



# Post mortem

Effekterna av död ved i urban miljö

---

Post mortem. The effects of dead wood in urban environments.

Frida Lundgren och Nicolaj Josephsson Branda



Självständigt arbete • 15 hp  
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU  
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning  
Landskapsingenjörsprogrammet  
Lomma 2022

## **Post mortem. Effekterna av död ved i urban miljö.**

*Post mortem. The effects of dead wood in urban environments.*

Frida Lundgren och Nicolaj Josephson Branda

**Handledare:** Anna Levinsson, Sveriges Lantbruksuniversitet, LAPF  
**Bitr. handledare:** Tove Hultberg, Länsstyrelsen, Nationalparkschef över Söderåsen  
**Examinator:** Johanna Deak Sjöman, Sveriges Lantbruksuniversitet, LAPF

**Omfattning:** 15 hp  
**Nivå och fördjupning:** Grundnivå, G2E  
**Kurstitel:** Självständigt arbete i Landskapsarkitektur  
**Kurskod:** EX0841  
**Program/utbildning:** Landskapsingenjörsprogrammet  
**Kursansvarig inst.:** Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning  
**Utgivningsort:** Lomma  
**Utgivningsår:** 2022  
**Omslagsbild:** Frida Lundgren  
**Upphovsrätt:** Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd

**Nyckelord:** Vedlevande organismer, död ved, ekologi, faunadepåer, urban forestry

### **Sveriges lantbruksuniversitet**

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap (LTV)  
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning (LAPF)

## Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Läs om SLU:s publiceringsavtal här:

- <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.

## Förord

Arbetet har genomförts som ett examensarbete på kandidatnivå inom Landskapsingenjörsprogrammet vid Sveriges Lantbruksuniversitet under våren 2022. Examensarbetets omfattning har varit 15 högskolepoäng, vilket motsvarar tio veckors heltidsstudier.

Vi vill framföra ett stort tack till Anna Levinsson och Tove Hultberg, våra handledare som varit till mycket stor hjälp när de noggrant granskat det vi skrivit och bidragit med synpunkter. Vi vill även tacka Fredrik Bengtsson på Helsingborg stad som varit vägledande under arbetets gång samt Åsa Ode, bibliotekarie vid SLU, som hjälpt oss styra uppsatsen mot ett godkännande. Tack så mycket!

Malmö, mars 2022

Frida Lundgren och Nicolaj Josephsson Branda

## Sammanfattning

Populationer av saproxylika organismer, det vill säga arter som är beroende av död ved, är i urbana ekosystem begränsade på grund av att död ved regelbundet tas bort av säkerhetsskäl och estetiska skäl. Beroende på förvaltning och markägande kan dock en mindre mängd död ved ibland lämnas kvar eller flyttas till bristområden i de fall det inte är möjligt att behålla på plats. På så vis kan livsrum skapas i områden som är fragmenterade. Syftet med studien är att utvärdera betydelsen av död ved i urbana områden och staden som potentiell livsmiljö för saproxylika organismer, samt huruvida förflyttning av avverkade stammar kan skapa eventuella nyttor och utgöra risker på nya platser. Denna studie indikerar att bevarade skogspartier i urbana områden är av stor betydelse för tillgången på död ved och att såväl kommunala stadsparker som privata trädgårdar bidrar med viktiga livsmiljöer för saproxylika arter.

*Nyckelord:* Vedlevande organismer, död ved, ekologi, faunadepåer, urban forestry

## Abstract

Populations of saproxylic organisms, which means species that depend on dead wood, are limited in urban ecosystems due to the fact that dead wood is regularly removed for safety and aesthetic reasons. Depending on management and land ownership, a small amount of dead wood can sometimes be left behind or moved to deficient areas in cases where it is not possible to keep in place. In this way, living spaces can be created in areas that are fragmented. This study aimed to evaluate the significance of dead wood in urban areas and study urban areas as potential habitat for saproxylic organisms, but also whether relocation of felled trunks can create potential benefits and risks in new locations. This study indicates that preserved forest areas in urban areas are of great importance for access to dead wood and that both municipal city parks and private gardens contribute important habitats for saproxylic species.

*Keywords:* Wood-dwelling organisms, dead wood, ecology, fauna depots, urban forestry

# Innehållsförteckning

<b>1. Inledning</b> .....	<b>7</b>
1.1 <i>Bakgrund</i> .....	7
1.2 <i>Syfte och mål</i> .....	7
1.3 <i>Frågeställningar</i> .....	8
1.4 <i>Avgränsning</i> .....	8
<b>2. Litteraturstudie</b> .....	<b>9</b>
2.1 <i>Definition av död ved</i> .....	9
2.2 <i>Nationella miljömål</i> .....	9
2.3 <i>Värdet av död ved för biologisk mångfald</i> .....	10
2.3.1 <i>Mängd, volym och struktur</i> .....	10
2.3.2 <i>Effekt av vedens position</i> .....	11
2.3.3 <i>Varaktighet</i> .....	11
2.4 <i>Faunadepåer</i> .....	12
2.5 <i>Arternas populationsekologi, habitatkrav och spridningsmekanismer</i> .....	14
2.5.1 <i>Insekter</i> .....	14
2.5.2 <i>Lavar</i> .....	14
2.5.3 <i>Mossor</i> .....	15
2.5.4 <i>Svampar</i> .....	15
2.6 <i>Staden som potentiell livsmiljö</i> .....	17
2.7 <i>Död ved i urbana parker</i> .....	17
2.8 <i>Flytt av död ved</i> .....	19
2.9 <i>Patogener och skadedjur</i> .....	20
2.10 <i>Habitatfällor</i> .....	21
<b>3. Intervjustudie</b> .....	<b>22</b>
3.1 <i>Fredrik Bengtsson, kommunekolog på Helsingborg stad</i> .....	22
3.2 <i>Tove Hultberg, parkchef över Söderåsens nationalpark på Länsstyrelsen Skåne</i> .....	24
<b>4. Diskussion</b> .....	<b>26</b>
4.1 <i>Metoddiskussion</i> .....	28
<b>5. Slutsatser</b> .....	<b>29</b>
5.1 <i>Vidare forskning</i> .....	29
<b>Referenser</b> .....	<b>30</b>

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

Mängder med arter, framför allt insekter, mossor, lavar och svampar, är direkt eller indirekt beroende av död ved för att överleva. Den döda veden har kommit att bli en bristvara i både naturliga landskap och gestaltade landskap vilket hotar den biologiska mångfalden. Faktum är att två av Sveriges nationellt antagna miljömål syftar till att stärka artrikedomen och kan kopplas till arbetet med att öka mängden död ved. Ambitionen med detta arbete är att undersöka vad det finns för ekologiska och biologiska värden i att flytta och bevara död ved i urbana naturområden. Inledningsvis började examensarbetet som ett samarbete med Miljöbron och Helsingborgs stads stadsbyggnadsförvaltning, men har under arbetets gång omformulerats för att ge oss friare händer.

## 1.2 Syfte och mål

Saproxytiska organismer förekommer i olika typer av rurala och urbana områden, vilket tyder på att stadslandskap hyser potentiella livsmiljöer. Till skillnad från skogliga miljöer, har tillgången på död ved i urbana områden hittills varit ett relativt outforskat ämne, varför vi anser det vara meningsfullt att söka och förmedla kunskapen om vad död ved kan tillföra i dessa miljöer. Syftet med examensarbetet är att studera både möjligheter för bevarande av och förflyttningar av död ved från rurala till urbana naturområden samt bidra med mål och mening för framtida arbete med att gynna biologisk mångfald. Genom att undersöka vilka faktorer som påverkar det biologiska och ekologiska värdet av död ved kan underlag och strategier skapas för att främja saproxytiska organismer samt öka förståelsen för vilka förutsättningar som krävs för att utföra lyckade förflyttningar.

## 1.3 Frågeställningar

Inom detta arbete besvaras följande frågeställningar:

- På vilket sätt kan död ved öka biologisk mångfald i urbana parker?
- Vad finns det för ekologiska och biologiska värden i att flytta död ved från rurala till urbana naturområden?
- Vilka risker kan det innebära att flytta död ved till urbana parkmiljöer?

## 1.4 Avgränsning

Arbetet har avgränsats till att beskriva hur död ved kan skapa habitat för saproxyliciska arter i urbana miljöer, mer specifikt parker. Det innebär att arbetet inte syftar till att utveckla praktiska metoder eller ge specifika lösningar, utan fokuserar på vilka förutsättningar som krävs för att öka biologiska mångfald i samband med förflyttning av död ved till och inom urbana parker. Då arbetet avser beskriva det nuvarande kunskapsläget kring ämnesområdet har en geografisk avgränsning för det material som granskats varit nödvändig. Denna är södra Sverige.

## 1.5 Metod och material

Inledningsvis genomfördes en litteraturstudie för att få kunskap om ekologiska och biologiska värden som kan kopplas till död ved. Materialet till arbetet har inhämtats från SLU:s bibliotek och databas primo med primärt sökord såsom *vedlevande organismer*, *död ved*, *faunadepå*, *saproxylic*, *urban forestry* samt *urban dead wood*. Därefter gjordes en intervjustudie med Fredrik Bengtsson som är kommunekolog på Helsingborg stad och Tove Hultberg som är parkchef på Söderåsens nationalpark på Länsstyrelsen i Skåne. Dessa har främst gett stöd till diskussionsdelen där de olika teorierna utvärderas samt skapat en grund för resultatdelen. Intervjuerna har spelats in i sin helhet, transkriberats och därefter har svaren sammanfattats i enlighet med meningskondensering. Förhoppningen med litteratur- och intervjustudien är att den ska kunna bidra med mål och mening för framtida arbete med att gynna biologisk mångfald.



## 2. Litteraturstudie

### 2.1 Definition av död ved

Död ved skapas av dött eller döende träd, som i naturliga habitat orsakas av klimat såsom vind, snöfall, torka, bränder, konkurrens samt angrepp till följd av insekter och skadegörare. Det kan även skapas på artificiell väg genom att hela eller delar av träd avverkas (Kuuluvainen 1994). Naturvårdsverkets (u.å) definition av död ved avser vedsubstrat som är minst 20 cm i diameter.

### 2.2 Nationella miljömål

Sveriges riksdag har antagit 16 nationella miljömål. Miljömål 12 (Naturvårdsverket 2021a) – *Levande skogar* – ämnar stärka skogens resurser genom diversitet och mängden död ved används som en indikator. “*Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärden och sociala värden värnas.*” För nuvarande och framtida generationer är det viktigt att biologisk mångfald bevaras och nyttjas på ett hållbart vis. Mängden skog som uppfyller kriterierna för död ved och grova träd ökar för tillfället, även om äldre och lövrik skog har minskat på nationell nivå. Förekomsten av död ved och grova träd kan tillsammans med andra mönster ha betydelse för mångfalden av mossor, lavar, vedsvampar och insekter. De vedlevande arterna har i sin tur mycket stor betydelse för en rad andra arter som gynnar exempelvis fågellivet.

Miljömål 16 (Naturvårdsverket 2021b) – *Ett rikt växt- och djurliv* – knyter an till anläggandet av faunadepåer. Situationen för hotade arter i Sverige måste bli bättre och för att kunna överblicka deras status används rödlisteindex som också utgör ett underlag för att årligen bedöma om situationen förändras. I skogliga miljöer har kalhuggning och andra åtgärder som skogsbruket står för störst påverkan, vilket lett till brist på både död ved och skogar med lång kontinuitet. Utöver det har för få naturliga störningar, såsom bränder och översvämningar, missgynnade vissa arter.

## 2.3 Värdet av död ved för biologisk mångfald

Saproxylika organismer är arter som är direkt eller indirekt beroende av död ved under hela eller delar av livscykel. Dessa anses idag vara mycket utrotningshotade till följd av en utbredd brist på död ved (Odór 2006; Berg et al. 1995). I Europa hör de saproxylika organismerna till de mest hotade. Arterna förekommer i så pass små populationer att de sannolikt kommer att dö ut om inte deras situation förändras till det bättre (Siitonen 2001). Bristen på död ved i rurala och skogliga miljöer är en konsekvens av ett successivt moderniserat och effektiviserat skogsbruk och är mycket väldokumenterat (Berg et al. 1995; Ódor et al. 2006; Siitonen 2001). I skogar avsedda för virkesproduktion beror troligtvis minskningen på dess kommersiellt låga värde och en allmän uppfattning om att död ved hyser skadegörare (Seibold et al. 2015). För att bevara och stärka den biologiska mångfalden är det därför sedan decennier rutin på att lämna en viss mängd död ved vid avverkning inom svenskt skogsbruk (Franc & Aulén 2006). Bland annat sparas död ved, gamla levande träd, buffertzoner (ständigt bevuxen mark) mot vattendrag och myrar, spridningskorridorer och mindre bestånd, så kallade nyckelbiotoper. Liksom skogar berövas ständigt urbana naturmiljöer på död ved (Gilles 2004), men kunskapen om följderna för biologisk mångfald har varit och fortfarande är mycket begränsad (Fröhlich & Ciach 2020b). Att död ved fyller en oerhört viktig funktion för att upprätthålla livskraftiga populationer och stabila ekosystem är forskningen enig om, medan vägledande normer angående mängd, volym och inneboende egenskaper hos död ved i förvaltade naturområden i Sverige skiljer sig åt (Fridman & Walheim 2000).

### 2.3.1 Mängd, volym och struktur

Olika saproxylika organismer är specialiserade på olika typer av död ved och svarar på såväl mängden som volymen av lämpligt habitat i olika rumsliga skalor. Variationen påverkas av bland annat trädart, dödsorsak, nedbrytningsgrad, veddimension, mikroklimat och organismernas tillväxthastighet (De Jong et al. 2004). Storleken spelar avgörande roll så till vida att en större stock tar längre tid att brytas ner. Dessutom kan stora stockar upprätthålla mer stabila mikroklimat över tid, vilket krävs av vissa specialiserade arter (Stokland & Kauserud 2004). Men även mindre grenar är viktiga för att främja biologisk mångfald, troligtvis för att de har en hög yta per volym och därför kan stödja fler arter jämfört med stora stockar (Heilmann-Clausen & Christensen 2003). Vidare kan variationer av egenskaper i veden påverka populationens vitalitet och nedbrytningshastighet (Van der Wal et al. 2015). När olika träslag kombineras ökar mångfalden då olika träslag hyser olika typer av livsmiljöer (Fridman & Walheim 2000). Dessutom har skillnader i kvaliteten på veden visats vara en av de viktigaste faktorerna som påverkar mångfalden av arter (Küffer & Senn-Irlet 2005). Även vilken slags ved (kärnved kontra splintved) påverkar sammansättningen av arter (Van der Wal et al. 2015).

Kärnved är i allmänhet mer motståndskraftig mot nedbrytning genom organiskt toxiska föreningar och endast organismer specialiserade på död kärnved kan angripa dessa vävnader (Cornelissen et al. 2012).

Således har organismerna individuella krav på mängd och att dessa kan skilja kraftigt mellan arterna, varför även naturvården bör spegla detta. Ranius (2005) framhäver i ett diskussionsinlägg riktat mot De Jong et al. (2004) att det inte är helt enkelt att fastslå ett visst gemensamt tröskelvärde att förhålla sig till. Vid ett riktvärde på 20 kubikmeter död ved per hektar, vilket De Jong et al. (2004) menar att sannolikheten för att hitta sällsynta och mer specialiserade arter ökar avsevärt vad gäller mängden död ved, borde ur biologisk synpunkt inte vara en mer relevant målsättning än någon annan. Kritiken som Ranius (2005) riktar mot De Jong et al. (2004) grundar sig i dels i studiens allmängiltighet, dels i att den har för få vetenskapliga belegg, varför denna siffra är godtycklig.

Samtidigt bör det understrykas att mängden som bör lämnas kvar skiljer mellan löv- och barrträd. Vad gäller färskt dött barrträdsvirke får maximalt 5 kubikmeter per hektar lämnas kvar enligt Skogsvårdslagen. Syftet med det är att begränsa antalet skadeinsekter (Naturvårdsverket 2021a). Vid högre andel ved finns det risk att gynna den aggressiva granbarkborren (*Ips typographus*) som kan orsaka massiv trädförlust (Eriksson et al. 2006).

### 2.3.2 Effekt av vedens position

Förutom storlek och variation av egenskaper hos död ved påverkar även placering, det vill säga vedens förhållande till jorden. Läget i förhållande till marken påverkar inte minst vedens mikroklimatiska förhållanden, men också möjligheterna för organismerna för att kolonisera träet via luft, rötter eller jord. Stockar har i regel mer kontakt med jord, medan stubbar fortfarande har rötter vilket möjliggör kolonisering via dessa (Jonsson et al. 2005), se bildexempel (bild 6).

Vidare förklarar Jonsson et al. (2005) att positionen av död ved verkar ha stor relevans för vilka arter som kan fortleva samt vilken effekt den bidrar med för biologisk mångfald. I studier gjorda på naturliga skogar där död ved har placerats på måfå, blev resultatet sämre jämfört med om planering skett. Ansamlingar av död ved bör därtill förses med lämplig information om dess nyttor för att möta social acceptans och främja långsiktighet (Stokland et al. 2012).

### 2.3.3 Varaktighet

Livsmiljöns storlek och kvalitet förändras oftast över tid till följd av dess naturliga vitalitet och varaktighet. Död ved utgör relativt temporära och oförutsägbara livsmiljöer, vilka kan bestå enstaka år upp till några årtionden (Berglund et al. 2018). För saproxylika organismer är det således viktigt att livsmiljöer nybildas i tillräcklig omfattning och inom lämpligt spridningsavstånd för att populationerna ska bestå (Snäll et al. 2004). Vissa områden i landskapet kan arters populationer

vara särskilt utbredda och livskraftiga. Dessa miljöer är ofta stora nog, har relevanta kvaliteter eller är tillräckligt varaktiga över tid för att arterna ha möjlighet överleva, breda ut sig och föröka sig (Hanski 2000). Andra områden är mer begränsade, till följd av att förhållandena är det motsatta. Berglund (2018) menar att habitatet dessutom påverkas av markanvändning, såsom exploatering och förtätning av landskapet. Hastiga variationer kan betyda att arternas möjligheter till spridning minskar och att spridningsavstånden ökar. Om habitatets livslängd förkortas i för stor utsträckning finns risk att arter inte hinner sprida sig till nya miljöer, vilket i sin tur innebär att populationerna minskar och varför varaktighet är en livsviktig faktor. Det är särskilt relevant att lämna död ved på platser där den tillåts stanna kvar tillräckligt länge eftersom vissa arter är beroende av den nedbrytande processen (Stokland et al. 2012).

## 2.4 Faunadepåer

En metod för att motverka habitatförlust och habitatfragmentering är att arbeta med artificiellt skapade habitat. Exempel på det är så kallade faunadepåer, vilka bland annat kan bestå av lågor, högar av grova grenar eller av konstgjorda holkar, se bildexempel (bild 1 och 2). Syftet med faunadepåer är alltså att efterlikna saproxylliska organismers naturliga habitat. I områden som är fragmenterade, det vill säga har stora avstånd mellan de livsmiljöer som död ved utgör, kan faunadepåer stärka möjligheterna för spridningen mellan naturliga habitat (Sörensson 2004).

Sörensson (2004) fördjupar att syftet med faunadepåer är att dels stötta saproxylliska organismer genom skapandet av nya och fler livsmiljöer, dels ta till vara på grov ved för naturvårdande ändamål, som i annat fall skulle flisas, eldas eller på annat sätt slösas bort. Att införa faunadepåer i traditionell park- och skogsskötsel är både ett billigt och effektivt sätt att förena naturvård med skötsel av trädbestånd. Faktum är att det produceras otaliga volymer av lövträdsved i samband med skötsel i svenska städer, varje år.

Sörensson (2004) står för den första svenska studien som gjorts på insekter i faunadepåer, vilken utfördes på sju lokaler runt om i Lund. 1) S:t Hans backar, vilket utgör ett av de mer naturnära rekreationsområdena intill stadens omedelbara närhet, 2) UB-parken, 3) Tunaparken och 4) Stadsparken är alla centralt belägna, samt tre stycken placerades längs med Höje å: 5) Källby reningsverk, 6) Lyckebacken och 7) Värpinge, vilka hör till Lunds ytterområden. Varje depå omfattade varierande mängd grova stamdelar av nyligen avverkat lövträd med intakt bark och utan spår av insektsangrepp eller äldre, murkna och emellanåt ihåliga stockar som i regel sågats i längder om 3 meter. Dessa placeras sedan i mer eller mindre solexponerade miljöer. Uppföljningen fyra år senare påvisade förekomst av såvälflugor och steklar som skalbaggar och med det gav Sörensson

(2004) belägg för att faunadepåer gynnar ekologiska specialister och andra hårt trängda arter. Nyttillkommen död ved fyllde en lika stor funktion som äldre mer nedbruten ved. Redan efter fyra år fungerar faunadepåer ett fullgott habitat för många organismer, var av flera rödlistade. En förutsättning är att utnyttja platser där befintliga organismer redan förekommer.



*Bild 1 och 2: Faunadepå av barrträd med informationsskylt.*

## 2.5 Arternas populationsekologi, habitatkrav och spridningsmekanismer

Organismer som är beroende av död ved omfattar en mängd arter, däribland svampar, lavar, växter och djur, varför en ökad andel död ved anses vara ett viktigt medel för att bevara och stärka den biologiska mångfalden (Seibold et al. 2015). Vidare spelar arterna en grundläggande roll i ekosystemen då de bryter ner död ved. Via nedbrytningsprocessen tillgängliggörs energi och näringsämnen som är nödvändiga även för andra organismers fortlevnad (Speight 1989). Arterna utnyttjar sinsemellan olika stadier av den nedbrutna veden. Nyligen avverkad ved är exempelvis en viktig tillgång för den grupp av ekologiska specialister som består av så kallade primära konsumenter och nedbrytare (Sörensson 2004).

En förståelse för på vilket sätt arterna som är beroende av död ved och dess habitatkrav i ett stadslandskap är oerhört värdefullt i arbetet med att bevara lokala populationer, varför även tillgången på död ved bör inkluderas i stadsplanering och parkförvaltning (Fröhlich & Ciach 2020b). Generellt kan man utgå från att arter som är knutna till varaktiga livsmiljöer har särskilt låg spridningsförmåga, medan arter som är knutna till kortvariga har betydligt större kapacitet att förflytta sig och kolonisera nya områden, vilket anses vara en evolutionär anpassning (Berglund et al. 2018). I förlängningen innebär det att träd- och vedlevande arter kräver en kontinuitet av nya och lämpliga livsmiljöer. Termen ”habitat-patch tracking” används för arter som är beroende av temporära livsmiljöer. Dessa arter dör inte sällan ut lokalt i samband med att habitatet upphör och behöver därmed ständigt sprida sig för att överleva (Snäll et al. 2004).

### 2.5.1 Insekter

Insekter utgör en av de artrikaste artgrupperna och uppvisar en enorm variation gällande livscykel och utvecklingsstadier, reproduktion och spridningsmönster. Vanligtvis utvecklar insekter vingar under vuxenstadiet. Det är även under detta stadium som många arter sprider sig för att hitta nya livsmiljöer men också för att fortplanta sig. De flesta insekter som är bundna till träd och död ved är mycket flexibla organismer med god förmåga att identifiera lämpliga livsmiljöer (Berglund et al. 2018). Majoriteten av de insekter som står i fokus för svensk naturvård är träd- eller vedlevande är skalbaggar (Speight 1989). Ett flertal studier tyder på att de flesta skogslevande skalbaggar kan förflytta sig kilometervis varje år. Vissa studier har dock visat motsatsen med tydliga begränsningar vad gäller spridningen (Berglund et al. 2018).

### 2.5.2 Lavar

Lavar består av en symbios mellan en svamp (mykobiont) och en alg eller cyanobakterie (fotobiont) med fotosyntetisk förmåga, se bildexempel (bild 3).

Lavar är stationära och passivt spridda organismer, primärt via vind eller vatten, se bildexempel (bild 3). Beroende på art förökar sig lavar antingen sexuellt genom sporer eller asexuellt genom att de producerar små spridningskroppar, i form av så kallade soredier eller isidier (Berglund et al. 2018). Eftersom lavar utgörs av en symbios mellan en svamp och en bakterie eller alg kräver det att dessa två möts för att laven ska ha möjlighet att reproducera sig (Lutzoni & Miadlikowska 2009). Spridningen är helt beroende på avståndet och att merparten av spridningskropparna når en ny lokal inom ett område av ett hundratal meter från den ursprungliga källan (Berglund et al. 2018). Troligtvis koloniserar flertalet trädlevande lavar nya trädmiljöer mycket långsamt, uppemot 100–150 år (Gjerde et al. 2012). Generellt sett tolererar lavar torra och utsatta lägen bättre än exempelvis mossor, men växer vanligtvis långsammare och ställer därmed högre krav på tillräckligt långvariga och stabila substrat, vilket många gånger veden på gamla träd tillhandahåller. Vissa arter är beroende av halvskugga och periodvis fuktig ved. Av våra svenska lavar växer en tiondel (totalt 250 arter) på död ved, ett 40-tal arter av dessa är knutna till liggande träd och grenar (Dahlberg & Stokland 2004).

### 2.5.3 Mossor

Vedlevande mossor uppträder både på barr- och lövträd, men störst artrikedom förekommer på barrträdslågor, se bildexempel (bild 4). Få är bundna till enbart ett trädslag (Dahlberg & Stokland 2004). Vidare är mossor stationära och passivt spridda organismer. Majoriteten av dem reproducerar och sprider sig sexuellt. Vissa har även förmågan att sprida sig vegetativt, via tillväxt eller genom att lösa delar av mossa förs till nya platser. Att träd- och vedlevande mossor är knutna till förhållandevis flyktiga livsmiljöer är förmodligen orsaken till varför många av arter sprider sig både sexuellt och asexuellt. Det ökar sannolikt möjligheterna att sprida och etablera sig på nya substrat, i varje fall lokalt innan veden där mossan växer förmultnar bort (Berglund et al. 2018). Således förutsätter en lyckad etablering ett passade underlag och lämpliga fukt- och pH-förhållanden (Wiklund 2002). Utöver det måste spridningskroppar ha förmågan att konkurrera med andra mossor och växter på platsen (Hutsemekers et al. 2008).

### 2.5.4 Svampar

Svampars livscykel karaktäriseras av dess stationära levnadssätt och passiva spridning. Den sexuella spridningen sker med små, lätta sporer som produceras i fruktkropparna som utvecklas från mycel i mark eller ved. Vissa svampar kan även sprida sig genom asexuella spridningskroppar som släpps fritt (Boddy & Jones 2008). Dess livsmiljöer och tillgångar är ofta oförutsägbara och temporära. Precis som för mossor anses sporspridningen vara en direkt anpassning till att kunna sprida sig snabbt och kolonisera områden över stora avstånd, då svampars sporspridning

är både slumpmässig och avståndsberoende (Peay et al. 2016). Eftersom etableringen är begränsad förväntas vedlevande svampar med specifika villkor och små spridda populationer även bli mycket begränsade i sin spridning, redan vid ett par hundra meter (Norros et al. 2012). Se bildexempel (bild 4).



*Bild 3: Lav på tall-låga.*



*Bild 4: Mossa på björk-låga.*



*Bild 5: Svamp på tall-låga.*



*Bild 6: Stående och liggande död ved.*



## 2.6 Staden som potentiell livsmiljö

Till följd av exploatering och förtätning har stadens ståndortsförhållanden genomgått en radikal omställning sedan det senaste århundradet och staden är fortsatt i konstant förändring (Deak Sjöman et al. 2015). På grund av den snabba utvecklingen förväntas det att trädbevuxna livsmiljöer i urbana sammanhang kommer att bli allt viktigare i bevarandet av biologisk mångfald, både på lokal och global nivå (Fröhlich & Ciach 2020a). Skillnaden mellan landsbygd och stad ligger emellertid i urbaniseringen, då den bidrar till att skog minskar och att habitat fragmenteras (McDonnell et al. 2008). Skogar som lämnats kvar i urbana miljöer används framför allt för rekreatiösa ändamål och bidrar då med kulturella värden men är också viktiga för att upprätthålla stödjande och reglerande ekosystemtjänster – såsom att rena luft, reglera vattennivån och dämpa höga temperaturer. Dessa skogar sköts i likhet med naturliga skogar, förutom att de inte odlas för virkesproduktion (Roy et al. 2012) och har förmodligen inte heller samma krav på ekonomisk avkastning. Men faktum är att många urbana skogar kan ha stora likheter med naturliga skogar och därmed innehålla en betydande andel död ved (Hauru et al. 2014).

Även om skog är den livsmiljö som oftast undersökts vad gäller förekomst av saproxytiska organismer, är de inte heller ovanliga i glesa trädbestånd som parker och till och med privata trädgårdar (Fröhlich & Ciach 2020b). Privata trädgårdar täcker relativt stora områden av stadslandskapet, men har i allmänhet en lägre andel äldre och mogna träd i jämförelse med andra livsmiljöer. Miljöer med relativt låg trädthet kan alltså ändå hysa avsevärd potential för bevarande av både död ved och organismer beroende av den inom urbana parker (Fröhlich & Ciach 2020b). Detta är dessutom ett incitament till att gynna biologisk mångfald genom att utöka befintliga och skapa nya naturområden (McDonald et al. 2008).

Vidare utgörs urbana miljöer ett helt unikt klimat präglad av temperatur, ljus, vind, vatten och markföroreningar. Samtidigt råder det en hård konkurrens om utrymmet. I många avseenden innebär det urbana landskapet stora utmaningar för flertalet arter att lyckas etableras och utvecklas väl på lång sikt (Deak Sjöman et al. 2015). Både klimatet och den mänskliga påverkan skapar en tillvaro som skiljer sig långt från den naturliga miljön. Detta ställer höga krav på anpassningsbara arter. Givet dagens kunskapsläge har vi dock stora möjligheter att anta utmaningarna och skapa goda förutsättningar för en hållbar framtid (Ibid).

## 2.7 Död ved i urbana parker

Enligt Roy et al. (2012) förstärker skogspartier artrikedomen i stadslandskapet, vilket förutom levande träd sannolikt också beror på tillgången på död ved. Eftersom

dessa skogar inte främst är ämnade för virkesproduktion, utan oftare spelar en betydande roll för naturskydd och bevarande av biologisk mångfald, avlägsnas inte död ved i lika stor utsträckning. På så vis kan stora mängder ansamlas (Hauru et al. 2014) och koloniserats av saproxytiska organismer (Sandström et al. 2006). Det är framför allt skötseln i urban miljö som påverkar upplagringen av död ved (Gilles 2004). En bidragande faktor beror hur skötseln utförs och vem som planerar skötseln (Fröhlich & Ciach 2020a), se bildexempel (bild 7).

Förekomsten av död ved i urbana parker varierar. Stubbar och nedfallna stockar, som är vanliga i naturskogar (Christensen et al. 2005), är sällsynta i stadsmiljöer medan grenar är den vanligast förekommande formen av död ved, se bildexempel (bild 8). Anledningen till att död ved minskar är på grund av politiska och ekonomiska skäl eftersom döda träd kan vara ett hinder i urbana miljöer (Fröhlich & Ciach 2020a). Försvagade och döda träd i urbana parker tas ofta bort med argumentet att de utgör en säkerhetsrisk (Gilles 2004), då ett dött träd eller en stor, död trädgren som faller kan skada människor (Brookes 2007). Vanligtvis beskärs döda grenar, försvagade och stående döda träd fälls och nedfallna stockar röjs bort (Fröhlich & Ciach 2020a). Förekomsten av död ved i stadsparkers anses emellanåt även vara estetiskt opassande (Brookes 2007).

Det är viktigt att informera människor om död veds positiva effekter för biologisk mångfald för att därmed göra detta till ett mer välkommet inslag i urbana parker. Tillsammans med kunskap bör bevarande av död ved inkluderas i stadsplanering och parkförvaltning (Fröhlich & Ciach 2020b). Den svåraste utmaningen ligger i att skapa lokaler för arter som är naturligt sällsynta, kräver skogliga miljöer och har begränsad spridningsförmåga (Berglund et al. 2018). Med tanke på den generellt låga förekomsten av död ved och bristen på omfattande områden med gammal skog kommer dessa arter att fortsätta att möta allvarliga problem i framtiden (Jonsson et al. 2005).



*Bild 7: T.v. Grova stockar i Rönneholmsparken, Malmö.*

*Bild 8: T.h. Stormfällda grenar i Pildammsparken, Malmö.*

## 2.8 Flytt av död ved

Hittills har den rådande bristen på död ved beskrivits i såväl naturliga som gestaltade landskap. Utifrån den kunskapen utgår arbetet från att död ved skulle kunna skapa nytta genom att flyttas från omkringliggande natur utanför stadsmiljö in till parker och naturområden inom stadsmiljö, vilka benämns som urbana parker och naturområden. Flytten definieras av att död ved transporteras utifrån och placeras på utvalda zoner som anses särskilt gynnsamma inom städer. Distansen kommer därmed att skilja på lokal nivå men likväl utgå från att död ved hämtas från närmsta lämpliga naturområde utanför staden. På så vis skulle död ved som flyttas kunna bidra till att öka biologisk mångfald där det finns en brist samt tillföra friskt material i sjukdomsdrabbade områden. För tillfället finns det inga belägg för att staden varken skulle vara eller inte vara självförsörjande på mängden död ved. I dagsläget finns det generellt väldigt lite information om flytt av död ved och i synnerhet ämnet att flytta död ved från omkringliggande natur till den urbana naturmiljöer. Däremot har det gjorts studier på hur enskilda arter reagerar i en urban miljö.

Gällande svamp har forskare placerat sporfällor på hustak i Göteborg, vilka fångat sporer från vedlevande svampar hundratals mil från arternas närmast kända lokal (Hallenberg & Küffer 2001). Detta indikerar att skogslevande svampsporer har möjlighet att spridas över mycket stora avstånd och därmed bidra till en bakgrundsdeposition även i landskap där deras populationer är begränsade

(Junninen & Komonen 2011). Även inokulering (artificiell spridning av mycel) av specialiserade vedlevande svampar på platser där de inte förekommer, visar att dessa arter kan breda ut sig och bilda fruktkroppar i de fall de etablerats som mycel i veden (Abrego et al. 2016). Resultaten från försöken tyder på att etableringen kommer sig av mängden spridningskroppar som deponeras, det vill säga har förmågan att förflytta sig till en viss plats över tid. Bristen inom vissa områden kan därigenom bero på begränsad produktion av fruktkroppar på lokal nivå eller i landskapet som sådan, utöver av begränsad spridningen i sak. Bevisligen utgör miljön ett filter för vissa arter är och med det sagt kan inte etablering garanteras i alla områden (Berglund et al. 2018).

Gällande lavar har liknande inokulering visat att merparten (över 95 %) av de utsådda spridningskropparna kan förgås (Hilmo & Såstad 2001) samt att variationerna i etableringsgraden kan skilja oförklarligt mellan olika miljöer (Werth et al. 2006).

Sörensson (2004) som utfört en uppföljning av insektsfaunan av en handfull faunadepåer i Lund har dragit slutsatser som förmodligen går att applicera vid flytt av död ved. För att saproxyliiska organismer med enkelhet ska kunna etablera sig i den döda veden förutsätter det ofta att de placeras i nära anslutning till redan befintliga populationer. Framför allt krävs det god kunskap, inte bara från beslutsfattare på policy och taktisk nivå, utan även på operativ nivå, dvs parkförvaltare, för att förstå relevansen av att flytta död ved till lämpliga platser istället för att avverka träd och lämna virket till deponi. Även ved av mindre storlekar, såsom grenar och delar av ved, är värdefulla för vissa specialiserade organismer och bidrar till ökad biologisk mångfald. Fortsättningsvis framträder olika arter beroende på om depåerna är exponerade för sol eller beskuggade. Solexponerade faunadepåer ger ett gynnsamt mikroklimat och gynnar arter som kräver skyddade miljöer. När död ved placeras ovanpå varandra skyddar det mot vind. De övre stockarna frigörs då även från marken och fältskiktet som kan vara kvävande. Dessutom hindrar det sannolikt aggressiva myror att bosätta sig över hela stockarna (myrbon anläggs framför allt under lös, soluppvärmd ved vilket missgynnar många insektslarver). Med åtminstone partiellt skugga blir dessa delar inte lika attraktiva för myror som dyrkar solen. Olika typer av skogsbryn är exempel platser som är delvis beskuggade. Detta gynnar bland annat en rad arter av tvåvingar och skalbaggar. För att skapa en varaktig faunadepå, där veden tillåts ta lång tid på sig att brytas ner bör färskt material användas. Således är vikten av kontinuitet är en ytterst avgörande faktor för att inte riskera att orsaka mer skada än nytta.

## 2.9 Patogener och skadedjur

Olika typer av död ved bidrar till en ökning av livsmiljöer för nedbrytande organismer. Detta kan ha en positiv effekt i arbetet med att bevara och stärka biologisk mångfald men kan också öka risken för att livsmiljöerna utsätts för patogener (Garbelotto 2004). Varje träslag hyser en varierande uppsättning arter.

Med större variation av trädslag och typer av död ved, desto större är spridningen av arter. I stubbar kan potentiella patogener kvarstå under längre perioder än i stockar, då tillgång till rotsystemen kan de infektera en mycket större yta via jorden (Van der Wal et al. 2017).

Rotticka (*Heterobasidion annosum*) och Honungsskivling (*Armillaria sp.*) hör till några av de allvarligaste patogenerna som angriper träd. Enligt Van der Wal et al. (2017) är hanteringen av dessa sjukdomar är i första hand en fråga om förebyggande åtgärder. Även *Phytophthora* är en mycket aggressiv algsvamp som successivt bryter ner växtens vävnader. Hos träd angriper *Phytophthora* dess rötter, stam och bladmassa (Witzell & Cleary 2017). Då *Phytophthora* angriper i stort sett hela träd och anses så pass allvarlig, riskerar förekomsten av den orsaka både betydande förluster kopplade till trädets värden och även utgöra en säkerhetsrisk i rekreationsområden (Ibid). Med anledning av förekomsten av *Phytophthora* i park- och naturområden är det viktigt att undvika förflytta sjukdomsdrabbade träd till friska områden (Hee et al. 2013). Hantering av död ved utförs med fördel under perioder då det är lägre risk för infektion sår av ved (Garbelotto & Gonthier 2013).

## 2.10 Habitatfällor

Habitatfällor uppstår när organismer koloniserar artificiellt skapade habitat med en förutbestämd begränsad varaktighet (Adamski et al. 2016). Hastiga förändringar inom eller totala förluster av habitat innebär även att arternas livsmiljöer går förlorade. Detta kan i sin tur orsaka kraftig populationsminskning och till och med utrotas lokalt. Svårigheterna att minimera riskerna utgörs emellertid av att avgöra hur arterna agerar (Ibid). I vissa fall bidrar åtgärder som avser att stärka den biologiska mångfalden till att samma åtgärder får motsatt effekt (Hedin et al. 2008). Skötseln i ädellövskogar inkluderar delvis avverkning för att skapa förutsättningar för de arter som drar nytta av till viss del öppna skogspartier. Det avverkade virket används vanligtvis som bränsle och lagras ofta i fält under flera månader innan veden slutligen flisas. Dessa utgör sannolikt habitatfällor för flera sällsynta och hotade arter som är knutna till död ved. De negativa effekterna kan mildras genom att minimera tiden för det tillfälliga förvaret. Om detta inte är möjligt bör det översta lagret behållas på plats då merparten av de saproxylliska organismerna framför allt koloniserar dessa först (Ibid).

### 3. Intervjustudie

Intervjupersonerna har båda ledande positioner inom sitt område och arbetar med ekologi på daglig basis. Deras yrkesmässiga erfarenheter skiljer sig åt men har tilldelats samma frågor för att framhäva deras olika perspektiv. Intervjuerna har spelats in i sin helhet, transkriberats och därefter har svaren sammanfattats i enlighet med meningskondensering (Kvale & Brinkmann 2015). Det som står under frågorna sammanfattar således budskapet av det personen har sagt.

#### 3.1 Fredrik Bengtsson, kommunekolog på Helsingborg stad

##### 1. Vad är orsaken till att flytta död ved?

Det finns framför allt två skäl. Det ena är att det av någon anledning inte går att ha kvar död ved där den har producerats, det andra är att den döda veden kan göra stor nytta på platser där det finns en brist.

##### 2. Har ni en strategi gällande hantering av död ved?

Ja, men den är inte nedskriven. Vi har vissa områden i kommunen som vi tänker kan vara lämpliga att flytta död ved till. För närvarande arbetar vi med västkustbanans utbyggnad vilket inneburit intrång i en ädellövskog, Väla skog, som är ett kommunalt naturreservat. I samband med det har vi varit tvungna till att fälla fina lövträd, vilka vi flyttar till andra naturreservat där det är brist på död ved. Detta gör vi för att öka den biologiska mångfalden. Då många av de arter som är rödlistade i skogen är knutna till död ved, är det här en nyckelfaktor för att bevara värden och förbättra situationen. Vi har även gjort en inventering av stadens skogsmark, dvs den mark som Helsingborg stad förvaltar, där vi studerat mängden död ved. Utifrån det kan vi analysera och eventuellt peka ut fler områden där det finns brist.

### 3. Vad finns det för kostnader kopplade till förflyttning av död ved?

Kostnaderna utgörs av att transportera och hantera stora stockar som kan väga upp till flera ton. Vi flyttar oftast till extensivt skötta områden vilket inte medför några extra kostnader.

### 4. Vilka ekologiska risker kan det innebära att flytta död ved till urban miljö?

Det finns en självklar risk med smittspridning, framför allt av svampar och algsvampar, som kan drabba levande träd. Vi vill exempelvis inte flytta ved av hästkastanjer som har kastanjeblödarsjuka, då vi inte vill sprida sjukdomen till områden där det växer friska hästkastanjer. Dessa flisas istället och eldas upp.

### 5. Finns det en kompromiss mellan ekologiska och kulturella värden? – i så fall hur hanteras det?

Det uppstår ofta en konflikt i kulturparker. I grunden vill man inte ha död ved i dessa parker. För tillfället har vi en kompromiss i Slottshagen, där det står kvar två hästkastanjer som är väldigt stora. Dessa är beskurna, så att de ser lite stympade ut, ungefär som hamlade träd. Träden utgör en kompromiss så länge som de får stå kvar. Beroende på platsen och dess läge kan man placera den döda veden så att den inte utgör något hinder.

### 6. Vilka utmaningar innebär det att flytta död ved?

Logistiken, att hitta en plats som är tillgänglig för en lastbil och som inte kör sönder marken. Detta kostar också. Men jag tycker egentligen inte det är en så stor utmaning. Utmaningarna är snarare att kunna ha kvar död ved i vissa områden. Vill man flytta ved till en urban plats innebär det ännu mer utmaningar. Det har hänt att vi har gjort det på någon skolgård ibland och det är även något vi vill utöka. Att död ved blir ett inslag för barn att leka med eftersom det är viktigt med naturlika miljöer. Lagstiftning kan dock göra det problematiskt, då lekmiljöer ställer krav på EU-godkänd utrustning. Det handlar framför allt om försäkring och om ansvar ifall att det uppstår någon olycka.

### 7. Finns det något verktyg ni använder för att utvärdera effekterna av biologisk mångfald?

Ja, vi gör naturvårdsinventeringar av stadens skogsmark, så kallade NVI:er, med tillägg för inventering av mängden död ved. Den har gjorts en gång och det är ett rätt så omfattande arbete.

## 3.2 Tove Hultberg, parkchef över Söderåsens nationalpark på Länsstyrelsen Skåne

### 1. Vad är orsaken till att flytta död ved?

I princip kan jag se tre anledningar till varför man skulle vilja flytta död. För det första är det en brist på död ved i landskapet, vilket även är grunden till att man överhuvudtaget vill spara veden. Det finns för många arter som är knutna till död ved och framför allt grova döda träd utgör en brist. För det andra att man har död ved på en plats där den inte kan vara kvar, till exempel att man måste ta ner ett träd i en allé eller att det blåst ner ett stort träd. Då kan man behöva flytta det eftersom det kan utgöra en trafikfara. Den veden kan således göra mer nytta någon annanstans. För det tredje vill man flytta död ved till en plats där det redan finns många arter. Därför att man vill gynna en så kallad hotspot, för exempelvis skalbaggar, mossor eller liknande.

### 2. Har ni en strategi gällande hantering av död ved på länsstyrelsen?

Nej, det har vi egentligen inte. Det beror delvis på att det sker så pass sällan att vi flyttar död ved. Vi har helt enkelt inte behövt det. I vissa områden, som till exempel hos mig på Söderåsen, så är jag ganska restriktiv med att flytta död ved därför att jag vet att vi har bekymmer med *Phytophthora*, som är en patogen, i rätt så stora delar av parken. Därför är jag väldigt försiktig med att flytta död ved från de platser där jag vet att vi har *Phytophthora*.

### 3. Vad finns det för kostnader kopplade till förflyttning av död ved?

Den största kostnaden är transporten, därför att man framför allt vill flytta på är där riktigt grova träden som har störst värde rent ekologiskt. De är inte helt enkla att flytta på då de är så tunga. Det kräver rätt bastanta kranbilar, gott om med plats och att platsen är tillräckligt nära en väg för att kunna utföra förflyttningen med en stor kranbil. Där kräver en del planering. I vissa fall kan man också behöva söka dispens för att få ta ner och flytta träden om de står i ett skyddat område, exempelvis en allé. I sammanhanget är det dock en ganska liten kostnad.

### 4. Vilka ekologiska risker kan det innebära att flytta död ved till urban miljö?

Det är samma risker som att flytta den var som helst och det handlar om att begränsa spridning av sjukdomar eller skadedjur. Alla som jobbar med träd kan omöjligt känna igen alla sjukdomar och det är svårt att avgöra enbart genom att titta på trädet.



5. Finns det en kompromiss mellan ekologiska och estetiska värden?  
– i så fall hur hanteras det?

I skyddade områden som där jag jobbar är inte estetik en fråga i sig, där gör man saker främst för att det har ett ekologiskt värde. Snarare är framkomlighet och personsäkerhet viktigt att man inte äventyrar. Det finns säkert en risk att folk inte upplever det som vackert, men det är inte en särskilt stor fråga skulle jag säga.

6. Vilka utmaningar innebär det att flytta död ved?

Det är framför allt flytten. Att det faktiskt är ganska svårt och att det kan kräva dispens ibland, beroende på var man flyttar från och var man flyttar till. För att ta ner träd i en allé måste man ofta erbjuda någon form av kompensationsåtgärd. Vad det är föreslår den som söker dispens och det kan vara väldigt olika saker. För att få tillstånd att ta ner trädet kan man till exempel ge som förslag att lämna den döda veden på platsen, men det finns också situationer där det inte går. Framför allt behöver man tänka in det i sin tidsplan, det kan vara ganska långa handläggningstider och i vissa fall är de olika regelverken motstridiga. Dessutom är som sagt potentiell sjukdomsspridning definitivt en utmaning. Beroende på var man lägger det någonstans, men i synnerhet urbana miljöer, skulle jag säga att även kommunikation och information är jätteviktigt. Hur man hanterar det på rätt sätt och betänker hela kedjan, att redan från det att man tar ner trädet, börjar kommunicera vad är syftet är och funderar på vilka kanaler man använder. Min erfarenhet är att det idag så finns så ofantligt mycket informationskanaler vilket gör att man ibland missar folk. Skyltar på plats och information på en hemsida är basalt, men jag tänker att man har en skola i närheten kanske man ska bjuda in sig till den. Informationen som når eleverna kan i sin tur informera föräldrarna och så vidare.

7. Finns det något verktyg ni använder för att utvärdera effekterna av biologisk mångfald?

Vi använder oss av inventeringar av olika slag och av många olika artgrupper, det handlar om vad som kan vara intressantast i sammanhanget. Exempelvis inventera vedlevande skalbaggar eller svampar som man vill kika lite extra på. Vi använder dessutom artportalen. Det är ett väldigt smidigt verktyg, som man inte har i så många andra länder, just för att det är så lättillgängligt. Men riktade inventeringar av områden eller före och efter åtgärder, är definitivt det viktigaste verktyget vi använder oss av.

## 4. Diskussion

Litteraturstudien indikerar att urban miljö har avsevärd potential vad gäller att bevara och öka biologisk mångfald eftersom många saproxylika organismer har möjlighet att etablera sig i urbana sammanhang så länge rätt förutsättningar tillförs och bevaras i form av död ved (Fröhlich & Ciach 2020b; Sörensson 2004).

Den befintliga forskningen om bristen på död ved riktar sig främst till skogsbruk (Berg et al. 1995; Ódor et al. 2006; Siitonen 2001). Sedan decennier finns rutiner för hur död ved ska hanteras i skogsmiljö (Franc & Aulén 2006; Gilles 2004) men hotet mot biologisk mångfald kvarstår, vilket indikatorer för de nationella miljömålen fortfarande visar brist på (Naturvårdsverket 2021a; Naturvårdsverket 2021b). Vi anser att den befintliga forskningen om död ved i skogliga miljöer kan appliceras på ett liknande sätt i urban miljö i form av faunadepåer, vilket Sörensson (2004) stärker med sin rapport. Förekomsten av äldre död ved och kontinuerlig tillförsel av ny död ved är även viktig i urbana miljöer för att skydda och stärka biologisk mångfald (Fröhlich & Ciach 2020b). Eftersom bristen på död ved bidrar till att många saproxylika organismer idag annars anses riskera att bli utrotningshotade (Ódor 2006; Berg et al. 1995).

Faktum är att med de antagna miljömålen har Sveriges riksdag en skyldighet att skydda biologisk mångfald för framtida generationer på nationell nivå (Naturvårdsverket u.å). McDonald et al. (2008) anser att myndigheter bär ett ansvar att arbeta för att bevara befintliga och utveckla nya livsmiljöer inom stadslandskapet med ett långsiktigt perspektiv. Precis som skogsbruket har utvecklats och vidtagit åtgärder för att råda bot på det akuta läget anser vi att även kommunala parkförvaltningar har potential att ta fram liknande strategier, beroende på vilka förutsättningar som är möjliga att åstadkomma lokalt.

Urbanisering leder till fragmenterade livsmiljöer och ökar avstånden mellan gynnsamma habitat (McDonnell et al. 2008). På grund av exploateringen minskar naturområden, varför det är viktigt att död ved bevaras i urbana miljöer för att gynna befintliga men begränsade populationer. Detta kräver att ved tillförs i tillräcklig mängd och av lämplig kvalitet så att arter kan etablera sig och fortleva (Dahlberg & Stokland 2004).

Exempel på lösningar som kan appliceras och som Sörensson (2004) lyfter fram är vikten av faunadepåer, som har visat sig i många olika avseenden och uttryck skapa livskraftiga habitat i urbana sammanhang för många saproxylika

organismer och arter som i sin tur är beroende av dessa. Olika typer av död ved representerar varierande livsmiljöer vilket gynnar fler organismer (Fridman & Walheim 2000). Den svåraste utmaningen ligger förmodligen i att skapa lokaler för arter som är naturligt sällsynta, kräver skogliga miljöer och har begränsad spridningsförmåga (Jonsson et al. 2005).

Bevarandet av död ved bör inkluderas i stadsplanering och parkförvaltning eftersom den döda veden minskar i urban miljö på grund av politiska och ekonomiska skäl (Fröhlich & Ciach 2020a). Detta är dessutom ett incitament till att gynna biologisk mångfald genom att utöka befintliga och skapa nya naturområden inom urban miljö (McDonald et al. 2008).

Det kan även vara relevant att den döda veden flyttas in i stadsmiljö från det omkringliggande landskapet eftersom den döda veden kan göra stor nytta på platser där det finns en brist. Därav kan död ved komma att spela en alltmer avgörande roll i bevarandet av biologisk mångfald inom städer så länge rätt förutsättningar skapas, vilket bland annat kan påverkas genom planering och skötselinsatser (Gilles 2004). Mycket tyder på att det finns potential för saproxylika organismer att etablera sig och fortleva även i urbana sammanhang (Fröhlich & Ciach 2020b; Sörensson 2004) trots att klimatet skiljer sig från landsbygd (Deak Sjöman et al. 2015).

Att tillvarata död ved som av någon anledning inte kan bibehållas på plats, är ytterligare en anledning till varför det vore meningsfullt att flytta ved från rurala till urbana naturområden. I intervjustudien framkommer det inte alltid är möjligt att behålla veden från träd som av någon anledning måste avverkas inom naturområden. Denna mängd frigjord ved har enligt Sörensson (2004) mycket stor potential att hysa livsmiljöer även i urbana miljöer åt såväl vanligt förekommande som sällsynta och även hotade arter. Skapandet av faunadepåer kan således ses som en investering i naturvård.

En ökad volym av död ved kan också innebära större utrymme för patogener. Enligt Garbelotto (2004) är detta något man bör ha som man bör ha i beaktning vid hantering av död ved. I intervjustudien lyfts skadegörare och sjukdomsspridning som den främsta risken vid förflyttning av död ved, men även habitatfällor utgör en potentiell risk (Adamski et al. 2016).

Med anledning av förekomsten av *Phytophthora* i park- och naturområden är det viktigt att undvika förflytta sjukdomsdrabbade träd till friska områden (Hee et al. 2013). Till dessa områden kan det vara lämpligt att addera friskt substrat allteftersom rester av sjukdomsdrabbade träd successivt avlägsnas.

Förekomsten av död ved i stadsparker anses dessutom emellanåt vara estetiskt opassande (Brookes 2007), vilket även bekräftas i intervjustudien. För att uppnå goda resultat krävs att korrekta politiska beslut fattas på en högre nivå (Fröhlich & Ciach 2020a) och att information når ut till brukare för att öka förståelsen (Fröhlich & Ciach 2020b).

I syfte att gynna biologisk mångfald är det viktigt att inte bara arbeta inom ett habitat utan också ta hänsyn till hur habitatet förhåller sig till andra habitat.

Litteraturstudien tyder på att inom ett relativt litet område, finns möjligheten att utgöra en länk mellan större kringliggande områden. Störst effekt fås då den döda veden placeras på platser där populationer av organismer redan är etablerade (Sörensson 2004).

Bevarandet av saproxylika organismer är möjlig på flera håll inom kommunala och privata naturmiljöer, men bör koncentreras till zoner där död ved tillåtas att samlas (Stokland et al. 2012). Det är framför allt viktigt att förstå att många arter troligtvis kan ha svårt att hantera urbant klimat (Belinchón 2017). De flesta saproxylika organismer föredrar antingen solexponering eller är likgiltiga, medan endast ett fåtal föredrar skugga (Jonsell et al. 1998). Med detta sagt, finns det inte utrymme att tillgodose samtliga saproxylika organismers behov i urbana parkmiljöer.

Även om forskningen kring död ved är oense angående hur död ved ska hanteras för att uppnå bästa resultat är den enig om att död ved fyller en viktig funktion för att upprätthålla fungerande ekosystem (Fridman & Walheim 2000; Dahlberg & Stokland 2004) då saproxylika organismer påverkar förutsättningen även för andra arters fortlevnad (Speight 1989). Minskning av tillgängliga livsmiljöer har en mycket negativ effekt på mångfalden (Siitonen 2001) och otvetydigt innebär förekomsten av död ved en oerhörd betydelse för arters fortlevnad, såväl direkt som indirekt (Speight 1989).

## 4.1 Metoddiskussion

Med bakgrund mot det bristande kunskapsläget valde vi att skapa oss en djupare teoretisk förståelse för ämnet genom en litteratur- och intervjustudie. Samtidigt gjordes valet att inte göra fältinventering och/eller en fjärranalys som hade möjliggjort att koppla valet av ämne till en mer platspecifik undersökning i Helsingborg stad. Beslutet fattades även i samråd med våra handledare Anna Levinsson och Tove Hultberg samt Fredrik Bengtsson som varit vägledande talesperson för Helsingborgs stads stadsbyggnadsförvaltning. Lämplig metod gjordes även på grundval av tidsbegränsningen som en kandidatuppsats innebär. Genom vetenskapliga artiklar, övrig litteratur och intervjuer har vi fått möjligheten att ta reda på vilken funktion död ved utgör i urban miljö. Litteraturstudien bekräftar tidigare teorier men eftersom ingen forskning utförts av oss har vi inte haft möjlighet att redovisa några nya resultat. Givet dagens kunskapsläge kan heller inga effekter av våra sammanlagda teorier uteslutas. Vårt val av metod kan förmodligen skapa en grund för att skapa mer förståelse i ämnet.

## 5. Slutsatser

Till följd av såväl moderniserat skogsbruk som urbanisering har den biologiska mångfalden fått stå tillbaka då livsmiljöer har gått förlorade. I fragmenterade områden är det särskilt viktigt att skapa gynnsamma habitat även för de minsta av organismer, då de utgör en betydande del i det stora hela. Litteraturstudien har tillsammans med intervjustudien visat att död ved fyller en avsevärd funktion vad gäller att upprätthålla fungerande ekosystem. En metod för att motverka förlusten av livsmiljöer och habitatfragmentering är att arbeta med artificiellt skapade faunadepåer. Dessa kan integreras i det urbana landskapet för att tillgodose både ekologiska och biologiska värden. Förflyttningar av död ved från rurala till urbana naturområden kan bidra med mervärden i form av tillvaratagande av avverkade träd, gynnande av befintliga populationer samt tillföra friskt material, men kan också innebära risker i form av smittspridning och habitatfällor. För att uppnå gynnsamma utfall förutsätter det att lämplig kvalitet och mängd av död ved tillförs och upprätthålls. Således indikerar studien att samlingar av död ved på utvalda positioner i urbana parker kan vara ett mycket effektivt verktyg ur bevarandesynpunkt för både vanligt förekommande och hotade arter, direkt och indirekt beroende av den döda veden.

### 5.1 Vidare forskning

Med anledning av det begränsade underlaget behövs ytterligare studier för att undersöka om flytt av död ved är tillräcklig för att med säkerhet kunna säga att faunadepåer kan upprätthålla livskraftiga populationer av saproxyliska organismer på lång sikt i urbana naturområden. Detta skulle kunna forskas vidare i en fördjupad fältstudie.

Något som inte tagits upp i litteraturstudien är vilka andra värden flytt av död ved i urban miljö skulle kunna tillföra. Urbana naturområden har sannolikt mycket stor kapacitet att bidra inte enbart med ekologiska och biologiska värden, utan även med kulturella värden. Död ved som är placerad på exponerade platser är dessutom troligen mer tillgänglig för allmänheten än i skogliga miljöer. En fortsatt studie skulle kunna undersöka hur död ved kan gestaltas och därmed generera ytterligare funktioner i det offentliga rummet, såsom exempelvis rumsliga och pedagogiska funktioner.

## Referenser

- Abrego, N., Oivanen, P., Viner, I., Nordén, J., Penttilä, R., Dahlberg, A., Heilmann-Clausen, J., Somervuo, P., Ovas-kainen, O. & Schiegle, D. (2016). Reintroduction of threatened fungal species via inoculation. *Biological Conservation*, 203, 120–124. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.014>
- Adamski, P., Bohdan, A., Michalcewicz, J., Ciach, M. & Witkowski, Z. (2016). Timber stacks: potential ecological traps for an endangered saproxylic beetle, the Rosalia longicorn Rosalia alpine. *Journal of Insect Conservation* 20(6), 1099–1105. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9932-4>
- Belinchón, R., Harrison, P.J., Mair, L., Várkonyi, G. & Snäll, T. (2017). Local epiphyte establishment and future metapopulation dynamics in landscapes with different spatiotemporal properties. *Ecology*, 98(3), 741–750. <https://doi.org/10.1002/ecy.1686>
- Berg, A., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingback, T., Jonsell, M. & Weslien, J. (1995). Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology*, 9(6), 1629–1633. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061629.x>
- Berglund, H., Sundberg S. & Eide, W. (2018). *Arters spridning i en grön infrastruktur – kunskapsöversikt och vägledning för analyser* (Art databanken rapporterar 19). ArtDatabanken SLU. [https://pub.epsilon.slu.se/15889/7/berglund\\_h\\_et\\_al\\_190208.pdf](https://pub.epsilon.slu.se/15889/7/berglund_h_et_al_190208.pdf)
- Boddy, L. & Jones, T. H. (2008). Interactions between basidiomycota and invertebrates. *British Mycological Society Symposia Series, Ecology of saprotrophic basidiomycetes*, (28), 153–177 [https://doi.org/10.1016/S0275-0287\(08\)80011-2](https://doi.org/10.1016/S0275-0287(08)80011-2)
- Brookes, A. (2007). Preventing death and serious injury from falling trees and branches. *Australian Journal of Outdoor Education*, 11, 50–59. <https://doi.org/10.1007/BF03400857>

Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenberger, D. & Vrska, T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 267–282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032>

Cornelissen, J. H. C., Sass-Klaassen, U., Poorter, L., Van Geffen, K., Van Logtestijn, R., Van Hal, J., Goudzwaard, L., Sterck, F., Klaassen, R. K. W., Freschet, G., Van der Wal, A., Eshuis, H., Zuo, J., De Boer, W., Lamers, T., Weemstra, M., Cretin, V., Martin, R., Den Ouden, J. & Hefting, M. (2012). Controls on Coarse Wood Decay in Temperate Tree Species: Birth of the LOGLIFE Experiment. *Ambio*, 41(3), 231–245. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0304-3>

Dahlberg, & Stokland, J. N. (2004). *Vedlevande arters krav på substrat : sammanställning och analys av 3 600 arter* (Rapport 7). Skogsstyrelsen. <https://docplayer.se/401469-Vedlevande-arters-krav-pa-substrat.html>

De Jong, J. Dahlberg, A., Almstedt, M., Jonsson, B.G., Hysing, E. & Silfverling, G. (2004). Mer död ved i skogen – en förutsättning för tusentals arters överlevnad. *Fauna och Flora*, 99(2), 36–41.

Deak Sjöman, J., Sjöman, H. & Johansson, E. (2015). Staden som växtplats. I H. Sjöman & J. Slagstedt (Red.), *Träd i urbana landskap* (1. uppl. ed.). Lund: Studentlitteratur.

Eriksson, M., Lilja, S. & Roininen, H. (2006). Dead wood creation and restoration burning: Implications for bark beetles and beetle induced tree deaths. *Forest ecology and management*, 231(1), 205–213. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.050>

Franc, N. & Aulén, G. (2006). Hänsynsyta på hygge, förstärkt med mer död ved, blev “nyckelbiotop” med 39 rödlistade skalbaggsarter. *Entomologisk Tidskrift*, 129(1), 53–68. [http://www.sef.nu/download/entomologisk\\_tidskrift/et\\_2008/ET2008%20sid53\\_68.pdf](http://www.sef.nu/download/entomologisk_tidskrift/et_2008/ET2008%20sid53_68.pdf)

Fridman, J. & Walheim, M. (2000). Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management*, 131(1–3), 23–36. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00208-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00208-X)

- Fröhlich, A. & Ciach, M. (2020a). Dead wood resources vary across different types of urban green spaces and depend on property prices. *Landscape and Urban Planning*, 197, 103747. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103747>
- Fröhlich, A. & Ciach, M. (2020b). Dead tree branches in urban forests and private gardens are key habitat components for woodpeckers in a city matrix. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103869. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103869>
- Garbelotto, M. & Gonthier, P. (2013). Biology, epidemiology, and control of Heterobasidion species worldwide. *Annual Review of Phytopathology*, 51, 39–59. <https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102225>
- Garbelotto, M. (2004). Root and butt rot diseases. *Encyclopedia of Forest Science*, 2, 750-758 <https://doi.org/10.1016/B0-12-145160-7/00063-6>
- Gjerde, I., Blom, H. H., Lindblom, L., Sætersdal, M. & Schei, F. H. (2012). Community assembly in epiphytic lichens in early stages of colonization. *Ecology*, 93, 749–759. <https://doi.org/10.1890/11-1018.1>
- Gilles, B. K. (2004). Tree cutting and pruning to benefit urban wildlife. I W. W. Shaw, L. K. Harris, & L. Vandruff (Red.), *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*. Tucson, Arizona.
- Hallenberg, N. & Küffer, N. (2001). Long-distance spore dispersal in wood-inhabiting Basidiomycetes. *Nordic Journal of Botany*, 21, 431–436. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2001.tb00793.x>
- Hauru, K., Koskinen, S., Kotze, D. J., & Lehvävirta, S. (2014). The effects of decaying logs on the aesthetic experience and acceptability of urban forests – Implications for forest management. *Landscape and Urban Planning*, 123, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.014>
- Hanski, I. (2000). Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling and consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici*, 37(4), 271–280. [https://www.jstor.org/stable/23735720?sid=primo&seq=1#metadata\\_info\\_tab\\_contents](https://www.jstor.org/stable/23735720?sid=primo&seq=1#metadata_info_tab_contents)
- Hedin, J., Isacson, G., Jonsell, M. & Komonen, A. (2008). Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 23(4), 348-357. <https://doi.org/10.1080/02827580802269991>



Hee, W. Y., Torreña, P. S., Blackman, L. M. & Hardham, A. R. (2013). I K. Lamour (Red.) (2013). *Phytophthora: a global perspective*. Wallingford: CABI. <https://doi.org/10.1079/9781780640938.0124>

Heilmann-Clausen, J. & Christensen, M. (2004). Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*, 201(1), 105–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.010>

Hilmo, O. & Såstad, S.M. (2001). Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biological Conservation*, 102, 251–259. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00100-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00100-8)

Hutsemekers, V., Dopagne, C. & Vanderpoorten, A. (2008). How far and how fast do bryophytes travel at the landscape scale?. *Diversity and Distributions*, 14, 483–492. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00454.x>

Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. *Biodiversity and Conservation*, 7, 749–764. <https://doi.org/10.1023/A:1008888319031>

Jonsson, B.G., Kruys, N., & Ranius, T. (2005). Ecology of species living on dead wood - lessons for dead wood management. *Silva Fennica (Helsinki, Finland : 1967)*, 39(2), 209–309. <https://doi.org/10.14214/sf.390>

Junninen, K. & Komonen, A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: a review. *Biological Conservation*, 144, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.07.010>

Küffer, A. & Senn-Irlet, B. (2005). Influence of Forest Management on the Species Richness and Composition of Wood-inhabiting Basidiomycetes in Swiss Forests. *Biodiversity and Conservation*, 14(10), 2419–2435. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0151-z>

Kuuluvainen, T. (1994). Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland: a review. *Annales Zoologici Fennici*, 31(1), 35–51. <https://www.jstor.org/stable/23735497>

Kvale, S. & Brinkmann, S. (2015). *InterViews : learning the craft of qualitative research interviewing*. 2. ed. Los Angeles: Sage Publications.

- Lutzoni, F. & Miadlikowska, J. (2009). Lichens. *Current Biology*, 19(13), R502–R503. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.04.034>
- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 141(6), 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.025>
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, 23(10), 1143–1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- Naturvårdsverket. (u.å). *Strukturer i skogslandskapet*. Strukturer i skogslandskapet. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-skogar/strukturer-i-skogslandskapet/>
- Naturvårdsverket. (2021a). *Levande skogar*. Miljömålen. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-skogar/>
- Naturvårdsverket. (2021b). *Ett rikt växt- och djurliv*. Miljömålen. <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/ett-rikt-vaxt--och-djurliv/>
- Norros, V., Penttilä, R., Suominen, M. & Ovaskainen, O. (2012). Dispersal may limit the occurrence of specialist wood decay fungi already at small spatial scales. *Oikos*, 121, 961–974. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20052.x>
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M., Walley, R., Standovár, T., van Hees, A. F., Kosec, J., Matočec, N., Kraigher, H., & Grebenc, T. (2006). Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation*, 131(1), 58–71. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.004>
- Peay, K.G., Kennedy, P.G. & Talbot, J.M. (2016). Dimensions of biodiversity in the Earth mycobiome. *Nature Reviews Microbiology* 14, 434–447. <https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.59>
- Ranius, T. (2004). Debatt: Hur mycket död ved behövs i skogen? *Svensk botanisk tidskrift*, 99(1). <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1203088/FULLTEXT01.pdf>

- Roy, S., Byrne, J., & Pickering, C. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening*, *11*(4), 351–363. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.06.006>
- Sandström, U. G., Angelstam, P., & Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning*, *77*(1–2), 39–53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.004>.
- Seibold, S., Bäessler, C., Brandl, R., Gossner, M. M., Thorn, S., Ulyshen, M. D. & Müller, J. (2015). Experimental studies of dead-wood biodiversity – A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation*, *191*, 139–149. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2015.06.006>
- Siitonen, J. (2001). Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, *49*, 11–41. [https://www.jstor.org/stable/20113262?seq=1#metadata\\_info\\_tab\\_contents](https://www.jstor.org/stable/20113262?seq=1#metadata_info_tab_contents)
- Snäll, T., Hagström, A., Rudolphi, J. & Rydin, H. (2004). *Distribution pattern of the epiphyte Neckera pennata on three spatial scales – importance of past landscape structure, connectivity and local conditions*. *Ecography*, *227*, 757–766. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.04026.x>
- Stokland, J. & Kauserud, H. (2004). *Phellinus nigrolimitatus* – a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management*, *187*(2), 333–343. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.07.004>
- Stokland, J., Siitonen, J., & Jonsson, B. G. (2012). *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843.004>.
- Speight, M. C. D. (1989). *Saproxylic invertebrates and their conservation*. Nature and Environment Series. Council of Europe, Publications and Documents Division, Strasbourg. <https://www.lsuinsects.org/resources/PDFs/speight1989c.pdf>
- Sörensson, M. (2004). *Faunadepåer i Lund – en preliminär uppföljning av insektsfaunan*. Tekniska förvaltningen, Park och naturkontoret, Lunds kommun. <https://docplayer.se/15386919-Faunadepaer-i-lund-en-preliminar-uppfoljning-av-insektsfaunan.html>

Van der Wal, A., Ottosson, E., & de Boer, W. (2015). Neglected role of fungal community composition in explaining variation in wood decay rates. *Ecology (Durham)*, 96(1), 124–133. <https://doi.org/10.1890/14-0242.1>

Van der Wal, A., Klein Gunnewiek, P., de Hollander, M. & de Boer, W. (2017). Fungal diversity and potential tree pathogens in decaying logs and stumps. *Forest ecology and management*, 406, 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.018>

Werth, S., Wagner, H.H., Gugerli, F., Holderegger, R., Csencsics, D., Kalwij, J.M. & Scheidegger, C. (2006). Quantifying dispersal and establishment limitation in a population of an epiphytic lichen. *Ecology* 87, 2037–2046. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2037:QDAELI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2037:QDAELI]2.0.CO;2)

Wiklund, K. (2002). Substratum preference, spore output and temporal variation in sporophyte production of the epixylic moss *Buxbaumia viridis*. *Journal of Bryology*, 24, 187–195 <https://doi.org/10.1179/037366802125001358>

Witzell, J., & Cleary, M. (2017). Rapport till Skogssällskapet: *Hantering av Phytophthora i sydsvenska lövskogar*. SLU, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap. Alnarp.

## Bildreferenser

Omslagsbild: Frida Lundgren. (2022) [Fotografi].  
Bild 1–8: Frida Lundgren. (2022) [Fotografi].

## Muntliga referenser

Fredrik Bengtsson, kommunekolog, Helsingborg stad, 2022-02-04.  
Tove Hultberg, parkchef, Länsstyrelsen Skåne, 2022-02-09.