur vara att skapa eller bibehålla en hög biologisk mångfald av akvatiska arter och arter som är knutna till akvatiska miljöer. Ett annat viktigt mål bör vara att den blå infrastrukturen är attraktiv för människorna i staden. Den skall ta till vara och inspirera deras intresse för biologisk mångfald samt människors välbefinnande. Ett tredje mål bör vara att den blå infrastrukturen skall integreras så att den biologiska mångfalden och människans välbefinnande optimeras.

Vilka indikatorer kan vara lämpliga att använda för en funktionell grön infrastruktur i urbana miljöer i kontexten av bevarande av biologisk mångfald: fokus på blå infrastruktur?

Vi ger här fyra exempel på indikatorer som kan användas för att indikera funktionell blå infrastruktur, men det finns fler. (1) En är hög artrikedom. Men vad är en hög artrikedom? Ett sätt kan vara att säga att en viss procent av det totala artantalet i området skall finnas lokalt. (2) En annan indikator kan vara att den urbana miljön skall gynna rödlistade arter. En fråga är då hur många och vilka rödlistade de skall gynna? Det behöver tydliggöras. (3) Ytterligare en indikator skulle kunna vara att den blå urbana infrastrukturen skall innehålla ett antal nyckelarter. Hur nyckelarter definieras behöver dock bestämmas. (4) En fjärde indikator kan vara antalet mänskliga besökare eller nyttjare av den blå infrastrukturen. Ett sätt att förenkla hur man skall estimerar de första tre är att fokusera på några få grupper av organismer. I den blå infrastrukturen skulle

trollsländor vara ett bra exempel, och fördelarna är flera. För det första så finns inte så många arter att hålla reda på och de är relativt lätta att känna igen. För det andra är de vackra, och de flesta människor känner igen dem som grupp och kanske kan associera biologisk mångfald med dem, jämför med fjärilar. För det tredje så representerar de olika funktionella grupper med avseende på livscykel, habitatval och utbredning.

Hur kan indikatorerna för en funktionell infrastruktur kvantifieras?

Denna fråga har delvis besvarats i stycket ovan, men förutom att man kvantifierar antal eller procent av arter, rödlistade arter eller nyckelarter som indikatorer på vad som bör uppnås kan man också använda lyckad reproduktion hos de arter man identifierat som viktiga för den biologiska mångfalden. Ytterligare en kvantitativ metod skulle kunna vara att skatta artantal mot graden av grön eller blå konnektivitet i den urbana miljön. Om det finns ett positivt samband innebär det att konnektiviteten är för låg och vi behöver ett kortare avstånd mellan de blå miljöerna eller mera gröna eller blåa korridorer mellan miljöerna. Ett annat sätt att uppskatta om konnektiviteten är bra är att använda ett statistiskt index som t ex använda Moran's I. Detta index är ett mått på hur den biologiska mångfalden är fördelad i landskapet (Fortin & Dale 2005). Ett värde kring "noll" tyder på att den biologiska mångfalden är slumpvis fördelad och bör alltså vara en bra indikator på om avståndet mellan de blå miljöerna är tillräckligt för att gynna spridning av arter. Sammanfattningsvis så har vi flera olika mått för indikatorer och en kombination av flera, men inte alla, är en bra medelväg för att skatta en funktionell grön infrastruktur.

Referenser

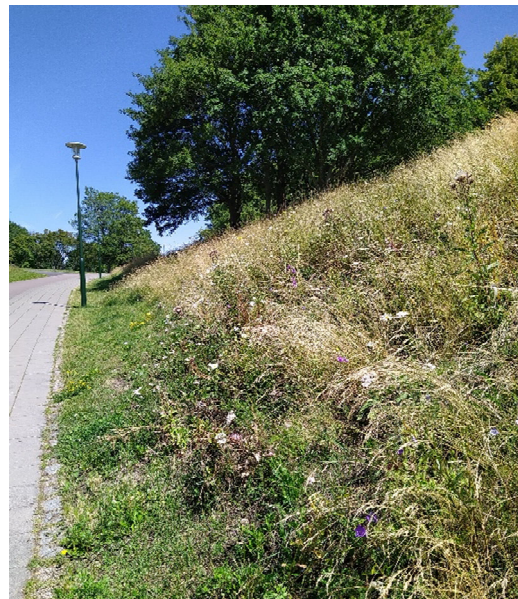
- Blicharska M, Johansson F (2016) Urban ponds for people and by people. In Francis RA, Millington JDA and Chadwick MA (eds.) Urban Landscape Ecology: Science, Policy and Practice. Routledge 2 Park Square, Milton Park, Abingdon, Oxon OX14 4RN, 164-180.
- Blicharska M, Andersson J, Bergsten J, Bjelke U, Hilding-Rydevik T, Johansson, F (2016) Effects of management intensity, function and vegetation on the biodiversity in urban pond. Urban Forestry & Urban Greening 20, 103-112.
- Blicharska M, Andersson J, Bergsten J, Bjelke U, Hilding-Rydevik T, Thompson M, Östh J, Johansson F (2017) Is there a relationship between socio-economic factors and biodiversity in urban ponds? A study in the city of Stockholm. Urban Ecosystems 20, 1209-1220.
- Fortin M-J, Dale MRT (2005) Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge, Cambridge University Press.

- Garrett JK, White MP, Huang J, Ng S, Hui Z, Leung C, Ah Tse L, Fung F, Elliott LR, Depledge MH, Wong MCS (2019). Urban blue space and health and wellbeing in Hong Kong: Results from a survey of older adults. *Health and Place* 55, 100–110. doi:10.1016/j.healthplace. 2018.11.003.
- Hassall C (2014) The ecology and biodiversity of urban ponds. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water 1(2), 187–206. doi:10.1002/wat2.1014.
- Hecnar JC M'Closkey RT (1997) The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79, 123-131.
- Heino J, Bini LM, Andersson J, Bergsten J, Bjelke U, Johansson F (2017) Unravelling the correlates of species richness and ecological uniqueness in a metacommunity of urban pond insects. *Ecological Indicators* 73, 422-431.
- Hope D, Gries C, Zhu WX, Fagan WF, Redman CL ,Grimm NB, Nelson AL, Martin C, Kinzig A (2003) Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS), USA*, 100, 8788–8792. (doi:10.1073/pnas.1537557100)
- Hyseni C, Heino J, Bini LM, Bjelke U Johansson F (2021) The importance of blue and green landscape connectivity for biodiversity in urban ponds. *Basic and Applied Ecology* 57, 129-145.
- Johansson F, Englund G, Brodin T, Gardfjell H (2006) Species abundance models and patterns in dragonfly communities: effects of fish predation. *Oikos* 114, 27-36.
- Johansson F, Bini LM, Coiffard P, Svanbäck R, Wester J, Heino J (2019) Environmental variables drive differences in the beta diversity of dragonfly assemblages among urban stormwater ponds. *Ecological Indicators* 106, 105529.
- Kati V, Devillers P, Dufrene M, Legakis A, Vokou D, Lebrun P (2004) Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale *Conservation Biology* 18, 667-675.
- Maragno D, Gaglio M, Robbi M, Appiotti F, Fano EA, Gissi E (2018) Fine-scale analysis of urban flooding reduction from green infrastructure: An ecosystem services approach for the management of water flows. *Ecological Modelling* 386, 1–10.
- Martin CA, Warren PS, Kinzig AP (2004) Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. *Landscape and Urban Planning* 69, 355–368.

- Morin PJ (1984) The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. *Ecology* 65, 53-60.
- Remsburg AJ, Olson AC, Samways MJ (2008) Shade Alone reduces adult dragonfly (Odonata: Libellulidae) abundance. *Journal of Insect Behavior* 21, 460–468.
- Sauberer N, Zulka KP, Abensperg-Traun M, Berg H-M, Bieringer G, Milasowszky N, Moser D, Plutzar C, Pollheimer M, Storch C, Tröstl R, Zechmeister H, Grabherr G (2004) Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria. *Biological Conservation* 117, 181-190.
- Smith N, Georgiou M, King AC, Tieges Z, Webb S, Chastin S (2021) Urban blue spaces and human health: a systematic review and meta-analysis of quantitative studies. *Cities* 119, 103413.
- United Nations (2018). The World 's Cities in 2018 Data Booklet (ST/ESA/SER.A/417). In Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
https://www.un.org/en/events/citiesday/assets/pdf/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf



Figur 8: Stadens gröna infrastruktur som lappverk, Malmö (Foto: David Castor, Wikipedia, CC0).



Figur 9: Kantzoner i staden. (Foto: Christine Haaland)

5. Staden som ett social-ekologiskt lappverk

ERIK ANDERSSON

Kanter och mosaiker

Stadslandskapet är fullt av gränser. Dessa skapas till exempel av markägande, fördelning av sektorsansvar eller transportinfrastruktur och utgör ofta en utmaning för initiativ eller metoder för förvaltning som har ambitionen att sträcka sig bortom det lokala (Borgström et al. 2006; Ernstson et al. 2010). Ekologiska skalor (temporal och spatial) och gränser sammanfaller sällan med de administrativa skalor och enheter som används för att organisera förvaltningen av grön infrastruktur. Separation genom barriärer eller avstånd kan stoppa eller störa storskaliga ekologiska processer som flyttbeteende eller födosök hos olika organismer eller vattencykler och leda till att urbana ekosystem fragmenteras och isoleras från regionala stödsystem.

Bryn och kanter, gränserna mellan olika habitat och typer av markanvändning, är annorlunda än de områden de avgränsar. Ofta har de, utöver inslag av miljöerna på båda sidorna även en helt egen karaktär. Stadslandskapet är känt för att vara heterogent, småbrutet och mångformigt – både biofysiskt och i fråga om hur det brukas av de mänskliga invånarna. Denna småskalighet och variation skapar en rikedom av olika gränser, kanske mer så än i många alltmer ensartade landskap (produktionsskogar, åkermark). Det betyder också att grön infrastruktur i staden handlar om kontraster och markanvändningskombinationer lika mycket som sammanhängande naturtyper eller värdeattraktioner. Det är ett rimligt antagande att bryn och kantzoner har en oproportionerligt stor betydelse för att reglera flöden och skapa (habitat)kvaliteter i förhållande till det utrymme de upptar (vilket även det är oproportionerligt stort i staden). Clergeau et al. (2001) visade att artrikedomen hos fåglar beror på lokala habitategenskaper snarare än den omgivande regionens gröna infrastruktur, vilket tyder på att platsspecifika åtgärder är viktiga att ta hänsyn till i förvaltningen av stadens gröna infrastruktur (se även Morimoto et al. 2006). Detta kan ses som en indikation på att arterna i ett visst område – en ”patch” – sannolikt påverkas mer av de kvalitativa egenskaperna hos angränsande patcher än av dem hos mer avlägsna delar av landskapet (Rodewald & Yahner 2001; Melles et al. 2003).

Inom landskapsekologin har man länge arbetat med att klassificera och kartlägga kanter, kantzoner och bryn, och det finns flera (inte allt för informativa) mått som kan användas (kantlängd vs. patch, fraktaldimensioner m.m.). Det finns också en rik litteratur kring konceptuella ramar (t.ex. Cadenasso et al. 2003a, 2003b) och klassificering av gränstyper och effekter (t.ex. Strayer et al. 2003). Bryn kan skilja

sig åt vad det gäller fysiska förhållanden, vegetationsstruktur (eller kombinationen av vegetation och byggd infrastruktur), artsammansättning, perceptuella egenskaper – mycket avgörs som sagt av de angränsande habitaten/miljöerna och deras karaktär (grannskapssammansättning och de rumsliga relationerna mellan olika element), beskrivet bl.a. av Zipperer et al. (2000), Alberti (2005), Andersson (2006), Colding (2007). Kontrasten mellan olika miljöer, t.ex. löv- och barrskog, kan bromsa spridningen av värdspecifika skadedjur, eller öppna upp alternativa födo- och habitatresurser (t.ex. Dunning et al. 1992). Således påverkar både (stads-)landskapets sammansättning och konfiguration individer, populationer och samhällen som lever i det (Guerry & Hunter Jr 2002), och olika habitat, miljöer eller gröna element som används för att komplettera och fylla resursbehov kan bilda ekologiskt funktionella enheter (Ouin et al. 2004). Exempelvis äter nötskrikan ekollon och är viktig för fröspridning och förnyring av ek, bland annat i Stockholms nationalstadspark. Nötskrikan häckar dock helst i barrskog, vilket innebär att ett säkrat ekbeståndet delvis är en fråga om att sköta intilliggande granbestånd (Lundberg et al. 2008). Angränsande markanvändning kan också ha negativa effekter på ekosystemens funktion. En park intill en trafikerad väg eller tung industri löper till exempel större risk att störas av buller, förorenad ytvattenavrinning eller dålig luftkvalitet. Blitzler et al. (2012) ger en god överblick av hur angränsande områden påverkar varandra.

Socialekologi

Med tiden har dessa mosaiklandskap sett uppkomsten och utvecklingen av ekosystem som blandar inhemska arter med främmande och ibland invasiva arter. Städerna har också många gröna element av hybridkaraktär, där gröna och blå element kombineras med "grå" infrastruktur. Vi ser dessa hybrider i form av dräneringssystem, mobila trädgårdar och gröna väggar och tak – grågröna element som kommit att användas alltmer som sätt att öka stadsgrönskan och förbättra stadsmiljön. Stadens ekologi och gröna infrastruktur omskapas kontinuerligt av både sociala och biofysiska mönster och processer, och kantdynamik uppmärksammar den mång- och ömsesidiga påverkan mellan dessa två områden (Spirn 2014). Att överbrygga gränser och navigera mellan olika skalor är därför centralt för att uppnå en samordnad förvaltning av stadslandskapet som kan säkra ekologiska värden (Ernstson et al. 2010). Sammanfattningsvis kan man säga att de styrnings- och förvaltningsmodeller som syftar till att bevara biologisk mångfald och ekosystemtjänster måste utvecklas för att bättre hantera flöden och interaktioner mellan markanvändning och ekosystem, inte bara de inre kvaliteterna hos enskilda områden. Alla typer av grönområden måste passa in i stadslandskapet och hinder som orsakas av heterogenitet och fragmentering måste överbryggas. Detta är en utmaning för praktisk förvaltning när det gäller kunskap, förvaltningsmetoder och möjliga åtgärder men kanske ännu mer en utmaning när det gäller styrning och samarbete.

Administrativa gränsdragningar innefattar offentlig respektive privat ägande, stadsdelsförvaltningar samt olika planeringskontor med särskilda ansvarsområden som gator och trafik, utveckling, bostäder, parker och miljö kvalitet. Samma problem kan ses i peri-urbana områden där friktion mellan stora, rurala sektorer som jord- och skogsbruk och stadsplanering och zonerings ofta leder till situationer med oklara ansvarsområden och jurisdiktion (Hedblom et al. 2017). Detta skapar en risk för oklara befogenheter och ansvar, trögt beslutsfattande och uppsplittrad kunskap vad det gäller hållbar förvaltning av grön infrastruktur och dess funktionalitet. Utöver offentlig förvaltning och myndigheter har staden vanligtvis ett brett spektrum av aktörer som påverkar landskapet på olika sätt. Äganderätt, förvaltningsuppgifter och användartillgång sträcker sig olika långt till olika grupper och påverkar deras motivation och förmåga till förvaltarskap (Colding et al. 2013). Jämfört med andra typer av landskap innehåller städer ofta en större andel grönområden som ägs av allmänheten, så kallade ”gröna allmänningar” (Colding et al. 2013; Nagendra & Ostrom 2014). Detta gör det möjligt för människor att besöka och använda utrymmen för vilka de inte har äganderätt eller förvaltnings-rättigheter. Detta skapar möjligheter till ett annat slags förvaltning än den som utförs av privata ägare. Ett sätt att öppna upp för, utveckla och formalisera sådana möjligheter är genom samarbeten och samförvaltningsarrangemang (Buijs et al. 2016; Andersson et al. 2017).

Möjliga indikatorer

Kanter definieras delvis av vad som finns på respektive sida. En första övergripande bild som komplement till existerande mått på kantkaraktär av en stads gröna infrastruktur kan ges av hur vanliga olika kombinationer av markanvändning är (t.ex. barrskog-trädgård, barrskog-lövskog, barrskog-industriområde). Olika kombinationer behöver förvaltas på olika sätt. Ibland handlar det om att göra angränsande områden mer lika, ibland om att se till att de tillhandahåller olika resurser och värden, och ibland är det en fråga om att se till att de inte påverkar varandra negativt. Kanter kan också beskrivas genom sin bredd och struktur. Är de skarpa eller rör det sig om en gradvis övergång? Bredare kanter utgör mer av en miljö i sig, med sin egen konnektivitet. De kan beskrivas utifrån ägarskap och mänskligt nyttjande (de ’brukare’ som behöver samarbeta). Och då tillbaka till den första punkten, vad skulle ett möjligt mål för samförvaltning vara?

Referenser

Alberti M (2005) The effects of urban patterns on ecosystem function. *International regional science review* 28(2).168–192.

Andersson E (2006) Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* 11(1).

- Andersson E, Enqvist J, Tengö M (2017) Stewardship in urban landscapes. In Bieling C, Plieninger T, editors. *The Science and Practice of Landscape Stewardship*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, Cambridge, s. 222-238.
- Blitzer EJ, Dormann CF, Holzschuh A, Kleind AM, Rand TA, Tschardt T 2012. Spillover of functionally important organisms between managed and natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 146(1), 34–43.
- Borgström ST, Elmqvist T, Angelstam P, Alfsen-Norodom C (2006) Scale mismatches in management of urban landscapes. *Ecology and Society* 11(2), 16.
- Buijs A, Mattijssen TJ, Van der Jagt AP, Ambrose-Oji B, Andersson E, Elands BHM, 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.
- Cadenasso ML, Pickett STA, Weathers KC, Bell SS, Benning TL, Carreiro MM, Dawson TE (2003a). An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *Bioscience* 53(8), 717–722.
- Cadenasso ML, Pickett STA, Weathers KC, Jones CG (2003b) A framework for a theory of ecological boundaries. *Bioscience* 53(8), 750–758.
- Clergeau P, Jokimaki J, Savard JPL (2001) Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38(5), 1122–1134.
- Colding J (2007) “Ecological land-use complementation” for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 81(1–2), 46–55.
- Colding J, Barthel S, Bendt P, Snep R, van der Knaap W, Ernstson H (2013) Urban green commons: Insights on urban common property systems. *Global Environmental Change* 23(5), 1039–1051.
- Dunning JB, Danielson BJ, Pulliman HR (1992) Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169-175.
- Ernstson H, Barthel S, Andersson E, Borgström STST (2010) Scale-crossing brokers and network governance of urban ecosystem services: The case of Stockholm, Sweden. *Ecology and Society* 15(4), 28.
- Guerry AD, Hunter Jr. ML (2002) Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology* 16(3), 745–754.
- Hedblom M, Andersson E, Borgström S (2017) Flexible land-use and undefined governance: From threats to potentials in peri-urban landscape planning. *Land Use Policy* 63, 523–527.

- Lundberg J, Andersson E, Cleary G, Elmqvist T (2008) Linkages beyond borders: targeting spatial processes in fragmented urban landscapes. *Landscape Ecology* 23(6), 717–726.
- Melles S, Glenn S, Martin K (2003) Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7(1: 5 <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5>):5.
- Morimoto T, Katoh K, Yamaura Y, Watanabe S. (2006) Can surrounding land cover influence the avifauna in urban/suburban woodlands in Japan? *Landscape and Urban Planning* 75(1–2), 143–154.
- Nagendra H, Ostrom E (2014) Applying the social-ecological system framework to the diagnosis of urban lake commons in Bangalore, India. *Ecology and Society* 19(2).
- Ouin A, Aviron S, Dover J, Burel F (2004) Complementation/supplementation of resources for butterflies in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103(3), 473–479.
- Rodewald AD, Yahner RH (2001) Influence of landscape composition on avian community structure and associated mechanisms. *Ecology* 82(12), 3493–3504.
- Spirn AW (2014) Ecological urbanism: A framework for the design of resilient cities (2014). *The ecological design and planning reader*. Springer, s. 557–571.
- Strayer DL, Power ME, Fagan WF, Pickett STA, Belnap J (2003) A classification of ecological boundaries. *Bioscience* 53(8), 723–729.
- Zipperer WC, Wu JG, Pouyat RV, Pickett STA (2000) The application of ecological principles to urban and urbanizing landscapes. *Ecological Applications* 10(3), 685–688.

6. Syntes och diskussion

CHRISTINE HAALAND & SANNA STÅLHAMMAR

Syntes av presentationerna (kapitel 2-5)

Föredragen och deras sammanfattning i de föregående kapitlen visar att kunskapen om de olika artgruppernas (pollinatörer, fåglar och akvatiska organismer i dammar) habitatkrav i urbana miljöer är goda, detta gäller till viss del också i en svensk kontext. Det finns också delvis goda kunskaper om samband mellan artrikedom för de enskilda artgrupperna och en rad landskapsvariabler för alla de tre artgrupper som presenterats här. För trollsländor finns det dessutom konkreta rekommendationer angående önskad konnektivitet av grön infrastruktur för att bevara en hög mångfald. Se tabell 3 för en sammanfattning.

Det finns viktiga kunskapsluckor inom åtminstone tre generella områden. Det första gäller systematisk miljöövervakning av arter i urbana och tätortsmiljöer. Detta blev särskilt synligt i kapitel 3 om fåglar i stadsskogar, men gäller sannolikt för de flesta artgrupper. Då ska beaktas att kunskapsläget för fåglar är ofta gott eller mycket gott jämfört med många andra artgrupper. En andra kunskapslucka gäller tröskelvärden. Här är det oklart t.ex. hur mycket eller hur stor andel av en viss naturtyp som behövs för att bevara ett visst antal arter. Den tredje kunskapsluckan gäller konnektivitet och hur sammanhängande den gröna infrastrukturen måste vara för att kunna bevara hur många och vilka arter. Den fjärde kunskapsluckan rör interaktioner och kvaliteter hos mosaiker. Grön infrastruktur i staden är mer mångfaldig, fragmenterad och styrd av grannskapssamband än grön infrastruktur över lag. Exakt hur stadens olika miljöer samverkar är något som behöver studeras mer. Dessa kunskapsluckor medför att det är svårt att formulera kvantitativa målbilder och särskild om dessa ska vara baserade på systematiskt insamlade data i urbana och tätortsmiljöer i Sverige.

Tabell 3: Målbild, indikatorer och identifierade kunskapsluckor för pollinatörer fåglar, akvatiska arter (evertebrata) och kantzoner i urbana och tätortsmiljöer. (Sammanfattande överblick av kapitlen 2-5; generell målbild har lagts till); GI = grön infrastruktur.

	GI för pollinatörer	GI för fåglar i urbana skogar	Blågrön infrastruktur för akvatiska evertebrata i dammar	Kanter och mosaiker
Generell målbild, biologisk mångfald	Rik biologisk mångfald av pollinatörer	Rik biologisk mångfald av fåglar	Rik biologisk mångfald av akvatiska evertebrata	Rik biologisk mångfald i kantzoner
Specificerad målbild, GI	Ett nätverk med god konnektivitet av biotoper som är gynnsamma för pollinatörer så som ruderatmarker, gräsmarker med låg skötselintensitet/ <i>semi-natural grasslands</i> , koloniträdgårdar, villaträdgårdar	En täckningsgrad av 10-30% av urbana skogar (ju högre andel desto bättre) som inkluderar större skogsområden. Det är viktigt med död ved och ett buskskikt som utvecklas spontant. Hög kvalitet i skogar behövs längs hela urbaniseringsgradienten.	Ett nätverk av dammar med ungefär 1-2km avstånd emellan; dammar av olika typer; viktigt med växtlighet i dammar och en grön bård av vegetation kring dammen; djup av minst 2-3m i de centrala delarna; storlek av 0.5ha är tillräckligt; undvik fisk	Småskalighet och variation av kantzoner
Indikatorer för arter, artgrupper	Andel arter av den lokala (eller regionala) ”artpoolen” (species pool)	Antal fågelarter	Andel arter av den lokala (eller regionala) ”artpoolen” (species pool)	
	Ovanliga arter/rödlistade arter	Rödlistade arter	Antal rödlistade arter	

	Pollinatörer	Fåglar	Akvatiska evertebrata	Kanter och mosaiker
		Arter med olika ekologiska krav (<i>functional traits</i>) (häckning – mark, träd, i håligheter; diet; lövskogsarter-barrskogsarter)	Antal nyckelarter	
Indikatorer, strukturella Lokal nivå, habitatkvalitet	Mängd och mångfald av blommande växtarter, skötselintensitet, vegetationshöjd av gräsmarker, storlek av områden	Mängd död ved, typ av buskskikt (spontan, ej parklik), storlek av områden	Storlek, djup, växtlighet i dammen, grön bård kring dammen	Kantlängd, bredd, struktur, vegetation, artsammansättning, kombinationer av markanvändning (barrskog-trädgård, barrskog-lövskog, barrskog-industriområde),
Indikatorer, strukturella Landskapsvariabler	Mängd eller andel gynnsamma habitat, där habitatkvalité bedöms både utifrån innehåll och skötselintensitet	Täckningsgraden av skog (beroende på omgivande landskap)	Avstånd mellan dammar; mått på konnektivitet med hjälp av indexen <i>Moran's I</i>	Konnektivitet, variation mellan kantzoner
	Fysiska (byggda, 3D) barriärer i förhållande till grönstruktur och högkvalitativa livsmiljöer inom och utanför staden			

	Pollinatörer	Fåglar	Akvatiska evertebrata	Kanter och mosaiker
	Mängd/andel grönområden med ingen eller mycket begränsad belysning, för att även gynna nattaktiva arter (Lepidoptera)			
	Urbaniseringsgrad, andel hårdgjord yta	Urbaniseringsgrad	Urbaniseringsgrad, andel hårdgjord yta	
Funktionella indikatorer	Indikatorer där man tar hänsyn till arters funktionella egenskaper (till exempel pollinering)			
Kunskapsluckor	Tröskelvärden för artmångfald eller abundans	Ingen nationell systematisk inventering av fåglar i städer	Påverkan av skötsel på dammar på biologisk mångfald	Interaktioner och kvalitet hos mosaiker i staden
	Vilken konnektivitet som behövs för bevarande av biologisk mångfald	Ingen systematisk miljöövervakning av kvaliteten av vegetationen	Kvantifiering av funktionella indikatorer (hur hög ska andelen/antal) vara	Samförvaltning av kantzoner med till exempel olika ägare

Syntes från workshop

I de diskussioner som fördes i anslutning till workshoppen kom det även fram en rad viktiga aspekter. Följande frågor diskuterades:

1. Vilka indikatorer kan vara lämpliga att använda för en funktionell grön infrastruktur i urban miljö i kontexten av bevarande av biologisk mångfald?
2. Hur kan dessa kvantifieras angående storlek, kvalitet, täthet och konnektivitet?
3. Hur kan målbilder för en funktionell grön infrastruktur i urban miljö i ett biologisk mångfalds perspektiv se ut?

Nedan nämns några aspekter och frågor från diskussionen.

- Målbilder
 - Hur ska målbilder för biologisk mångfald och ekosystemtjänster formuleras? Ska dessa gälla enbart för biologisk mångfald eller för båda? Kan kvantifierade målbilder för urbana och tätortsmiljöer kopplas till befintliga målbilder så som de är formulerade till exempel i Aichi-targets? Då vissa målbilder om bevarande, t.ex. de känsligaste rödlistade arterna, inte är de mest lämpade som indikatorer i urban miljö, kanske vi bör förstå biologisk mångfald i urban kontext på ett annat och nytt sätt?
 - Ett exempel på en målbild kan vara att omvandla en viss andel gräsmatta till långgräs-ängar (på t.ex. 25%).
 - Ett sätt att inte fastna i målkonflikter kan vara att istället fokusera på synergier. Här kan landskapsperspektivet möjliggöra ett fokus på synergier spatialt. En målbild kan vara att skala upp perspektivet via ett nätverkstänk som går över administrativa gränser, för att förstå t.ex. hur en ekodunge är inbäddad i ett större sammanhang.
- Geografiska skillnader
 - Det är viktigt att ta hänsyn till geografiska skillnader vid formulering och kvantifiering av målbilder och indikatorer. Befintlig kvalité ska inte försämrats (dvs man ska inte rekommendera t.ex. 30 % krontäckning för urbana miljöer som har en högre krontäckning än så).
- Indikatorer
 - Det går sannolikt inte att hitta perfekta indikatorer utan man kan istället fokusera på vilka aspekter som är viktiga och vilka indikatorer som är 'good enough'.
 - Det är viktigt att beakta fördelningen av grön infrastruktur i urbana och tätortsmiljöer och inte enbart andelen.
 - Vid val av indikatorer är det viktigt att ta hänsyn till kvalitativa aspekter som beskriver habitatkvalitet (t.ex. död ved) och inte

enbart kvantitativa aspekter (t.ex. krontäckning). Väljer man till exempel krontäckning som indikator, så skiljer man inte på inhemska och inte inhemska arter, men den skillnaden kan ha en stor betydelse för den biologiska mångfalden.

- Vid kartläggning av skog kan det vara viktigt att skilja mellan olika naturligt förekommande naturtyper.
- Gamla träd och död ved har en nyckelroll. Befintliga databaser kan hjälpa vid kartläggning.
- Sälgar har, liksom andra blommande träd och buskar, en nyckelroll för pollinatörer.
- Arter
 - De känsligaste rödlistade arterna är inte de mest lämpade som indikatorer i urban miljö därför uppstod frågan om hur vi kan förstå biologisk mångfald på andra sätt.
 - Vilka arter ska man fokusera på? Till exempel:
 - Värdefulla arter
 - Rödlistade arter
 - Generalister
 - Vanliga arter (som är viktiga för ekosystemtjänster)
- Naturtyper
 - Vilka miljöer bör bevaras?
- Konnektivitet
 - Vilken roll spelar vegetation för korridorers funktion?

En del av diskussionen kretsade kring mångfunktionalitet och det faktum att det finns många olika aktörer, markägare, och intressen i stadsmiljö kopplade till grön infrastruktur. Biologisk mångfald är enbart en aspekt av många som är relevant i förhållande till grön infrastruktur i urbana och tätortsnära miljöer. Dessa aspekter tas också upp tidigare framförallt i kapitel 5.

Diskussion

I och med att det finns målbilder formulerade på global, EU och nationell nivå angående bevarande, utvecklande och restaurering av och för biologisk mångfald, bör det finnas goda förutsättningar att formulera kvalitativa målbilder för urbana och tätortsmiljöer i Sverige samt att knyta dessa till grön infrastruktur (CBD 2022, EU 2021, Sveriges miljömål, www.sverigesmiljomal.se). Vid en genomgång av några få styrdokument kring biologisk mångfald av Sveriges tre största städer kunde det också visas att man i dessa städer har formulerat målbilder för biologisk mångfald oftast i samband med grön infrastruktur. En genomgång av flera kommuner kan möjliggöra att man lyfter fram bra exempel om hur kvalitativa målbilder kan formuleras. Frågan kvarstår om när dessa målbilder bör anses som tillräckligt välformulerade för att säkerställa en *funktionell* grön infrastruktur.

Det finns också väl utarbetade indikatorsystem på internationell nivå för att kunna mäta biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer (Chan et al. 2021; Helsinki 2021; Maes et al. 2021). Särskilt Singapore Index som är knuten till Konventionen om biologisk mångfald kan i detta avseende vara en relevant utgångspunkt för arbete med indikatorer för biologisk mångfald i urbana och tätortsmiljöer. I Helsingfors har man erfarenhet av att applicera detta indikatorsystem, något man kan ta lärdomar av i övriga Norden. I Finland utvecklas även ett indikatorsystem för applicering i andra kommuner (muntlig kommunikation Riku Lumiaro, www.luontokunnat.fi).

En del av de indikatorer som används internationellt kan vara väl lämpade i en svensk kontext. Däremot är det viktigt att poängtera att indikatorer används även om inte sambanden mellan indikatorn och biologisk mångfald alltid är kända eller vetenskapligt studerade i detalj. Alla tre svenska städer där några styrdokument undersöktes (Stockholm, Göteborg och Malmö) hade också angivit någon/några indikatorer eller sätt hur mål skulle kunna följas upp (Stockholm 2020, Göteborg 2022, Malmö 2021).

Det som främst saknas är mätbara kvantitativa målbilder. Detta kan ses som en av de största utmaningarna. Hur mycket grön infrastruktur, av vilken naturtyp och vilken kvalitet ska bevaras, utvecklas och/eller restaureras, för vilka arter? Även om samband mellan biologisk mångfald och areal kan vara kända för vissa artgrupper – även i urban miljö, så har flera forskare på kunskapsseminariet pekat ut att tröskelvärden oftast inte är det.

Målsättningen för urbana och tätortsmiljöer bör vara differentierade kvantitativa målbilder för olika naturtyper och dessa måste vara anpassade till den regionala kontexten. Detta förutsätter att man har en översikt över förekomst av naturtyper och arter i urban och tätortsmiljö (och i dess omgivning). En bra art- och biotopkartläggning kan ses som ett första steg för att kunna strategiskt utveckla och restaurera en funktionell grön infrastruktur. Sen behöver man utveckla ett kontinuerligt system för miljöövervakning som regelbundet följer upp inverkingarna. Det är intressant att notera att man i Helsingfors inkluderar medborgare i detta (fokusarter).

En regional anpassning och därmed anpassningen till de geografiska förutsättningarna är mycket viktig. Detta har påpekats i olika sammanhang under seminariet. Till exempel varierar krontäckningen mycket i olika regioner och detta bör speglas i målbilder formulerade för urbana och tätortsmiljöer. Att rekommendera 30 % krontäckning för en stad med en krontäckning av 15 % kan anses gynna den biologiska mångfalden, men är mindre meningsfullt i urbana miljöer med en krontäckning över 50 %.

Krontäckning var en aspekt som diskuterades på kunskapsseminariet som belyser befintliga utmaningar. Det är många faktorer som avgör vilken biologisk mångfald en viss krontäckning kan stödja: trädart (t.ex. inhemska eller ej), ålder,

andel död ved, vegetationsstruktur osv. Angående vegetationsstruktur nämndes till exempel i kapitel 3 vikten av ett spontant växande fältskikt. Annan forskning har påvisat betydelsen av buskage för flera artgrupper så som fladdermöss, fåglar och vissa insektsgrupper (Threlfall et al. 2017).

Det vore därmed önskvärt att baserat på en biotopkartering identifiera styrkor och brister i en befintlig grön infrastruktur och baserat på detta utveckla målbilder för olika naturtyper som också innehåller kvalitativa aspekter, såsom död ved till exempel (som sen kan kvantifieras med en målbild angående en viss andel död ved). Metoder för biotopkartering har utvecklats och börjat användas i Sverige (BIOTOP SE; Skånes 2022).

En annan aspekt som är viktig att understryka är att fördelningen av till exempel krontäcket spelar en roll. Det är viktigt med en fördelning längs gradienten från omland till centrum, men också att det finns största möjliga sammanhängande ytor. Att integrera landskapsekologisk kunskap i planering av grön infrastruktur är ytterst viktigt. Detta påpekade samtliga författare av kapitel 2-5. Det är till exempel essentiellt att peka ut gröna stråk (gröna korridorer, gröna fingrar) och bevara dessa.

Förutom en anpassning till geografiska variationer inom landet behövs det även anpassning av målbilder, typ och antal indikatorer för mindre urbana områden och tätorter. Här kan det finnas ett behov av till exempel mer ambitiösa målbilder om förekomst av arter och artrikedom, samtidigt som de ekonomiska resurserna redan kan vara begränsade för att analysera befintlig biologisk mångfald. Det uppstod också frågan om ansvarsarter kan användas i detta sammanhang i urbana och tätortsmiljöer.

Till dess att det finns underlag i form av art- och biotopkartläggning samt miljöövervakning på plats som möjliggör mer differentierade kvantitativa målbilder för urbana och tätortsmiljöer är det viktigt att utveckla den gröna infrastrukturen på bästa möjliga sätt. Här kan det behövas ett pragmatiskt angreppssätt som baseras på befintlig (om ej systematisk) kunskap om den biologiska mångfalden i städer och tätorter. Det kan handla om att öka antalet skyddade områden, att öka andelen död ved i urbana skogar, att konvertera en viss andel av gräsmattor till artrikare miljöer (urbana ängar eller annat), att öka andel dammar särskild i stadsdelar där det inte finns blå infrastruktur (men tillräcklig grön som möjliggör det) osv. Det är viktigt att ha ett bra kunskapsunderlag för att systematiskt kunna utveckla en funktionell grön infrastruktur. En avsaknad av denna betyder dock inte att åtgärder för biologisk mångfald inte kan göras nu. Städer som Köpenhamn (Københavns Kommune 2022) och Hamburg (Stadt Hamburg 2012) har till exempel formulerade kvantitativa målbilder för andel skyddade områden. En sådan kvantitativ målbild bör vara gynnsamt för den biologiska mångfalden (förutsatt att andelen formulerad i målbilden är större än

den nuvarande andelen). Sådana kvantitativa målbilder kan vara ett första steg i arbetet med en funktionell grön infrastruktur för biologisk mångfald.

Referenser

- CBD (2022) Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework (GBF), including four goals and 23 targets for achievement by 2030. <https://www.cbd.int/article/cop15-cbd-press-release-final-19dec2022>
- Chan L, Hillel O, Werner P, Holman N, Coetzee I, Galt R, Elmqvist T (2021) Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Singapore: National Parks Board, Singapore. 70 s.
- EU (2021) EU Biodiversity Strategy for 2030 – Bringing Nature back into our lives. 36s.
- Göteborgs stad (2022) Göteborgs grönplan för en nära, sammanhållen och robust stad 2022-2030, 96s. https://stadsutveckling.goteborg.se/siteassets/goteborgs-gronplan-2022_tillganglig_mindre.pdf
- Helsinki (2021) LUMO programme. City of Helsinki Biodiversity Action Plan 2021–2028. Abridged version. 40s. <https://julkaisut.hel.fi/en/reports/lumo-programme-city-helsinki-biodiversity-action-plan-2021-2028-abridged-version>
- Københavns Kommune (2022) Forslag til biodiversitet i København. 38s.
- Maes J, Quaglia AP, Guimarães Pereira Â, Tokarski M, Zulian G, Marando F, Schade S (2021) BiodiverCities: A roadmap to enhance the biodiversity and green infrastructure of European cities by 2030, EUR 30732 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2021, doi:10.2760/288633, JRC125047.
- Malmö stad (2021) Miljöprogram för Malmö stad 2021-2030, 31 s.
- Skånes H (2022) Stort behov av regionala detaljerade landskapsdata. Kart & Bildteknik 2022:4, 10-15.
- Stadt Hamburg (2012) Grüne Vielfalt – Qualität der Stadt – Strategie für die Entwicklung der Biodiversität. 36s. <https://www.hamburg.de/contentblob/3809296/91944b054c2e229293cb55341cec8d3e/data/broschuere-gruene-vielfalt-qualitaet-der-stadt.pdf>
- Stockholms stad (2020) Handlingsplan för biologisk mångfald i Stockholms stad. 55s.

<https://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/natur/hpbm/Handlingsplan-biologisk-mangfald.pdf>

Threlfall CG, Mata L, Mackie JA, Hahs AK, Stork NE, Williams NSG, Livesley SJ (2017) Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of Applied Ecology* 54, 1874–1883.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>

Websidor

Sveriges miljömål <https://www.sverigesmiljomal.se/>

Nätverket Naturkommuner <https://www.luontokunnat.fi>

Slutsats

Det finns omfattande ekologisk kunskap om de artgrupper som presenterades på kunskapsseminariet. Ändå är det svårt att formulera kvantitativa målbilder för funktionell grön infrastruktur. Detta gäller särskilt när habitatkrav från olika artgrupper ska kombineras. En av huvudanledningarna verkar vara brist på kännedom för tröskelvärden, särskilt i urban miljö. Det andra är brist på en systematisk fortlöpande miljöövervakning av både arter och naturtyper i urbana och tätortsmiljöer. Utan denna typ av dataunderlag är det svårt att formulera regionaliserade och kontextanpassade kvantitativa målbilder. Trots detta har städer som Köpenhamn och Hamburg formulerat kvantitativa målbilder för grön infrastruktur med syftet att bevara och utveckla den biologiska mångfalden. Dessa exempel kan fungera som föregångare och inspiration. Det finns även kvantitativa målbilder för grön infrastruktur i andra sammanhang (till exempel rekreation), och det är möjligt att dessa får en större genomslagskraft än dem för biologisk mångfald. Det kan bli problematiskt när bevarande av grön infrastruktur behöver andra mer specifika åtgärder (till exempel bevarande av vissa arter och naturtyper), men ger också möjlighet för synergier.

Det finns kvalitativa målbilder för biologisk mångfald knutna till grön infrastruktur på global, EU och nationell nivå. Med dessa som utgångspunkt bör det vara möjligt att formulera målbilder också för urbana och tätortsmiljöer i Sverige. I de tre största svenska städerna har man redan gjort detta. Det finns även ett väletablerat indicatorsystem internationellt (till exempel Singapore index). Sådana system är möjliga att utgå ifrån och anpassa till svenska förhållanden, på samma sätt som man gjort i till exempel Helsingfors.

Författarna

Erik Andersson, professor, Stockholms universitet, Stockholm Resilience centre

Bengt Gunnarsson, professor emeritus, Göteborgs universitet, Institutionen för biologi och miljövetenskap

Christine Haaland, forskare, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Marcus Hedblom, professor, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för stad och land

Frank Johansson, professor, Uppsala universitet, Institutionen för ekologi och genetik

Johan Niss, Naturvårdsstrateg, Länsstyrelsen Skåne, Naturskyddsensheten

Anna Persson, forskare, Lunds universitet, Centrum för miljö- och klimatvetenskap (CEC)

Sanna Stålhammar, forskare, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

