

# INVASIVITETSBEDÖMNING AV SVENSKA STADSTRÄD

---

MED UTGÅNGSPUNKT I MALMÖ STAD



Sveriges Lantbruksuniversitet SLU  
Institutionen för landskapsarkitektur,  
planering och förvaltning

ANDERS RUNDLÖF  
Landskapsarkitektprogrammet  
Självständigt arbete 15 hp  
Alnarp 2022



**ANDERS RUNDLÖF**

*Invasivitetsbedömning av Svenska stadsträd – med utgångspunkt i Malmö stad.  
Assessment of potentially invasive urban trees in Malmö, Sweden.*

NYCKELORD

Stadsträd, invasivitet, spridningsförmåga, spridningsbarriär

KEYWORDS

Urban tree, invasivity, dispersal, dispersal barrier

SVERIGES LANTBRUKSUNIVERSITET ALNARP

Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning.

HANDLEDARE

Karin Ingemansson, universitetsadjunkt vid Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, SLU Alnarp.

EXAMINATOR

Patrik Olsson, kulturgeograf, och universitetsadjunkt vid Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, SLU Alnarp.

PROGRAM

Landskapsarkitektprogrammet

KURSTITEL

Självständigt arbete i landskapsarkitektur

KURSKOD

EX0845

OMFATTNING

15 hp

NIVÅ OCH FÖRDJUPNING

G2E

UTGIVNINGSORT

Alnarp

UTGIVNINGÅR

2022

# Sammanfattning

**E**XOTISKA STADSTRÄDSARTER används allt mer ofta inom nutida landskapsarkitektur för att tillhandahålla flera viktiga ekosystemtjänster i staden. Det pågår dock en livlig debatt om det är säkert att använda exotiska träd på detta sätt, och vissa vanliga stadsträdsarter förekommer på listor över invasiva växter. Dessa invasivitetsbedömningar utgår dock ifrån att växterna etablerat sig i naturen, och tar inte hänsyn till staden som potentiell spridningsbarriär. Den här uppsatsen presenterar en invasivitetsbedömning utifrån ett tydligt urbant perspektiv. En samlad lista över Malmös stadsträd jämfördes mot tre listor över invasiva växter. Detta identifierade 39 potentiellt invasiva trädarter. För dessa utfördes en fördjupad bedömning av spridningsförmåga och ekologisk risk i svenska naturtyper, och en kort sammanvägd slutsats presenteras för varje art. Dessa artbedömningar utgör huvuddelen av arbetet. Resultatet visar att staden inte kan antas vara en säker spridningsbarriär mot naturen för de flesta arter, och att ett antal stadsträdsarter utgör ett hot mot biologisk mångfald i vissa svenska naturtyper. Resultatet ska inte tolkas som något generellt ställningstagande mot användningen av exotiska trädarter i staden. Snarare belyses komplexiteten i frågan, och vikten av en noggrann avvägning innan exotiska träd planteras. Sett i ett vidare sammanhang har landskapsarkitekturen ofta en marginell påverkan, jämfört med till exempel skogsbruket. Det finns ett behov av ett samlat regelverk för exotiskt växtmaterial i samhällets alla delar.

# Abstract

**E**XOTIC TREE SPECIES are commonly used in contemporary landscape architecture to provide critical ecosystem services in the city. There is however a lively ongoing academic debate regarding the use of exotic tree species, and several species of commonly used urban trees have been classified as invasive. Such assessments of invasivity however assume that the species are growing in a natural habitat, and do not account for the potential of the city to act as a dispersal barrier. This bachelor's thesis presents a balanced assessment of invasivity from a distinctly urban perspective. A list of all urban trees in Malmö, Sweden, was compared to three lists of invasive plants. This identified 39 potentially invasive species of urban trees for further analysis. Invasivity and methods of dispersal were assessed, and a short conclusion is presented for each species. These species-level analyses constitute the majority of the paper. The results indicate that the urban environment is no definitive dispersal barrier against the surrounding nature for most species of urban trees, and that several species threaten biodiversity in some natural habitats in Sweden. The results ought however not to be interpreted as a general argument against the use of exotic tree species. They rather highlight the complexity of the situation, and the need for a careful assessment before exotic trees are planted in the city. The impact of landscape architecture's use of urban trees is also fairly insignificant compared to, e.g., the forestry industry. There is a need for common regulations across all society regarding the use of exotic trees.

# Disposition

## I. INLEDNING

I uppsatsens inledning presenteras olika forskares ståndpunkter om användningen av exotiska trädarter, och bakgrunden till att det här arbetet skrivs. Problemformulering och metod definieras.

## II. LITTERATURSAMMANSTÄLLNING

Litteratursammanställningen sammanfattar befintlig forskning inom de ämnesområden som är relevanta för att analysera stadsträds invasionspotential. Bland annat behandlas strategier för fröspridning, klimatmodellering, och befintliga invasivtetsbedömningar av kärleväxter.

## III. INDIVIDUELLA ARTBEDÖMNINGAR

I den här delen bedöms spridningsförmåga och invasivitet för ett 30-tal trädarter som identifierats i en första screening av Malmös stadsträd. Detta presenteras som ett uppslagsverk med en kortfattad rekommendation för varje art.

## IV. DISKUSSION & SLUTSATS

I disussionen besvaras forskningsfrågorna med hjälp av litteratursammanställningen och de individuella artbedömningarna. Dessutom diskuteras metoden och dess betydelse för resultatet. Detta sammanfattas till en slutsats.

## V. REFLEKTIONER

Här förs en fortsatt diskussion om vad resultatet säger i ett vidare sammanhang, och vad som kan vara ett rimligt förhållningssätt till exotiska stadsträd och invasivitet.

## VI. REFERENSER

Redovisning av litteratur och datakällor som använts i arbetet.

# Innehållsförteckning

## I. INLEDNING

Bakgrund . . . . .	1
Syfte . . . . .	1
Problemformulering . . . . .	2
Avgränsningar . . . . .	2
Metod . . . . .	2

## II. LITTERATURSAMMANSTÄLLNING

Vad är en invasiv art? . . . . .	3
Bedömningar av invasivitet . . . . .	3
Spridningsstrategier hos träd . . . . .	4
Klimatet i Malmö 2050 . . . . .	4

## III. INDIVIDUELLA ARTBEDÖMNINGAR

<i>Abies concolor</i> . . . . .	5
<i>Acer tataricum</i> ssp. <i>ginnala</i> . . . . .	5
<i>Acer negundo</i> . . . . .	5
<i>Acer pseudoplatanus</i> . . . . .	6
<i>Acer rufinerve</i> . . . . .	6
<i>Aesculus hippocastanum</i> . . . . .	6
<i>Ailanthus altissima</i> . . . . .	7
<i>Alnus alnobetula</i> (syn. <i>A. viridis</i> ) . . . . .	7
<i>Amelanchier lamarckii</i> . . . . .	7
<i>Amelanchier spicata</i> . . . . .	7
<i>Cotoneaster multiflorus</i> . . . . .	7
<i>Crataegus laevigata</i> . . . . .	8
<i>Elaeagnus angustifolia</i> . . . . .	8
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> . . . . .	8
<i>Laburnum alpinum</i> . . . . .	9
<i>Laburnum anagyroides</i> . . . . .	9
<i>Laburnum x watereri</i> . . . . .	9
<i>Larix kaempferi</i> . . . . .	9
<i>Larix x marschlinsii</i> . . . . .	9

<i>Picea glauca</i> . . . . .	10
<i>Picea sitchensis</i> . . . . .	10
<i>Pinus cembra</i> . . . . .	10
<i>Pinus contorta</i> . . . . .	11
<i>Pinus mugo</i> . . . . .	11
<i>Pinus strobus</i> . . . . .	11
<i>Populus alba</i> . . . . .	11
<i>Populus balsamifera</i> . . . . .	12
<i>Prunus serotina</i> . . . . .	12
<i>Quercus rubra</i> . . . . .	12
<i>Rhus typhina</i> . . . . .	13
<i>Robinia pseudoacacia</i> . . . . .	13
<i>Salix viminalis</i> . . . . .	14
<i>Salix x fragilis</i> . . . . .	14
<i>Sorbus mougeotii</i> . . . . .	14
<i>Syringa vulgaris</i> . . . . .	14
<i>Taxus x media</i> . . . . .	15
<i>Tilia platyphyllos</i> . . . . .	15
<i>Ulmus minor</i> . . . . .	15
<i>Viburnum lantana</i> . . . . .	15

## IV. DISKUSSION & SLUTSATS

Resultatdiskussion . . . . .	16
Metoddiskussion . . . . .	16
Slutsats . . . . .	17

## V. REFLEKTIONER

Reflektioner . . . . .	18
Tack . . . . .	18

## VI. REFERENSLISTA

Litteratur . . . . .	19
Datakällor . . . . .	21

# Inledning

## *Bakgrund*

Träd har en fantastisk förmåga att göra staden till en mer mänsklig plats. En allé kan vara hela skillnaden mellan en dammig och blåsig motortrafikled och ett av stadens bästa promenadstråk. Det finns otaliga exempel när träden till och med har etsat sig fast i folkmedvetandet, och bidragit till att forma platsers och hela städers identitet: Unter den Linden, Björkarnas stad, Almhöjden, Kungsträdgårdens körsbärsblomning... Inom samtida landskapsarkitektur finns det tendenser till att inte enbart uppskatta träden för deras skönhet, utan att aktivt arbeta med egenskaper som temperaturreglering och hantering av regnvatten. Detta uppmärksammas ofta som att träden tillhandahåller en lång rad olika ekosystemtjänster, och brukar framföras som ett centralt argument för att motivera plantering av stadsträd (Deak Sjöman et al. 2015). Täsinger plads, Jaktgatan i Norra Djurgårdsstaden och Millenieskogen i Malmö några exempel på nutida landskapsarkitektonisk gestaltning som präglats av sådana resonemang.

Staden är dock en utmanande växtplats för ett träd – med föroreningar, blåst, torka och extrem hetta – en situation som förvärrats ytterligare under de senaste decennierna på grund av klimatförändringarna (ibid.). Många forskare förespråkar därför exoter som stadsträd för att klara stadens förhållanden (Sæbø et al. 2003, Roloff et al. 2009, Sjöman et al. 2016). Exotiska trädarter lyfts även fram som ett sätt att gardera sig mot framtida sjukdomsangrepp. Plantering av många exotiska arter fördelar risken, och minskar sannolikheten för att ett enskilt sjukdomsangrepp ska skada en stor del av stadsträdsbeståndet (Sjöman & Östberg 2019). I dag skulle ett angrepp av asiatiska långhorningar slå ut mer än 45% av stadsträden i nordens storstäder, eftersom större delen av trädbeståndet utgörs av ett fåtal arter (ibid.). Många sydsvenska städer har almsjukan i färskt minne, när stora delar av trädbeståndet snabbt försvann på grund av den höga andelen almar (Sjöman & Lagerström 2007).

Användningen av exotiska trädarter är dock inte okontroversiell. Kostnaden för bekämpning av invasiva främmande arter uppgår till 1,1-4,5 miljarder kronor per år i Sverige (Wissman & Hilding-Rydevik 2016). Klimatförändringarna medför även att tidigare oproblematiske arter riskerar att bli invasiva i framtiden (ibid.). Ett exempel där detta redan skett är bondsyren, *Syringa vulgaris*, som sedan 20 år tillbaka börjat frösprida sig aggressivt i Sverige på grund av det varmare klimatet (Viksten 2020). Av denna anledning finns många forskare som argumenterar för att enbart inhemskt växtmaterial bör användas (Wissman & Hilding-Rydevik 2016, Simberloff 2005, Kendle & Forbes 1997, Kermath 2007).

## *Syfte*

Debatten mellan anhängare och motståndare till exotiskt växtmaterial kan stundtals vara polariserande och hätsk, se till exempel Peretti (1998) och Sagoff (2005). I undervisningen på landskapsarkitekturprogrammet förekommer båda ståndpunkterna, och på föreläsningar propageras det ofta för det ena eller andra, snarare än att man försöker väga samman de olika perspektiven till en samlad bild. Som student blir situationen ganska förvirrande – man vet helt enkelt inte vem man ska lyssna på. Landskapsarkitekter fattar ofta beslut om vilket träd som ska odlas på vilken plats, och som yrkesgrupp betraktat har vi stor påverkan på artsammansättningen i hela städer. Detta innebär ett stort ansvar: växtvalet måste fungera på platsen samtidigt som arterna inte får skada närliggande natur. Därför behöver alla landskapsarkitekter skaffa sig en välgrundad uppfattning om vilka arter som är lämpliga att använda. Utgångspunkten för den här uppsatsen är mitt sökande efter en sådan uppfattning.

Det har redan skrivits flera kandidatarbeten på SLU som behandlar exotiska lignoser och invasivitet (Samuelsson 2016, Nilsson & Andersson 2019, Lantz 2020). Särskilt Samuelsson (2016) och Nilsson & Andersson (2019) för en utförlig och nyanserad diskussion om användningen av exotiska lignoser. Samtliga arbeten behandlar dock ett begränsat och/eller osystematiskt urval av arter. Därför kan de inte ge ett tillfredsställande svar på frågan om vilka exotiska stadsträd som är, eller riskerar att bli, invasiva i framtiden.

Syftet med den här uppsatsen är att komplettera det som redan skrivits med en systematisk bedömning av invasionsförmågan hos så många svenska stadsträdarter som möjligt. Befintliga invasivitetsbedömningar utgår alltid ifrån att arten etablerat sig naturen. Den här uppsatsen strävar efter att tillföra ett nytt perspektiv genom att istället anta att träden växer i stadsmiljö. Vissa forskare framför nämligen argumentet att situationen är väsensskild i en stad, och att några hundra meter hårdgjord yta kan hindra till exempel en robinia från att sprida sig till naturen (Sjöman et al. 2016). Min förhoppning är att den här uppsatsen ska gå att läsa som ett uppslagsverk över stadsträds invasivitet, liknande Sjöman & Slagstedts *Stadsträdslexikon* (2015). Andra aspekter än invasivitet, såsom införsel av skadeinsekter, ståndortsanpassning, etc. behandlas inte. Se kandidatarbetena ovan och Wissman & Hilding-Rydevik (2016) för generella avvägningar av för- och nackdelar med exotiskt växtmaterial.



## Problemformulering

Uppsatsen söker utreda vilka svenska stadsträdsarter är eller riskerar att bli invasiva år 2050. För att vägleda arbetet formulerades följande forskningsfrågor:

### INVASIVITET

*Finns det stadsträd i Malmö som är invasiva i nuläget, eller som riskerar att bli det i 2050 års klimat?*

*I vilka naturtyper riskerar de att göra skada?*

### SPRIDNINGSFÖRMÅGA

*Hur sprider sig de potentiellt invasiva arterna?*

*Kan de förmodas sprida sig till naturen från en växtplats i staden?*

## Avgränsningar

### INVASIVITET

Naturvårdsverket (u.å.) definierar invasivitet som förmågan att sprida sig snabbt, och orsaka skada på miljö, ekonomi eller människors hälsa. Se litteratursammanställningen för en utförligare diskussion om begreppet. Den här uppsatsen lägger större tyngd vid miljöaspekten än de andra delarna av invasivitetsbegreppet, eftersom befintlig forskning och riskklassificering främst fokuserar på hot mot den biologisk mångfalden. Skötselproblem i stadsmiljö behandlas till exempel inte, trots att det faller under den ekonomiska delen av invasivitetsbegreppet.

### STADSTRÄD I MALMÖ

Definieras som offentliga träd på gator, parker och kyrkogårdar i Malmö stad. Detta är främst en praktisk avgränsning eftersom det saknas register över träd på privat mark.

### VARFÖR MALMÖ?

Tack vare det milda klimatet i zon I är Malmö den stad i Sverige där flest exotiska trädarter kan växa. Dessutom är staden är välkänd för sitt arbete med stadsträd. Många problematiska arter från kontinenten når Skåne som första plats i Sverige (Carlsson & Persson 2007). Av dessa anledningar är Malmö ett bra studieobjekt, som omfattar de flesta stadsträd som odlas i Sverige, vilket gör att resultatet även blir användbart i andra delar av landet.

## Metod

### LITTERATURSAMMANSTÄLLNING

Uppsatsen inleds med en litteratursammanställning för att skapa en överblick över de faktorer som påverkar olika trädarters invasionspotential. Litteratur hämtades med hjälp av SLU-bibliotekets sökmotor *Primo*. Följande sökord användes: tree dispersal, seed dispersal,

exotic urban tree/forest, city analogue climate change, seed dispersal distance. En stor del av litteraturen hämtades även från referenslistorna i artiklarna från den systematiska litteratursökningen. Detta gav en god bild av olika perspektiv inom forskningen, eftersom många artiklar refererade till såväl anhängare som meningsmotståndare i diskussionen om invasivitet. Viss litteratur hämtades även med hjälp av referenser från handledare och undervisningen på SLU Alnarp.

### FLAGGNING AV

### POTENTIELLT INVASIVA ARTER

En första övergripande bedömning av stadsträdens invasionspotential gjordes genom att jämföra Malmö stad (2022) och Malmö Kyrkogårdförvaltnings (2022) träd-databaser med tre listor över invasiva kärlväxter:

**SLU Artdatabanken:** arter i kategorierna hög, mycket hög och potentiellt hög risk (Strand et al. 2018).

**Norges Fremmedartslista** (2018), samma kategorier.

**Belgian Forum on Invasive Species, BFIS:** alert list, watch list och black list (Branquart 2022).

Analysen utfördes i Excel 2021 med hjälp av funktionen *VLOOKUP*. BFIS och Norges Fremmedartslista användes för att beakta framtida klimatförändringar. Den sistnämnda behandlar dörrknackarter som beräknas kunna bli ett problem till 2070, klimatförändringar inräknat. BFIS lista inkluderades eftersom Skånes klimat 2050 ungefär motsvaras av Belgiens klimat idag. Metoden med klimatanaloger rekommenderas av Sjöman et al. (2015). Se litteratursammanställningen för mer information om klimatförändringar och befintliga listor över invasiva arter.

### INDIVIDUELLA ARTBEDÖMNINGAR

För alla arter som flaggats i dataanalysen gjordes en individuell bedömning av spridningsförmåga och invasivitet i svensk natur. Arbetet vägledades av forskningsfrågorna, och strukturerades som två rubriker: *spridningsförmåga* och *ekologisk risk*. I bedömningen av spridningsförmåga i förhållande till stadsmiljö användes ett förenklat resonemang om att några hundra meter hårdgjord yta skiljer växten från närmaste naturmiljö. Mer om detta i diskussionen. Bedömningarna bygger främst på den information som presenteras i invasivitetslistorna från BFIS, och de svenska och norska artdatabankerna. I de fall när kompletterande information behövdes hämtades litteratur på samma sätt som till litteratursammanställningen.

# Litteratursammanställning

## Vad är en invasiv art?

Naturvårdsverket (u.å.) definierar en art som invasiv om den sprider sig snabbt, samtidigt som den är skadlig för naturen, människors hälsa, eller ekonomin. Uppsatsen utgår ifrån denna definition av invasivitet. Sjöman et al. (2015) betonar särskilt att växten måste skada ekosystemet för att den ska klassas som invasiv. Olika valnötsträd, *Juglans* spp., nämns som exempel på arter som kan sprida sig i svenska skogar utan att påverka dessa nämnvärt (ibid.).

Invasivitetsbedömningar utgår alltid ifrån en distinktion mellan inhemskt och utländskt. Strand et al. (2018) definierar till exempel alla växter som introducerats före 1800 som inhemska. På grund av uppdelningen mellan inhemskt och utländskt behandlar invasivitetsbedömningar sällan regionalt främmande arter, trots att de kan utgöra ett betydligt hot. Hitchmough (2011) nämner till exempel två inhemska gräs som ett av de allvarligaste hoten mot biologisk mångfald bland örter i Storbritannien. Att dela upp växter i inhemska och utländska på artnivå belyser inte heller problem med växtmaterial av utländsk proveniens som riskerar att sprida sig till naturen och hybridisera med det inhemska beståndet.

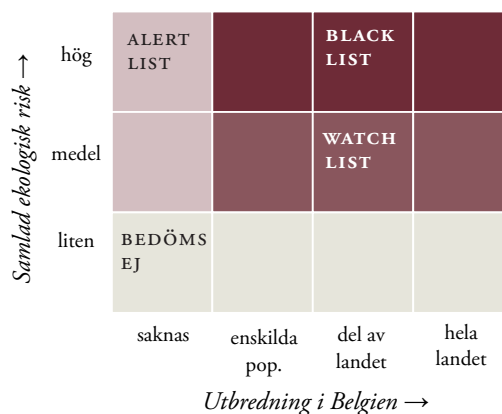
## Bedömningar av invasivitet

### NORGES FREMMEDARTLISTA

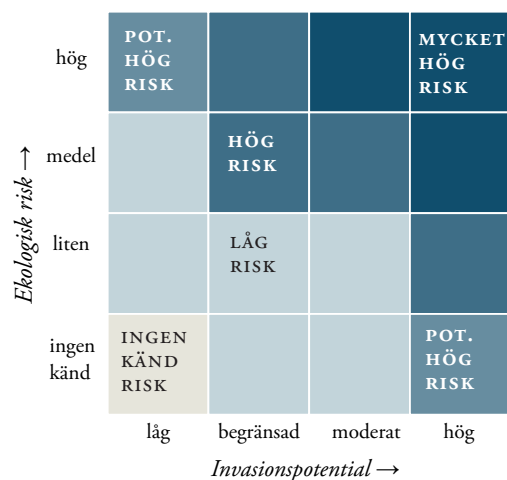
Norge har arbetat med riskbedömningar av främmande arter sedan 2007 (se Gederaas et al. 2007). Den senaste bedömningen publicerades år 2018 (Fremmedartslista 2018), och bygger på metoden Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species, GEIAA, som beskrivs i Sandvik et al. (2017). Organismer som förekommer utanför sitt naturliga utbredningsområde värderas utifrån ekologisk effekt och invasionspotential i naturen. Observera att invasionspotential saknar koppling till begreppet invasivitet, och endast avser artens förmåga att överleva och sprida sig i naturen. Utifrån dessa två faktorer delas arterna sedan in i kategorierna låg, hög, potentiellt hög, mycket hög, och ingen känd risk. Se figur 2. Riskbedömning har utförts för alla arter som har etablerat sig i den norska naturen, eller som förväntas göra det inom 50 år. En art räknas som etablerad om den växer och förökar sig oberoende av människan i naturen. Arter som introducerats före år 1800 (1700 för produktionsarter) finns dock inte med på listan. Klimatförändringar beaktas enligt scenariot RCP 8.5. (ibid.) Beskrivningar av samtliga bedömningskriterier och habitat enligt NiN, Naturtyper i Norge, finns publicerade på artnivå, se Fremmedartslista (2018).

### BFIS LISTA ÖVER INVASIVA ARTER

Även Belgian Forum on Invasive Species har publicerat en bedömning av främmande arters invasivitet i Belgien (Branquart 2022). Listan bygger på metoden Invasive Species Environmental Impact Assessment, ISEIA, se Branquart (2007). ISEIA skiljer sig till viss del från den norska metoden GEIAA, men syftar i allt väsentligt till att bedöma samma egenskaper hos arterna. Resultatet presenteras dock på ett annat sätt: invasionspotential och ekologisk risk bedöms tillsammans på en skala, som sedan jämförs mot befintlig utbredning i Belgisk natur (ibid.). Utifrån detta delas arterna in i tre kategorier: alert list, watch list, och black list. Se figur 1. Utförliga resonemang bakom bedömningarna finns publicerade för varje art av Branquart (2022).



Figur 1. BFIS klassificeringssystem för potentiellt invasiva arter. Illustration av författaren, efter Branquart (2007).



Figur 2. SLU Artdatabanken och Norges fremmedartslistas klassificeringssystem för potentiellt invasiva arter. Illustration av författaren, efter Sandvik et al. (2017).

## ARTDATABANKENS RISKLISTA

SLU Artdatabanken har tagit fram en bedömning av främmande arters påverkan på biologisk mångfald på uppdrag av Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten. Rapporten publicerades 2018 (Strand et al. 2018), och utgår ifrån GEIAA, likhet med Norges fremmedartslista (Sandvik et al. 2017). Rapporten innehåller dock några väsentliga begränsningar jämfört med dess norska motsvarighet. Mora Aronsson<sup>1</sup>, konsulent vid SLU Artdatabanken, betonar att endast kärlväxter som redan etablerat sig i svensk natur bedöms. Arter som har potential att bli invasiva, men som ännu inte hunnit få fotfäste i den svenska naturen saknas alltså på listan. Klimatförändringar har beaktats till 2070 enligt scenariot RCP 8.5, som antar fortsatt höga utsläpp. Detta gäller som sagt bara för de arter som redan är etablerade i den svenska naturen (Strand et al. 2018). Arter som introducerats före 1800 har ej bedömts, och produktionsarter har uteslutits helt (ibid.). Den publicerade informationen är också mycket mer begränsad än Fremmedartlistan, och de individuella riskbedömningarna finns endast att tillgå som internt material hos Artdatabanken (2018).

*Spridningsstrategier hos träd*

## SPRIDNINGSSTRATEGIER

Widén & Widén (2008) delar in kärlväxters spridningsstrategier i tre huvudsakliga grupper: aktiv spridning (fröna slungas iväg), passiv spridning (m.h.a. djur, vind, vatten etc.), och vegetativ förökning (t.ex. rotskott). I allmänhet syftar växternas strategier för spridning till att ge avkomman goda förutsättningar för att överleva i moderplantans omedelbara närhet (ibid.). En del spridningsstrategier gör det också möjligt för växten att sprida sig längre sträckor, men detta är en sekundär effekt av anpassningar som syftar till att ge avkomman fördelar i närområdet (ibid.). Spridning över längre sträckor har dock stor ekologisk betydelse (ibid.). Många historiska växtförflyttningar som bevisligen ägt rum hade inte varit möjliga utan långdistansspridning, till exempel spridning till olika stillahavsöar eller spridning i samband senaste ismältningen (Cain et al. 2000). Även om dessa processer är viktiga betonar författarna dock att endast en mycket liten andel av fröna sprids längre än till närområdet (ibid.). Det är endast spridning med hjälp av vektorer som möjliggör långdistansspridning (Widén & Widén 2008), men egenskaper som möjliggör långdistansspridning utesluter dock inte att växten använder en annan huvudsaklig spridningsstrategi i närområdet (Cain et al. 2000). I litteraturen finns det en lång rad exempel på hur långdistansspridning kan ske, i vissa fall även genom oavsiktliga och osannolika processer. Bland annat nämns stormar, frön som blåser längs marken, rovdjur som äter växtätare med frön i magen

(se referenser i Cain et al. 2000), frön som fastnar på bilar (von der Lippe & Kowarik 2008), och små frön som följer med jordtransporter (Binggeli 2001). Widén & Widén (2008) betonar särskilt att färgade bär är ett tecken på fågelspridning över långa sträckor.

## STADEN SOM SPRIDNINGSBARRIÄR

Staden är en fragmenterad mosaik av många typer av habitat. Detta resulterar i en annan fauna än i naturlandskapet, vilket i sin tur påverkar de arter som använder djur som spridningsvektor (Gelmi-Candusso & Hämäläinen 2019). Detta kan påverka spridningsavståndet och orsaka såväl ökad som minskad fröspridning (ibid.). Husen i staden påverkar även hur vindarna blåser (Mattson & Taesler 2004), och därmed de växter som sprider sig med vinden. Det är dock oerhört komplext att förutse hur de frön som sprider sig med vinden faktiskt kommer färdas, och att ta fram en tillförlitlig matematisk modell för detta liknas vid att finna den heliga graal (Levey et al. 2008). Med tanke på komplexiteten hos spridningsvektorerna, och det stora antal sätt som långdistansspridning kan ske på, är det inte möjligt att göra några generella uttalanden om staden som spridningsbarriär. En separat bedömning krävs för varje trädart.

*Klimatet i Malmö 2050*

Klimatet i södra Sverige förväntas förändras betydligt till 2050, vilket beskrivs av SMHI i Ohlsson et al. (2015): Framtidens klimat modelleras efter två scenarier: RCP 4.5, som innebär minskade utsläpp av växthusgaser, och RCP 8.5, som innebär fortsatt höga utsläpp. Jämfört med referensperioden 1991-2013 beräknas årsmedeltemperaturen öka med ca 1 eller 2°C i perioden 2021-2050, beroende på vilket utsläppsscenario som förverkligas. I Malmö resulterar det i en årsmedeltemperatur på ca 10-11°C år 2050, beroende på utsläppsscenario. Detta får en lång rad konsekvenser som påverkar förutsättningarna för växter. Vegetationssäsongen förlängs; antalet varma dagar ökar; både årsnederbörd och årsmedeltillrinning ökar, samtidigt som även antalet torra dagar på sommaren ökar. Magnituden av dessa effekter beror på vilket utsläppsscenario som infrias. (ibid.). För att göra prognosen användbar i ett botaniskt sammanhang kan det vara relevant att fråga sig vilken plats i världen som har ett sådant klimat idag. I Köpenhamn beräknas klimatet 2050 motsvara dagens Paris, antaget minskade utsläpp enligt scenario RCP 4.5 (Future cities 2022, se Bastin et al. 2019 för data). Detta är särskilt relevant med tanke på att Belgien används som klimatanalogue för Skånes framtida klimat 2050.

<sup>1</sup>Mora Aronsson, konsulent vid SLU Artdatabanken, telefonsamtal 2022-02-15.

# Individuella artbedömningar

Se figur 1 & 2 i litteratursammanställningen (s.3) för förklaring av riskklassificeringarna. Alla nedanstående arter i kategorin »potentiellt hög risk« klassas som sådana på grund av hög spridningsförmåga kombinerat med låg ekologisk risk, och inte vice versa.

I bedömningen av arternas spridningsförmåga har några hundra meter hårdgjord miljö antagits ligga mellan växtplatsen och närmaste naturliga habitat. Detta är ett kraftigt förenklat resonemang om staden som spridningsbarriär. Se resultatdiskussionen för en mer utförlig diskussion om detta.

## *Abies concolor*

### RISKKLASSIFICERINGAR

**Artdatabanken:** låg risk

**Fremmedartlista:** potentiellt hög risk (spridning)

**BFIS:** –

### SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Koloradogranen kan sprida sig över långa sträckor med hjälp av vingade frön (Fremmedartslista 2018). Därför är det sannolikt att arten kan sprida sig till naturen från en växtplats i staden. I Sverige har arten ännu inte etablerat sig i naturen, och förväntas inte göra det i någon större utsträckning under de kommande 50 åren (Artdatabanken 2018). Den framtida utvecklingen beror dock på hur många exemplar som planteras, och den globala uppvärmningen underlättar föryngring (ibid.).

### EKOLOGISK RISK

Artens expanderar snabbt i den norska naturen, men ingen negativ påverkan på naturen är känd, varken i Sverige eller Norge (Fremmedartslista 2018, Artdatabanken 2018).

### SLUTSATS

Eftersom ingen negativ påverkan på naturen är känd uppfyller arten ej kriterierna för att klassas som invasiv.

## *Acer tataricum ssp. ginnala*

**Artdatabanken:** låg risk

**Fremmedartlista:** hög risk

**BFIS:** –

### SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Ginnalalönn sprider sig sällan längre än 50-100 meter med vinden (Fremmedartslista 2018). Detta utesluter dock inte enstaka fall av spridning över längre sträckor, se litteratursammanställning. Därför kan enstaka fall av spridning till naturen sannolikt förväntas från en urban miljö. Arten självsprider sig i Sverige (Artdatabanken 2018).

### EKOLOGISK RISK

Ingen negativ påverkan i naturen är känd i norskt eller svenskt klimat, men enligt Fremmedartslista (2018) finns det erfarenheter från USA där arten uppträder invasivt och skuggar ut inhemska arter. I ett framtida varmare klimat riskerar en liknande situation att uppstå i Skandinavien, vilket är den främsta orsaken till den norska riskklassificeringen (ibid.).

### SLUTSATS

Arten uppfyller ej kriterierna för att klassas som invasiv i nuläget, eftersom ingen negativ påverkan på naturen är känd i Skandinavien. Den bör dock hållas under uppsikt med tanke på klimatförändringarna och erfarenheterna från USA.

## *Acer negundo*

**Artdatabanken:** –

**Fremmedartlista:** låg risk

**BFIS:** watch list

### SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Asklönnen kan sprida sig långa sträckor med hjälp av vind och vatten (Branquart 2022), och arten kan självså sig i södra Sverige (Sjöman & Slagstedt 2015). Det är alltså sannolikt att arten kan sprida sig till naturen från en urban miljö.

### EKOLOGISK RISK

I nuläget bedöms den ekologiska risken vara låg i Norge, men Fremmedartslista (2018) och Branquart (2022) beskriver hur asklönnen aggressivt konkurrerar ut inhemska träd och örter i strandskogar, svämskogar, och andra fuktigare skogsmarker i Mellaneuropa. I Belgien uppträder arten inte lika aggressivt i nuläget, men förväntas göra det i ett varmare framtida klimat (Branquart 2022). Arten är en utpräglad pionjärart, och etablerar sig även snabbt längs vägkanter och på övergiven jordbruksmark (Sjöman & Slagstedt 2015). Asklönnen är ett kortlivat träd som kräver fukt som ung planta (ibid.). På torrare marker ersätts den av mer skuggtåliga arter i de senare successionsstadierna (Branquart 2022).

### SLUTSATS

Arten har goda förutsättningar att sprida sig till naturen från en urban miljö. Arten utgör visserligen inget hot mot den biologiska mångfald i dagens svenska klimat, men kan riskera att skada öppna marker och fuktigare skogsmarker i ett framtida varmare klimat. Ett sådant scenario skulle dock kräva en kraftigare uppvärmning än dagens belgiska klimat, och ligger därför förmodligen ännu längre fram i tiden än 2050.

*Acer pseudoplatanus*

**Artdatabanken:** mycket hög risk

**Fremmedartslista:** mycket hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Tysklönnen är självpollinerande och sprider vingade frukter med vinden (Artdatabanken). Frukterna sprids i allmänhet kortare sträckor (Fremmedartslista 2018), men som tidigare konstaterats möjliggör all spridning med vind långdistansspridning. Därför finns det risk för spridning till naturen, även från stadsmiljö.

## EKOLOGISK RISK

Arten har högsta riskklassificering i både Sverige och Norge. Tysklönnen sprider sig ogräsartat och ändrar artsammansättningen i lövskogar genom att konkurrera ut ask och alm (Artdatabanken) Även busk- och fåltskikt skadas av kraftig skuggning (Sjöman & Slagstedt 2015). I urban miljö beskrivs den som ett skötselproblem (ibid.). Artdatabanken (2018) förutspår att artens framtida utbredningen kommer att begränsas av jordmånen, och att tysklönnen kommer dominera på lerigare marker. I ett framtida varmare klimat förutspås arten kunna sprida sig upp längs norrlandskusten, särskilt i leriga floddeltan (ibid.).

## SLUTSATS

Arten är tydligt invasiv, och klassas som allvarligt hot i både Sverige och Norge. Den bör ej användas som stadsträd på grund av kombinationen av vindspridda frön och hoten mot biologisk mångfald.

*Acer rufinerve*

**Artdatabanken:** –

**Fremmedartslista:** –

**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Rostlönnen självsprider sig i Belgisk natur, och sätter ett mycket stort antal frön som kan spridas flera hundra meter från moderplantan (Branquart 2022).

## EKOLOGISK RISK

Rafalowicz et al. (2009) ger en översiktlig beskrivning av rostlönnen i belgisk natur: Ungplantor bildar täta mattor som konkurrerar ut örter i fåltskiktet, och förhindrar naturlig föryngring av andra trädarter. Rostlönsmattorna klarar av att samexistera med björnbärssly, som även det kan vara aggressivt nog i belgiskt klimat. Rostlönnen föredrar podsoler, sura sandjordar och sura »loamy soils«, men undviker dock de allra torraste och suraste ståndorterna. Arten växer ej i bokskogar på grund av

alltför kraftig skugga. Den växer ofta tillsammans med ek, avenbok och glanshägg, *Prunus serotina*. Den sistnämnda är också invasiv i Belgien. Arten skjuter rikligt med rotskott, och är svår att utrota. (ibid.).

## SLUTSATS

Arten saknas på både den svenska och norska listan över invasiva kärlväxter, och har alltså inte ens passerat den första screeningen över potentiellt invasiva arter under de närmaste 50 åren. Med tanke på att arten växer på jordar som förekommer i stora delar Sverige, och har mycket god spridningsförmåga, finns det dock anledning att vara vaksam i ett framtida varmare klimat.

*Aesculus hippocastanum*

**Artdatabanken:** mycket hög risk

**Fremmedartslista:** potentiellt hög risk (spridning)

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Hästkastanjen sprider sig med hjälp av stora fåglar och däggdjur (Fremmedartslista 2018). Sekundärkällor i Thomas et al. (2019) nämner bland annat råttor, ekorrar, och korpar. I allmänhet har arten endast observerats sprida sig omkring 40 m från moderplantan, men i Grekland har fröspridning över längre sträckor observerats, förmodligen på grund av fröspridning med gnagare (ibid.). Även barns lek nämns som spridningsväg. Etablerade bestånd i norsk natur har visat sig ha en moderat expansionshastighet tack vare riklig frösättning och hög grobarhet (Fremmedartslista 2018). Arten är idag obefintlig i svensk natur (Artdatabanken 2018)

## EKOLOGISK EFFEKT

Groddplantor av hästkastanj överlever numer allt oftare på grund av klimatförändringarna, och arten förutspås kunna ändra artsammansättningen i låg- och högortlövskog (Artdatabanken 2018, Sjöman et al. 2015). Hästkastanj är en dålig värdväxt för epifyter, vilket riskerar att påverka den biologiska mångfalden negativt om arten skulle ersätta till exempel ask, alm eller skogslönn i hög utsträckning (ibid.). Sjöman et al. (2015) delar uppfattningen att hästkastanjen är problematisk, och beskriver att hästkastanj riskerar att skugga ut andra lövträd. I motsats till ovanstående källor ser Fremmedartslista (2018) inga negativa ekologiska effekter i norsk natur.

## SLUTSATS

Hästkastanjen har visat sig kunna spridas över långa sträckor med vissa spridningsvektorer och kan konkurrera ut andra arter i låg- och högortlövskog. Den bör inte planteras där den kan sprida sig till dessa naturtyper.

*Ailanthus altissima*

Gudaträdet är totalförbjudet på EU-nivå, och därför inte relevant att analysera för en landskapsarkitekt.

*Alnus alnobetula* (syn. *A. viridis*)

**Artdatabanken:** –

**Fremmedartslista:** hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Sitkaal sprider sig över långa sträckor med hjälp av vind-spridda frön (Fremmedartslista 2018).

## EKOLOGISK RISK

Fremmedartslista (2018) beskriver följande ekologiska risker: Sitkaal saknar helt motsvarighet bland norska lignoser, och är specialiserad på branta backar och ras-branter. Där riskerar arten att få allvarliga skadeverkningar, eftersom den är kvävefixerande och eutrofierar jord-månen. Arten är dock inte särskilt utbredd i Norge i dag, men detta beror endast på att den inte har planterats i någon större utsträckning. Den förutspås kunna få allvarliga konsekvenser för rödlistade örter om den etablerar sig i ovan nämnda naturtyper.

## SLUTSATS

De ekologiska riskerna som beskrivs i Norge är intimt förknippade med rasbranter. Arten har god spridningsförmåga, och kommer sannolikt inte ha några större problem att lämna en stad. Riskerna med att använda arten är dock ganska låga i stora delar av Sverige. Arten är endast hårdig i zon I-III (Hallbergs plantskola 2015), och vi saknar Norges utpräglade bergslandskap i södra Sverige. I ett kraftigt uppvärmt klimat är det dock möjligt att spekulera om ett potentiellt hot uppe i fjällkedjan.

*Amelanchier lamarckii*

**Artdatabanken:** låg risk

**Fremmedartslista:** låg risk, med osäkerhet till hög.

**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Prakthäggmispel sätter rikligt med bär som sprids över långa sträckor av fåglar (Fremmedartslista 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

Prakthäggmispeln bedöms inte kunna få några negativa ekologiska konsekvenser i Sverige, trots att den förväntas fortsätta sprida sig i naturen under de kommande

50 åren (Artdatabanken 2018). I Norge varnas det för att arten kan konkurrera om plats med inhemska arter på kalkrika torrängar, och att det finns en viss risk för att nyckelarter konkurreras ut i dessa biotoper (Fremmedartslista 2018). Den samlade ekologiska effekten bedöms som låg även i Norge, men om prakthäggmispeln får ökad spridning kan bedömningen komma att ändras till högre riskklassificering (ibid.).

## SLUTSATS

Arten har god förmåga att sprida sig längre sträckor, och kan förväntas kunna sprida sig från en stad till omkringliggande natur. I avsaknad av ekologisk risk är det inte möjligt att klassa arten som invasiv i nuläget. Försiktighet kan dock vara motiverad runt kalkrika torrängar med tanke på erfarenheterna från Norge.

*Amelanchier spicata*

**Artdatabanken:** mycket hög risk

**Fremmedartslista:** mycket hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sätter rikligt med bär som sprids långt med hjälp av fåglar (Fremmedartslista 2018). Avstånden kan vara i storleksordningen flera kilometer (ibid.). Artdatabanken (2018) bedömer att *Amelanchier spicata* har högre spridningshastighet än *A. lamarckii*.

## EKOLOGISK EFFEKT

Arten har stor negativ inverkan på svensk natur genom att konkurrera ut andra växter, främst i sandiga habitat (Artdatabanken 2018). Följande naturtyper nämns: sandskog, hedskog, klipp- och blockmark, samt gräs- och riskmark. Påverkan beräknas öka i framtiden (ibid.).

## SLUTSATS

Häggmispel bör ej planteras, särskilt inte i närheten av ovanstående naturtyper. Artens höga spridningshastighet och förmåga till spridning över kilometerlånga sträckor gör det riskabelt att alls använda häggmispel, eftersom arten riskerar att snabbt kunna sprida sig vidare till sårbara naturtyper.

*Cotoneaster multiflorus*

**Artdatabanken:** hög risk

**Fremmedartslista:** hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sätter rikligt med röda bär som sprids med hjälp av fåglar (Artdatabanken 2018), ett tydligt tecken på långdistansspridning.

## EKOLOGISK EFFEKT

Arten har ökat markant i Sverige under de senaste 30 åren, och bildar täta buskage som konkurrerar ut inhemska arter, vissa rödlistade (Artdatabanken 2018). Detta sker särskilt i skogsdungar, lövskogsbryn, och på öppna marker såsom alvar och kalkhällar (ibid.). Spridningshastigheten härleds till viss del till ökad användning i trädgårdar och parker, och om denna utveckling fortsätter förutspås arten få stor påverkan på svensk natur inom de kommande 50 åren (ibid.). I Norge har arten bildat buskskikt i skogar som naturligt saknar ett sådant (Fremmedartslista 2018).

## SLUTSATS

Det är tydligt att arten skadar svensk natur genom att konkurrera ut inhemska flora, däribland vissa rödlistade arter. På grund av fågelspridningen kan arten sprida sig längre sträckor, och kommer därför sannolikt kunna sprida sig från en stad till omkringliggande natur. Den bör ej planteras i närheten av ovan nämnda naturtyper.

*Crataegus laevigata*

Rundhagtorn är inhemska i Sverige (Artfakta u.å. C), och därmed definitionsmässigt inte invasiv. I Norge beskrivs inga andra hot förutom hybridisering med andra *Crataegus* spp. (Fremmedartslista 2018).

*Elaeagnus angustifolia*

**Artdatabanken:** –  
**Fremmedartslista:** –  
**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Smalbladig silverbuske sätter frukt som sprids av många olika fågelarter (Branquart 2022). Som litteratursammanställningen visat är detta ett tydligt tecken på långdistansspridning. Fröna behöver stratifieras i en kall och fuktig miljö, och eventuellt även rispas, för att kunna gro (ibid.).

## EKOLOGISK RISK

Smalbladig silverbuske saknas på både den svenska och norska artdatabankens listor, vilket antyder att den inte ens tagit sig förbi den första screeningen av potentiellt invasiva arter. Den närbesläktade *E. commutata* finns dock bedömd, och bildar svårutrotade snår som konkurrerar ut andra växter på sanddyner i Sverige (Artdatabanken 2018). I nordamerika finns liknande skadeverkningar dokumenterade även för *E. angustifolia*, också längs floder och i täta bestånd av örtartade växter (Branquart 2022). Detta beteende har dock inte observerats i västra Europa, men kunskapsläget om arten är dåligt i Belgien

(ibid.). De potentiella skadeverkningarna är dock omfattande eftersom arten är kvävefixerande (ibid.). Som beskrivits för andra arter riskerar detta att leda till långvariga effekter på ekosystemet långt efter att den ursprungliga kvävefixerande växten tagits bort. Arten förväntas börja uppträda invasivt på belgiska sanddyner i framtiden (Bellanger 2010).

## SLUTSATS

Kunskapsläget är dåligt i Svenska förhållanden eftersom varken den svenska eller norska artdatabanken riskbedömer arten. Det är oklart om detta beror på klimatet, eftersom arten är hårdig till zon V (Artfakta u.å. D). Arten är kvävefixerande, och det finns vissa tecken på att den håller på att bli invasiv i Belgien. Skadeverkningarna som beskrivs i Belgien är dock såpass allvarliga att det kan vara motiverat att hålla arten under uppsikt, särskilt i närheten av sanddyner.

*Fraxinus pennsylvanica*

**Artdatabanken:** –  
**Fremmedartslista:** –  
**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Rödasken sprider sina frön med hjälp av vinden, och eventuellt fåglar och mindre däggdjur (Branquart 2022). Frön observerats spridas långa sträckor nedströms längs floder (Drescher & Prots 2016).

## EKOLOGISK EFFEKT

Rödasken är som mest invasiv på flodslätter som regelbundet störs av översvämningar, där den konkurrerar ut andra arter (Drescher & Prots 2016). Arten är både stress- och konkurrensstrateg (ibid.). Detta gör även att arten utgör ett hot i centraleuropeiska lövskogar, där den kan störa den naturliga successionen genom att utkonkurrera befintliga trädarter när gläntor uppstår (ibid.). I Belgien har rödasken än så länge endast observerats uppträda invasivt på just flodslätter, men arten förväntas bli ett problem i fler naturtyper i ett framtida varmare klimat (Branquart 2022).

## SLUTSATS

Rödasken är inget problem i dagens skandinaviska klimat, men kan komma att bli det i framtiden. Vindspridda frön ökar sannolikheten för att arten ska kunna sprida sig ut till naturen från en urban växtplats. Invasivt beteende på flodslätter och i liknande naturtyper kan förväntas om redan några decennier med tanke på erfarenheterna från Belgien. De allvarligaste konsekvenserna med påverkan i andra naturtyper ligger förmodligen längre fram i tiden, och förutsätter en ännu kraftigare uppvärmning.

*Laburnum alpinum*

**Artdatabanken:** mycket hög risk  
**Fremmedartslista:** mycket hög risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Alpgullregn sätter små frön som lätt sprids med hjälp av vinden (Fremmedartslista 2018). Spridning sker också genom transport av jord och annat trädgårdsavfall (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

Alpgullregn tränger ut inhemska arter i skogsbyn, och på ruderat- och buskmark, men klarar ej av konkurrensen från inhemska träd i de senare successionsstadierna (Artdatabanken 2018). Arten är kvävefixerande och kan förändra jordmänen, vilket kan leda till att artsammansättningen på platsen förändras permanent (Artdatabanken 2018). I Norge har arten bildat rena bestånd som konkurrerat ut inhemska växter i lågörtskogar och kalklågörtskogar (ibid.).

## SLUTSATS

Arten bör ej planteras där den kan sprida sig till öppna marker för att undvika förändrad artsammansättning och eutrofiering av marken. Försiktighet skulle även kunna vara motiverad i närheten av habitat som liknar de norska kalklågörtskogarna. I närheten av övrig svensk natur finns däremot ingen större risk, eftersom inhemska lignoser konkurrerar ut alpgullregnet.

*Laburnum anagyroides*

Samma bedömning som *Laburnum alpinum*.

*Laburnum x watereri*

**Artdatabanken:** mycket hög risk  
**Fremmedartslista:** låg risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sätter mycket få frön, och sprids förmodligen främst med rotfragment (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

Artdatabanken (2018) gör samma bedömning av skadeverkningar i naturen som för föräldraarterna, se *Laburnum alpinum*.

## SLUTSATS

Hybridgullregnet har lägre spridningsförmåga än föräldraarterna eftersom den knappt sätter frön. Om trädgårdsavfall med rotfragment behandlas försiktigt borde spridningsrisken vara mycket låg från exemplar i stadsmiljö.

*Larix kaempferi*

Samma bedömning som *Larix x marschlinsii*.

*Larix x marschlinsii*

**Artdatabanken:** –  
**Fremmedartslista:** hög risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sätter lätta frön som är anpassade för att sprida sig med vinden (Fremmedartslista 2018). Svenska erfarenheter från odling av förälderarten europeisk lärk, *Larix decidua* ssp. *decidua*, tyder på att nästan alla fröplantor växer i moderplantans omedelbara närhet (Artdatabanken 2018). Spridning till naturen sker nästan uteslutande från skogsbruket (Fremmedartslista 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

Fremmedartslista (2018) gör följande värdering av artens påverkan på naturen: Artens ekologiska påverkan bedöms som hög. Bedömningen baseras uteslutande på att arten riskerar att påverka hotade eller sällsynta naturtyper (kustljunghed). Effekten på övriga naturtyper är låg, och arten etablerar sig endast i begränsad omfattning i tät skog. Innan artens påverkan på kustljunghed uppmärksammades bedömdes den ekologiska risken vara låg i Norge (ibid.). Det finns visserligen ingen bedömning mot svenska naturtyper, men i bedömningen av europeisk lärk nämner Artdatabanken (2018) inga hot mot svenska naturtyper.

## SLUTSATS

Arten kan planteras i de flesta städer utan någon större risk, eftersom allvarliga ekologiska konsekvenser saknas i de flesta habitat. Försiktighet är endast motiverad på de platser där det finns troliga spridningsvägar till kustljunghed. Spridning är dock relativt osannolik med tanke på erfarenheter från planteringar av europeisk lärk.



*Picea glauca*

**Artdatabanken:** hög risk  
**Fremmedartslista:** låg risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sprider sig med hjälp av vinden (Fremmedartslista 2018). Som litteratursammanställningen visar möjliggör det långdistansspridning. Se även *Picea sitchensis*.

## EKOLOGISK EFFEKT

Vitgranen konkurrerar ut och ändrar förutsättningarna för andra växter genom att bilda trädskikt på strandhedar (Artdatabanken 2018). I övrigt nämns inga andra negativa effekter i Sverige (ibid.). I Norge bedöms arten kunna etablera sig på kustljunghedar, alpina rishedar, samt i nordlig och subalpin lågskog (Fremmedartslista 2018). I framtiden förutspås vitgranen kunna påverka dessa naturtyper negativt, men bedömningen är osäker på grund av begränsad erfarenhet och få förvildade exemplar (ibid.), vilket skulle kunna förklara varför dessa habitat inte nämns i den svenska bedömningen. Om de förutspådda effekterna visar sig bli verklighet kan den norska riskklassificeringen komma att höjas till hög risk (ibid.).

## SLUTSATS

Plantering bör undvikas i närheten av strandhedar, kustljunghedar, och alpin hedmark. I andra naturtyper finns inga dokumenterade skadeverkningar. Staden är sannolikt inte en tillräcklig spridningsbarriär.

*Picea sitchensis*

**Artdatabanken:** potentiellt hög risk (spridning)  
**Fremmedartslista:** mycket hög risk  
**BFIS:** saknas

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Fröna sprids långa sträckor med vinden, och fröplantor har observerats 800 m från moderplantan (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

I ett förändrat klimat med högre nederbörd och luftfuktighet kan sitkagranen teoretiskt sett komma att konkurrera ut tall, gran och inhemska lövträd (Artdatabanken 2018). Enligt nuvarande klimatprognoser kommer inte det svenska klimatet förändras i den riktningen under de närmaste 50 åren, och därför förväntas inte heller sitka- granen utgöra något hot, varken idag eller i framtiden (ibid.). Arten kommer ursprungligen

från stillahavs- kusten och kräver ett utpräglat maritimt klimat (Fremmedartslista 2018). I Norge, som har just maritimt klimat, har sitkagran dokumenterats skada en lång rad naturtyper, bland annat kustnära tallskog, kustljunghed, alpin hedmark, seminaturlig ängsmark, betesmark och myrmark (ibid.). Inhemska arter skuggas ut, och naturtypernas karaktär förändras i grunden (ibid.). Hybriden lutzgran (*Picea x lutzii* = *P. glauca* x *sitchensis*) har nästan identiskt invasivt beteende (ibid.).

## SLUTSATS

Sitkagran saknar invasionspotential i de delar av Sverige som saknar maritimt klimat. Det kan dock vara klokt att vara försiktig på västkusten, även i urban miljö, med tanke på artens spridningsförmåga och erfarenheterna från Norge.

*Pinus cembra*

**Artdatabanken:** låg risk  
**Fremmedartslista:** potentiellt hög risk (spridning)  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Cembratall sprids effektivt över långa sträckor med hjälp av nötkräkor (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK EFFEKT

Arten kan förändra artsammansättningen i olika slags barrskog, en effekt som förväntas öka i framtiden (ibid.). Inga andra skadeverkningar är kända i dagsläget (ibid.).

## SLUTSATS

Cembratall kan definitivt sprida sig till naturen från stadsmiljö, men den saknar tydliga dokumenterade skadeverkningar, och kan därför inte klassas som invasiv.

*Pinus contorta*

**Artdatabanken:** mycket hög risk  
**Fremmedartslista:** mycket hög risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sprids med vindspridda frön (Artdatabanken 2018). I Härjedalen har självsådda exemplar påträffats 20 km från närmaste contortaplantering (Engelmark 2011).

## EKOLOGISK EFFEKT

Planterade contortabestånd har vanligtvis färre arter än vanliga tallskogar (Engelmark 2011, Artdatabanken 2018). Rennäringen rapporterar till exempel att vissa lavar som vanligtvis finns i tallskog helt saknas i contortabestånd (Widenfalk 2015). Över lag är contortatallens påverkan på naturen dåligt dokumenterad, särskilt i förhållande till självspredning och konsekvenser utanför de planterade monokulturerna (ibid.). Det finns tecken på att contortatallerna skulle kunna etablera sig på myrar, och ovanför trädgränsen i fjällkedjan (Engelmark 2011). Kunskapsläget är anmärkningsvärt dåligt med tanke på att det finns 600 000 hektar (!) contortatall planterad i Sverige (ibid.).

## SLUTSATS

Effekten av eventuella stadsträd är försumbar med tanke på att det finns 600 000 hektar planterad contortatall i den svenska skogen. Som jämförelse finns det fem contortatallar i Malmö stad (2022).

*Pinus mugo ssp. mugo*

**Artdatabanken:** mycket hög risk  
**Fremmedartslista:** mycket hög risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Bergtallens frön sprids med vinden över flera 100 meter (Jørgensen 2010). Spridning sker troligen också med djur som bär med sig kottar (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK RISK

Bergtall har lätt att etablera sig på öppen mark nära kusten (Artdatabanken 2018). Nedfallna barr bildar humus och förändrar jordmånen, vilket leder till att sanddyner och hedmark omvandlas till skog (Jørgensen 2010). Detta skadar livsmiljöerna för många rödlistade arter (Artdatabanken 2018). Arten har dock svårt att etablera sig i skogsmiljö (ibid.).

## SLUTSATS

Bergtall bör ej planteras nära sandiga marker eller hed. Den är dock säker att använda i andra miljöer på grund av obefintlig förmåga att etablera sig i skog. Arten har observerats sprida sig över långa sträckor, och kan sannolikt sprida sig till naturen från en växtplats i stadsmiljö.

*Pinus strobus*

**Artdatabanken:** låg risk  
**Fremmedartslista:** hög risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Weymouthtallens frön sprids effektivt med vinden, potentiellt över flera 100 meter (Fremmedartslista 2018). I Sverige har förplantor dock bara observerats i närheten av moderplantan (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK RISK

Arten är vektor för rostsvampen *Cronartium ribicola* som angriper *Ribes* spp., och är därför förbjuden i Norge (Artdatabanken 2018). Inga andra ekologiska skadeverkningar nämns (ibid., Fremmedartslista 2018).

## SLUTSATS

Weymouthtall bör ej planteras i närheten av släktet *Ribes*. Annars saknas information om negativa skadeverkningar i naturen.

*Populus alba*

**Artdatabanken:** hög risk  
**Fremmedartslista:** låg risk  
**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

I Sverige sprids främst med rotskott och dumpning av trädgårdsavfall, även om förspridning med vinden också förekommer (Artdatabanken 2018). Arten är dioik och kräver både han- och honplantor på samma plats för att kunna sätta frö – se *Populus balsamifera*.

## EKOLOGISK RISK

Silverpoppel är en pionjärart som växer bäst på öppna soliga marker (Artdatabanken 2018). På grund av rotskottsskjutningen kan arten bilda täta snår som konkurrerar om plats med rödlistade växtarter (ibid.). Om erfarenheterna från *Populus balsamifera* även gäller silverpoppel är arten svår att utrota på grund av rotskotten. Det saknas precis information om vilka naturtyper som kan drabbas. Artdatabanken (2018) nämner gräs- och rismark.

## SLUTSATS

Silverpoppel bör ej planteras nära öppna marker med högt naturvärde, och trädgårdsavfall bör hanteras med försiktighet för att förhindra spridning. Fröspridning skulle kunna förhindras om han- och honplantor inte planteras tillsammans, och då skulle staden kunna utgöra en spridningsbarriär. Poppelarter riskerar dock att orsaka problem genom att rötterna spränger asfalt och rörledningar (Fargo et al. 2015). Därför kan det vara olämpligt att alls plantera arten i stadsmiljö.

*Populus balsamifera*

**Artdatabanken:** potentiellt hög risk (spridning)

**Fremmedartslista:** mycket hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sprids främst med rotskott och trädgårdsavfall (Artdatabanken 2018). Fröspridning ovanlig eftersom han- och honplantor sällan planteras bredvid varandra (ibid.).

## EKOLOGISK RISK

Balsampoppel bildar täta snår på öppen mark - se *Populus alba*. Enligt Artdatabanken (2018) är risken idag mest uttalad på kulturmark, men i framtiden förväntas balsampoppel bli ett växande problem även i naturliga miljöer. Det är svårt att förutsäga i vilka habitat arten riskerar att bli problematisk (ibid.), men det rör sig förmodligen om öppna marker med tanke på att det handlar om en pionjärart. I Norge har arten blivit ett problem i svämskog, och verkar vara mycket svårutrotat på grund av rotskottsskjutning (Fremmedartslista 2018).

## SLUTSATS

Balsampoppel bör ej planteras nära svämskog eller öppen mark med högt naturvärde. Trädgårdsavfall bör hanteras med försiktighet för att förhindra spridning. Fröspridning skulle kunna förhindras om han- och honplantor inte planteras tillsammans. Poppelarter riskerar dock att orsaka problem i staden genom att rötterna spränger asfalt och rörledningar (Fargo et al. 2015). Därför kan det vara olämpligt att alls plantera arten i stadsmiljö.

*Prunus serotina*

**Artdatabanken:** hög risk

**Fremmedartslista:** hög risk

**BFIS:** black list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Glanshagg kan sprida sig långa sträckor med hjälp av fåglar och däggdjur (Branquart 2022). I Skåne har arten spridit sig till naturen i sådan grad att utrotningsinsatser behövt genomföras (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK RISK

Glanshagg är en av de värsta invasiva arterna i Danmark (Fremmedartslista 2018). Arten tränger undan inhemska växter, och har blivit ett stort problem på Jyllandsk hedmark (ibid.). Erfarenheterna från Belgien är om möjligt ännu värre. Branquart (2022) beskriver följande: Glanshäggen bildar täta snår som konkurrerar ut inhemska arter i en lång rad habitat. De ekologiska skadeverkningarna är värst på öppna marker, såsom hedmark, sandstränder och öppen gräsmark, men glanshäggen har

även visat sig skada våtmarker, skogsbyrn och skogar med ljusarter (ek, björk, tall etc.). I skogliga habitat förhindrar glanshäggsnettorna den naturliga successionen, förändrar humusämnen i marken, och minskar vattentillgången för övriga arter. (ibid.) Det finns även tecken på att glanshäggen konkurrerar ut andra arter genom utsöndring av gifter – allelopati (Fremmedartslista 2018). Arten är en surjordsväxt, och skadeverkningar kan förväntas även i nordiska barrskogar (ibid.). Den svenska artdatabanken bedömer att arten hotar biologisk mångfald, dels genom konkurrens med rödlistade arter, dels genomdålig samverkan med inhemska epifyter och mykorrhiza (Artdatabanken 2018). Arten är dessutom cyanidhaltig (Branquart 2022) och vektor för den östasiatiska fruktflugan *Drosophila suzukii*, som orsakat allvarliga skador på fruktodlingar på kontinenten (Fremmedartslista 2018).

## SLUTSATS

Arten har visat sig ha allvarliga skadeverkningar på naturen i både Belgien och Danmark, och har bevisligen kunnat sprida sig långa sträckor i Sverige. Den bör inte planteras under några omständigheter.

*Quercus rubra*

**Artdatabanken:** hög risk

**Fremmedartslista:** låg risk

**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Rödek sätter rikligt med ekollon, som sprids av en lång rad olika däggdjur och fåglar (möss, ekorrar, hjortar, korpar m.fl.) (den Ouden et al. 2005). Långdistansspridning i storleksordningen kilometer kopplas särskilt till vissa kråkfåglar (*jays*, eng.) (ibid., Riepšas & Straigytė 2008, Straigytė & Žalkauskas 2012). I Sverige sprids arten ofta med trädgårdsavfall (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK RISK

I Polen och Litauen ses rödeken som ett hot mot biologisk mångfald, och artrikedomen minskar kraftigt när rödek ersätter skogsek (Woziwoda et al. 2014, Straigytė & Žalkauskas 2012). Detta beror till viss del på att hela rödeken hämmar annan vegetation genom att utsöndra den allelopatiska kemikalien kumarin (ibid.). Artdatabanken (2018) bedömer att arten kan konkurrera om plats med rödlistade arter i Sverige. Enligt Branquart (2022) försvinner insekter som är beroende av *Quercus robur* och *Q. petraea* i bestånd av *Q. rubra*. Arten påverkar även markkemin och mikrofloran negativt. Där rödekar växer finns färre mikroorganismer och näringsämnen i jorden än i vanliga ekskogar (Riepšas & Straigytė 2008, Bonifacio et al. 2015).

## SLUTSATS

Rödek har god förmåga till långdistansspridning, och skadar jordmånen och den biologiska mångfalden. Uppgifter saknas samtidigt om aggressiv spridning på samma sätt som till exempel glanshägg. Risker är förmodligen inte lika stora som för dessa mer aggressivt invasiva arter. Rödek bör ej planteras nära befintliga ekskogar, eller andra habitat där den kan förmodas konkurrera ut inhemsk vegetation. Det saknas dock precis information i källorna om vilka svenska naturtyper som är sårbara för rödek.

*Rhus typhina*

**Artdatabanken:** låg risk

**Fremmedartslista:** låg risk

**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Rönnsamak sprider sig med frön eller rotskott (Artdatabanken 2018). Varje frukt innehåller upp till 700 frön, men dessa måste passera genom en tarmkanal för att gro (ibid.). Av denna anledning är framgångsrik fröförökning sällsynt i Belgisk natur (Branquart 2022). Rönnsamak är dioik, och både han- och honplanta måste finnas på platsen för att arten ska sätta frö (Fremmedartslista 2018). I Belgien har arten också visat sig spridas effektivt med rotfragment i jordtransporter (Branquart 2022).

## EKOLOGISK RISK

Rönnsamak har hög invasionspotential, och beskrivs som explosionsartad i kalkrika delar av sydöstra Sverige (Artdatabanken 2018). I Belgien har rönnsamak observerats bildat täta snår som skuggar ut fåltskiktet och stör den naturliga återväxten av trädskiktet (Branquart 2022). Arten är en utpräglad pionjär- och igenväxningssart (Sjöman & Slagstedt 2015), och sprider sig främst till glesa träd- och buskbevuxna sandiga marker (Artdatabanken 2018.). Med nuvarande utbredning finns inga allvarigare ekologiska konsekvenser, men arten ses som en framtida risk om den får större spridning (ibid.). Fremmedartslista (2018) ser en risk för snabb expansion i naturen om både han- och honplantor får fotfäste i naturen.

## SLUTSATS

Rönnsamak bör förhindras från att sprida sig till öppna marker, särskilt inte kalkhaltiga sådana. Fröspridning skulle kunna förhindras genom att undvika samplantering av han- och honplantor. Under sådana förutsättningar skulle staden kunna vara en effektiv spridningsbarriär som förhindrar spridning med rotskott. Jord från rönnsamakplanteringar bör också hanteras försiktigt för att förhindra spridning via rotfragment.

*Robinia pseudoacacia*

**Artdatabanken:** hög risk

**Fremmedartslista:** låg risk

**BFIS:** watch list

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Robinia sprids främst med hjälp av rotskott (Artdatabanken 2018). Det saknas evidens för att robinians frön skulle spridas med djur, fåglar eller vind (Morimoto et al. 2009). Däremot har fröna observerats blåsa upp till 67 m längs marken, oftast kvarsittande i ärtskidorna (ibid.). Det har utförts studier på andra arters förmåga att sprida sig kilometerlånga sträckor med hjälp av bilar och floder (Säumel & Kowarik 2010, von der Lippe & Kowarik 2008). I en annan artikel, med von der Lippe och Kowarik som delförfattare, antyds att resultatet även är giltigt för Robinia (Cierjacks et al. 2013). Jag ställer mig dock tveksam till att resultatet från studier på arter med små vindspridda frön går att överföra till robinians ärtskidor, eftersom Sjöman et al. (2015) nämner större nötter som typexempel på frön som har svårt att sprida sig längre sträckor.

## EKOLOGISK RISK

Artdatabanken (2018) gör följande bedömning: Robinian är kvävefixerande och riskerar att eutrofiera marken. Detta ger långvariga konsekvenser på miljön som kvarstår långt efter en eventuell utrotningsinsats. Arten förväntas kunna orsaka allvarlig skada på sandiga och näringsfattiga marker, men är mycket anpassningsbar, och kan växa på de flesta jordar (ibid.). Erfarenheter från Belgien och centraleuropa visar att robinian kan bli ett allvarligt problem, med täta snår som konkurrerar ut inhemsk vegetation, och permanent förändring av markkemin (Branquart 2022, Sjöman & Slagstedt 2015). Liknande problem kan förväntas i Sverige med ett framtida varmare klimat och längre vegetationsperiod (Sjöman & Slagstedt 2015).

## SLUTSATS

Robinian riskerar att orsaka allvarlig skada på naturen i ett framtida varmare klimat. Majoriteten av litteraturen menar dock att robinian saknar förmåga att frösprida sig längre sträckor. Därför är det osannolikt att Robinian skulle kunna sprida sig till naturen från en urban växtplats. Detta bygger dock på antagandet att allt trädgårdssavfall hanteras försiktigt, vilket Artdatabanken (2018) nämner som ett problem för många andra arter, se till exempel *Laburnum alpinum* och *Quercus robur*. Även om spridning ur staden är osannolik är den inte möjlig att utesluta helt. Detta måste vägas mot de mycket allvarliga skadeverkningarna arten kan få. Med tanke på klimatförändringarna kommer en sådan avvägning behöva göras inom några decennier.

*Salix viminalis*

Korgvide är inhemsk i Sverige, och kan därför inte klassas som invasiv. De enda negativa effekterna som nämns i Norge är hybridisering och konkurrens med inhemska *Salix* spp. (Fremmedartslista 2018).

*Salix x fragilis*

**Artdatabanken:** potentiellt hög risk (spridning)

**Fremmedartslista:** hög risk

**Belgien:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Knäckepil är sannolikt frösteril och förökar sig vegetativt med avbrutna kvistar som slår rot (Fremmedartslista 2018). Om arten växer nära vattendrag kan den sprida sig långa sträckor med kvistar som flyter med strömmen (Artdatabanken 2018).

## EKOLOGISK RISK

Knäckepil kan konkurrera ut inhemska växter på ruderatmark, i lövskogar, och längs vattendrag (Artdatabanken 2018). I Norge bedöms arten dessutom kunna påverka artsammansättningen i svämskogar, sumpskogar, och på våtängar (Fremmedartslista 2018). Även om arten är frösteril finns det en risk för introgressiv hybridisering med inhemska *Salix* sp. (ibid.). Hittills har inga allvarligare effekter av hybridisering observerats (ibid.).

## SLUTSATS

Arten bör ej planteras så att den kan sprida sig till naturtyperna som listas ovan. Eftersom den förmodligen är frösteril är det sannolikt att hårdgjord urban miljö skulle kunna utgöra en relativt effektiv spridningsbarriär mot naturen. Detta förutsätter dock att eventuellt trädgårdsavfall hanteras försiktigt med tanke på erfarenheter från den närbesläktade *S. x mollissima*.

*Sorbus mougeotii*

**Artdatabanken:** låg risk

**Fremmedartslista:** mycket hög risk

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Häckoxel sprider sig effektivt över långa sträckor med hjälp av fågelspridda bär (Fremmedartslista 2018).

## EKOLOGISK RISK

Arten kan ändra artsammansättningen i karga, magra miljöer, och potentiellt även tränga undan andra arter (Artdatabanken 2018). Arten är dock inte konkurrenskraftig på näringsrik mark (ibid.). Följande habitat listas

i riskbedömningen: havsstrandängar, torra hedar, klippor och blockmarker, samt håll och blockskog (ibid.). I Norge förväntas arten få en markant påverkan på artsammansättningen på tunnjordiga kalkhaltiga marker, inklusive utträngning av rödlistade arter (Fremmedartslista 2018). Effekten förväntas till stor del vara begränsad till Sørøstlandet (ibid.).

## SLUTSATS

Arten har god spridningsförmåga, men den ekologiska effekten verkar vara relativt liten och begränsad till karga miljöer. Den norska riskklassningen är markant högre än den svenska, och de potentiella skadeverkningarna på kalkrik mark beskrivs som tydligt värre. Häckoxel bör därför undvikas på karg kalkrik mark. Detta förutsätter dock att det inte finns någon väsentlig skillnad i klimatet jämfört med Sørøstlandet som har någon avgörande betydelse.

*Syringa vulgaris*

**Artdatabanken:** mycket hög risk

**Fremmedartslista:** Ej värderad eftersom arten introducerades före 1700 i Norge. Annars skulle bedömningen blivit mycket hög risk på grund av förträngning av inhemska arter.

**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Bondsytren producerar visserligen vindspridda frön, men långdistansspridning kan främst härledas till mänsklig aktivitet (Artdatabanken 2018). Fremmedartslista (2018) bedömer att fröna endast sprids några meter med vinden.

## EKOLOGISK RISK

Bondsytrenen sprider sig fort och bildar täta buskage som tränger undan annan undervegetation (Artdatabanken 2018). Effekten listas i en lång rad habitat, alltifrån blandskogar till gräsmarker (ibid.). Igenväxning av betesmarker betonas särskilt (ibid.).

## SLUTSATS

Med grund i en rent ekologisk bedömning går det inte att komma till någon annan slutsats än att syrenen är olämplig att plantera på grund av mycket allvarliga skadeverkningar i naturen. Det går dock inte att bortse från syrenens kulturvärde, även om det formellt sett faller utanför ramarna för den här uppsatsen. Om informationen om att fröspridning endast sker över korta sträckor är korrekt kan staden sannolikt förhindra spridning till naturlandskapet.

*Taxus x media***Artdatabanken:** –**Fremmedartslista:** mycket hög risk**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Arten sätter röda bär som sprids med fågel (Fremmedartslista 2018). Som litteratursammanställningen visar möjliggör detta spridning över långa sträckor.

## EKOLOGISK RISK

*Taxus x media* har visat sig hybridisera med inhemsk *Taxus baccata* i Norge (Fremmedartslista 2018). Detta gäller även hankloner såsom 'Hillii', eftersom dessa sätter pollen (ibid.). Riskbedömning saknas i Sverige, trots att *T. baccata* är inhemsk (Mossberg et al. 1997), och fridlyst i flera län (Artfakta u.å. B).

## SLUTSATS

Den ekologiska risken utgörs endast av risken för hybridisering med inhemsk idegran. Plantering av främmande *Taxus*-kultivarer bör undvikas i närheten av de få naturliga svenska fridlysta bestånden för att undvika korspollinering och kontaminering av genpoolen.

*Tilia platyphyllos*

Bohuslind är inte inhemsk i Norge, och därför ligger risken för hybridisering med skogslind till grund för riskklassificeringen (Fremmedartslista 2018). Eftersom arten är inhemsk i Sverige (Artfakta u.å. A) är den definitionsmässigt inte invasiv, och en översiktlig sökning efter information hittar ingen information om någon ekologisk risk kopplad till hybridisering. Jag ser därför ingen anledning att göra någon utförligare bedömning.

*Ulmus minor***Artdatabanken:** saknas, men *Ulmus x hollandica* finns bedömd som »ingen känd risk«.**Fremmedartslista:** hög risk**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Lundalmen sätter rikligt med vingförsedda frukter som sprids med vinden (Sjöman & Slagstedt 2015). Som litteratursammanställningen visar ökar detta sannolikheten för långdistansspridning.

## EKOLOGISK RISK

Arten riskbedöms i Norge eftersom den kan hybridisera med inhemsk skogsalm (Fremmedartslista 2018). Formellt bedöms arten utgöra en hög risk, men författarna

resonerar om att hybridisering snarare är positiv eftersom hybriden delvis är resistent mot almsjuka. Den resulterande hybriden, *Ulmus x hollandica* är steril och skadar ej svensk natur (Artdatabanken 2018).

## SLUTSATS

Det är svårt att se hybridisering med inhemsk skogsalm som något hot, eftersom detta leder till ökad resistens mot en annars dödlig sjukdom.

*Viburnum lantana***Artdatabanken:** hög risk**Fremmedartslista:** låg risk**BFIS:** –

## SPRIDNINGSFÖRMÅGA

Parkolvon sätter frukter som sprids långa sträckor med hjälp av fåglar (Fremmedartslista 2018).

## EKOLOGISK RISK

Både Fremmedartslista (2018) och Artdatabanken (2018) beskriver en risk för förträngning av inhemsk flora i takt med att populationen ökar. Parkolvon kan etablera sig som buskskikt i skog på lite rikare mark (Fremmedartslista 2018). Artdatabanken (2018) ser särskild risk på olika typer av kalkrik mark, även öppnare sådan. Utöver konkurrens med inhemska växter nämner Fremmedartslista (2018) även möjlig påverkan på fågelpopulationen på grund av ökad mattillgång från bären. De ekologiska effekterna är begränsade i både Sverige och Norge i nuläget, men spås öka i takt med att populationen växer (Artdatabanken 2018, Fremmedartslista 2018).

## SLUTSATS

Parkolvon har en god förmåga att sprida sig till naturen. Den förutspås kunna påverka svensk natur negativt om den får ökad spridning. Bör ej planteras i närheten av kalkhaltig mark och rikare skogsmark.

# Diskussion

## Resultatdiskussion

### INVASIVITET OCH NATURTYPER

*Finns det stadsträd i Malmö som är invasiva i nuläget, eller som riskerar att bli det i 2050 års klimat?*

*I vilka naturtyper riskerar de att göra skada?*

Överlag besvarades de här forskningsfrågorna väl i avsnittet individuella artbedömningar. Dataanalysen identifierade 38 potentiellt invasiva trädarter. Riskbedömningarna visade att en majoritet av dessa utgör en risk i några specifika naturtyper, men att de samtidigt är ofarliga i många andra. Till exempel är bergtall en allvarlig risk på hedmark eller sanddynor, men ofarlig i närheten av vanlig skog. Detta visar på vikten av att förhålla sig till omkringliggande naturtyper när exotiskt växtmaterial används. Informationen från Fremmedartlista och BFIS gav även ett framtidsperspektiv, och identifierade vissa arter som riskerar att bli problematiska i framtiden, trots att de ännu inte observerats i svensk natur. Som frågan är ställd efterfrågas dock information om vilka arter som kommer vara invasiva i specifikt år 2050 års klimat i Malmö. Uppsatsen presenterar inte ett så precist resultat, utan ger snarare en indikation på att vissa arter riskerar att bli problematiska om några decennier. Se metoddiskussionen.

### SPRIDNINGSSTRATEGIER

*Vilka fröspridningsstrategier använder de potentiellt invasiva arterna?*

*Kan de förmodas sprida sig till naturen från en växtplats i staden?*

De individuella artbedömningarna presenterar en tillfredsställande översikt över de olika trädarternas spridningsstrategier.

Som inledningen beskriver framförs ofta argumentet att vissa exotiska trädarter kan användas i stadsmjö oberoende av invasionspotential, eftersom några hundra meter hårdgjord miljö utgör en fullgod spridningsbarriär mot naturen (Sjöman et al. 2016). Detta argument har även framförts i undervisningen på SLU Alnarp. Resultatet i såväl litteratursammanställningen som de individuella artbedömningarna talade dock emot att en sådan syn skulle vara korrekt. Litteratursammanställningen visade att alla arter som sprider sina frön passivt med hjälp av en spridningsvektor har en sannolikhet att sprida sig över långa sträckor (mer än några hundra meter), även om sådan spridning är mycket osannolik jämfört med spridning i närområdet. De individuella artbedömningarna bekräftade detta, och gav många exempel på arter

som observerats sprida sig över kilometerlånga sträckor. Särskilt fågelspridning visade sig vara mycket effektiv för att sprida frön över längre sträckor. De individuella artbedömningarna tillförde ytterligare ett perspektiv som ej behandlats i litteratursammanställningen: den mänskliga faktorn. För flera arter nämndes spridning med hjälp av transporter av trädgårdsavfall, jord med frön och rotrester, etc. Detta visar på svårigheten i att föra ett rent ekologiskt resonemang om spridning som endast beaktar naturliga faktorer. Det framträder snarare en bild att allt fröspridning till naturen kan vara mer eller mindre sannolik, men att det är oundvikligt att den sker förr eller senare. Pyšek et al. (2009) för just ett sådant resonemang: sannolikheten för att en exotisk lignos ska sprida sig till naturen beror på antal individer som planterats, och tid sedan arten introducerats, snarare än vilka spridningsstrategier som arten använder. Samtliga stadsträdarter kan alltså förväntas sprida sig till naturen förr eller senare, oberoende av spridningsbarriärer. Det känns dock missvisande att ge ett sådant rakt svar på frågan, eftersom den är ställd utifrån det felaktiga antagandet att arter antingen kan eller inte kan ta sig förbi staden som spridningsbarriär. Det är snarare frågan om en oerhört komplex sannolikhetsbedömning som beror på en lång rad faktorer. Även om en viss art oundvikligen kommer ta sig ut i naturen kanske sannolikheten är så låg att det inte kan förväntas ske förrän om mer än 100 år. Sannolikheten för spridning måste vägas mot risken som arten utgör, och nyttan som den tillför i staden jämfört med icke-invasiva alternativ. Den här uppsatsen kan inte göra anspråk att göra en sådan avvägning, men de individuella artbedömningarna kan ge en viss indikation på hur sannolikt det är att vissa arter kommer sprida sig från staden till naturen inom en snar framtid. Ett allmänt resonemang om detta följer i reflektionsdelen.

## Metoddiskussion

Uppsatsen bygger till stor del på professionella bedömningar av invasivitet. Dessa bygger inte bara på publicerad forskning, utan även på personliga erfarenheter från växtexperterna som utför bedömningarna och deras kontaktnät. Till exempel hänvisar Fremmedartlista (2018) i flera fall till praktiska erfarenheter från odling i någon norsk kommun. Sådan information finns oftast inte publicerad som vetenskapliga artiklar, och därför ger invasivitetslistorna en bättre bild av situationen än publicerad forskning, även om de är sekundärkällor. Det är dessutom troligt att en grupp växtexperter gör en bättre sammanställning av ett hundratal vetenskapliga artiklar än jag, en tredjeårsstudent på landskapsarkitektprogrammet. Det bör också betonas att praktiska erfarenheter är en nödvändighet för att

bedöma invasivitet. Det råder konsensus inom forskningen att det är omöjligt att förutse invasivitet enbart med hjälp av en växts dokumenterade biologiska egenskaper (Sjöman et al. 2015).

Som tidigare nämnts är metoden för att förutse konsekvenserna av klimatförändringarna något oprecis. Klimatanalogen med Belgien överrensstämde bäst med ett scenario med minskade utsläpp (RCP 4.5) till år 2050, medan norska Artsdatabankens Fremmedartslista antar fortsatt höga utsläpp (RCP 8.5) till 2070, för att identifiera potentiella dörrknackarter. Att arbeta med klimatförändringarna medför dock en naturlig osäkerhet, eftersom den framtida utvecklingen kan komma att variera kraftigt, beroende på vilka utsläppsminskningar som genomförs. Därför är det svårt att uttala sig mer precist än uppsatsen redan gör, oavsett metodval.

Det finns en viss osäkerhet i trädattan från Malmö stad. Edit Stormwalther<sup>2</sup>, landskapsarkitekt på gatukontoret i Malmö, upplyste mig om att vissa nya projekt ännu inte var införda i systemet, och att vissa träd endast finns dokumenterade som »okänd«, eller »*Släkte* sp.«. Detta medför en risk för att vissa arter inte kommer med i dataanalysen. Det är även möjligt att rikta allmän kritik mot att träddata endast hämtades från Malmö stad. Arbetet är egentligen inte alls särskilt Malmöfokuserat, utan bedömer invasivitet jämt mot samtliga svenska naturtyper. Av tidsskäl var det dock praktiskt att avgränsa datainsamlingen till Malmö, inte minst med tanke på de goda kontakter som finns mellan SLU Alnarp och yrkesverksamma i staden. Trädattan borde dessutom vara relativt representativ för alla svenska stadsträd – se resonemang under avgränsningar i inledningen. Det bör också betonas att trädatabasen som analyserades var mycket omfattande med över 350 arter.

Under arbetet med de individuella artbedömningarna visade sig även vissa problem med screeningmetoden. De skandinaviska artdatabankernas riskklassificering bygger till stor del på arternas nuvarande utbredning i naturen, och inte artens invasionsförmåga per se. Till exempel bedöms *Viburnum lantana* som låg risk i den norska fremmedartslistan, med kommentaren att detta förmodligen kommer uppgraderas till hög risk om arten fortsätter sprida sig som förväntat. Det finns därför en risk att dataanalysen missar vissa arter som har stor inneboende invasionspotential, men som klassas lågt idag på grund av begränsad utbredning i naturen. Risken minskar dock av att tre oberoende växtlistor används. Exemplet *V. lantana* fångades upp i screeningen eftersom den är bedömd som hög risk i den svenska artdatabankens lista. Egentligen borde stadsträdlistan ha analyserats mot samtliga riskkategorier från invasivtetsbedömningarna, men avgränsningen var nödvändig av tidsskäl. Problemformuleringen kräver egentligen mer än 15 hp för att utredas tillfredsställande.

Datainsamlingen och screeningmetoden medför dock en mycket viktig begränsning i hur resultatet kan användas: det är inte möjligt att dra slutsatsen att de arter som inte flaggats i dataanalysen är riskfria.

Avslutningsvis kan man konstatera att vissa buskarter passerade dataanalysen trots att de knappast kan räknas som träd, till exempel *Cotoneaster multiflorus*. Detta beror på att gatukontoret i Malmö dokumenterar vissa buskar i samma GIS-register som träden. Buskarna riskbedömdes på samma sätt som träden eftersom de är relevanta att känna till för en framtida landskapsarkitekt, även om de formellt faller utanför den här uppsatsens ramar.

## Slutsats

Uppsatsen identifierar ett 20-tal stadsträd som idag är ett hot mot svensk natur, eller som riskerar att bli det inom ett antal decennier i södra Sverige. De potentiella skadeverkningarna kunde ofta kopplas till några få naturtyper. Resultatet kan inte tolkas som att alla andra stadsträdarter är säkra att använda, utan belyser snarare behovet av att göra en noggrann analys av invasivitet innan exotiskt växtmaterial används i staden. Det var inte möjligt att dra några säkra slutsatser om vilka arter som kan sprida sig från stadsmiljö till naturen, men de individuella artbedömningarna ger en viss indikation på sannolikheten att det kommer ske inom en snar framtid. Frågan om exotiska stadsträd är komplex, och ett väl avvägt ställningstagande behöver göras vid varje tillfälle när plantering av exotiska träd övervägs.

<sup>2</sup>Edit Stormwalther, landskapsarkitekt på gatukontoret Malmö stad, e-mail 2022-01-26.



# Reflektioner

Diskussionen behandlade den formellt definierade problemställningen, och forskningsfrågorna som följde från denna. Den här delen knyter i stället an till den ursprungliga anledningen till att uppsatsen skrivs: mitt personliga sökande efter ett förhållningssätt till exotiska trädarter. Under arbetet med de systematiska artbedömningarna har de mer generella tankarna om invasivitet vuxit sig starkare och starkare. Ett urval av dessa redovisas nedan.

Huvudargumentet som framförs till förmån för exotiska stadsträd är att de, och endast de, kan tillhandahålla en lång rad kritiska ekosystemtjänster i stadsmiljö (se Deak Sjöman et al. 2015). Om man vidgar bedömningen till hela den svenska naturen blir argumentet mindre klart. Vad tillhandahåller mest ekosystemtjänster: tio robinior på en stadsgata, eller en vitsippsbacke med månghundraåriga ekar? Är det då rimligt att förespråka de förra ur ett ekosystemtjänstperspektiv, när de samtidigt riskerar att hota de senare? Stora delar av matproduktionen i Sverige är direkt beroende av en mångfald av pollinatörer, och dessa hotas när invasivt växtmaterial förändrar inhemska naturtyper (Borgström et al. 2018). Just eutrofiering av marken nämns som ett typexempel på ett sådant hot (ibid.).

Avvägningen är dock inte så självklar som den kan verka vid en första anblick.

*[Staden är] människans mest framgångsrika försök att omforma världen som hon lever i efter sitt hjärtas önskan. Men om staden är den värld som människan har skapat, så är det också den värld i vilken hon hädanefter är dömd att leva. Därför kan man säga att människan indirekt omformade sig själv i det ögonblick som hon skapade staden, även om hon inte hade något klart begrepp om sin bedrift.*

Robert Park, *On Social Control and Collective Behavior* (1967), s. 3. Här återgiven i svensk översättning av David Harvey (2011, s. 133).

Det är omöjligt att avfärda behovet av grönska i staden som oviktigt, eller fullständigt underordnat alla andra behov. Det går även att ifrågasätta vilken påverkan landskapsarkitekturens användning av stadsträd har, jämfört med andra delar av samhället. I Malmö stad växer fem contortatallar, jämfört med 600 000 (!) ha som planterats i skogsbruket. Med tanke på hur viktiga stadsträden är för människors välmående verkar det orimligt att nedprioritera dessa innan andra spridningsvägar till naturen åtgärdas.

Det är dock långt ifrån alla exotiska trädarter som visat sig utgöra ett hot mot biologisk mångfald. Men hur

kan de farliga arterna urskiljas från återstoden? I andra delar av samhället tillämpas en försiktighetsprincip när något riskerar att göra skada. Elektronik måste till exempel vara CE-märkt för att få säljas i Sverige. Föreställ dig motsatsen: att en brödrost antas vara säker ända tills någon får en 230 v-stöt, och först då förbjuds den. Det är givetvis otänkbart. Trots det tillämpas ett liknande förhållningssätt till träd. I nuläget anses alla främmande arter vara säkra att plantera tills dess att motsatsen bevisas. Med tanke på de omfattande risker som demonstrerats i den individuella artbedömningen är det möjligt att undra om ett liknande system som CE-märkning inte borde tillämpas på allt främmande växtmaterial. Detta är dock ingen lätt sak att åstadkomma; som nämnts tidigare är det endast möjligt att bedöma en växts invasivitet utifrån praktisk erfarenhet av odling i rätt naturtyp och klimat. Det tar dock mycket lång tid för de fulla effekterna att visa sig i naturen. Essl et al. (2010) har demonstrerat att den nuvarande utbredningen av främmande arter i naturen speglar samhället runt förra sekelskiftet, och talar om en omfattande »invasion debt« som ännu inte visat sig. Som Widenfalk (2015) konstaterar är det nästan för sent att vända utvecklingen när en art väl börjat självsprida sig i naturen. Det finns ett behov att utveckla och tillämpa en säker metod för utvärdering av exotiska trädarters invasivitet. En ansats till detta finns i Dehnen-Schmutz (2011).

## Tack till

MORA ARONSSON, konsulent vid SLU Artdatabanken. Genom att generöst ge mig tillgång till internt opublicerat material bakom Artdatabankens risklista gjordes den här uppsatsen möjlig.

EDIT STORMWALTHER, landskapsarkitekt på gatukontoret, Malmö stad &

MAXIMILIAN LÖFGREN, landskapsingenjör på Malmö kyrkogårdsförvaltning.

Utdragen ur respektive trädatabas har varit till stor hjälp under uppsatsarbetet.

KARIN INGEMANSSON, universitetsadjunkt vid Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning, SLU Alnarp, och handledare för detta arbete.

# Referenslista

## Litteratur

- Artfakta (u.å. A). *Bobuslind Tilia platyphyllos*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/naturvard/taxon/Tilia%20platyphyllos-1563> [2022-03-10].
- Artfakta (u.å. B). *Hybrididegran Taxus × media*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/naturvard/taxon/taxus-media-222167> [2022-03-10].
- Artfakta (u.å. C). *Rundhagtorn Crataegus laevigata*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/naturvard/taxon/Crataegus%20laevigata-223011> [2022-03-10].
- Artfakta (u.å. D). *Smalbladig silverbuske Elaeagnus angustifolia*. Tillgänglig: <https://artfakta.se/naturvard/taxon/elaegnus-angustifolia-220980> [2022-03-10].
- Artdatabanken (2018). *Opublikerade riskbedömningar* [Internt material]. Kärleväxter bedömda av Aronsson, M. Se Strand et al. (2017) för publicerade data.
- Bastin, J.-F., Clark, E., Elliott, T., Hart, S., van den Hoogen, J., Hordijki, I., Ma, H., Majumder, S., Manoli, G., Maschler, J., Mo, L., Routh, D., Yu, K., Zohner, C.M. & Crowther, T.W. (2019). Understanding climate change from a global analysis of city analogues. *PLoS one*, 14 (7), <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217592>
- Bellanger, S. (2010). *Manual of the Alien Plants of Belgium – Elaeagnus angustifolia*. Tillgänglig: <https://alien-plantsbelgium.myspecies.info/content/elaegnus-angustifolia> [2022-03-10].
- Binggeli, P. (2001). The human dimensions of invasive woody plants. I McNeely, J.A. (red.) *The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species*. Cambridge: IUCN Publications Services Unit, ss. 145-159.
- Bonifacio, E., Petrillo, M., Petrella, F., Tambone, F. & Celi, L. (2015). Alien red oak affects soil organic matter cycling and nutrient availability in low-fertility well-developed soils. *Plant and soil*, 395 (1/2), ss. 215-229. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2555-9>
- Borgström, P., Ahrné, K. & Johansson, N. (2018). *Pollinatörer och pollinering i Sverige – värden, förutsättningar och påverkansfaktorer*. Rapport 6841. Stockholm: Naturvårdsverket. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6841-7.pdf> [2022-03-09].
- Branquart, E. (red.) (2007). *Guidelines for environmental impact assessment and list classification of non-native organisms in Belgium*. Tillgänglig: [https://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA\\_protocol.pdf](https://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf) [2022-02-24].
- Cain, M.L., Milligan, B.G. & Strand, A.E. (2000). Long-distance seed dispersal in plant populations. *American journal of botany*, 87 (9), ss. 1217-1227. <https://doi.org/10.2307/2656714>
- Carlsson, N. & Persson, H. (red.) (2007). *Invasiva kärleväxter i Skåne*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne län.
- Deak Sjöman, J., Sjöman, H., & Johansson, E. (2015). Staden som växtplats. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. Lund: Studentlitteratur. 231-329.
- den Ouden, J., Jansen, P.A. & Smit, R. (2005). Jays, mice and oaks: predation and dispersal of *Quercus robur* and *Q. petraea* in North-western Europe. I: Forget, Pierre-Michel (red.). *Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment*. Wallingford: CABI Publishing. ss. 223-239. <https://doi.org/10.1079/9780851998060.0223>
- Drescher, A. & Prots, B. (2016). *Fraxinus Pennsylvanica – an invasive tree species in middle Europe: Case studies from the danube basin*. Contributii Botanice LI: 55-69. Tillgänglig: [https://www.researchgate.net/publication/313821796\\_Fraxinus\\_Pennsylvanica\\_-an\\_invasive\\_tree\\_species\\_in\\_middle\\_Europe\\_Case\\_studies\\_from\\_the\\_danube\\_basin](https://www.researchgate.net/publication/313821796_Fraxinus_Pennsylvanica_-an_invasive_tree_species_in_middle_Europe_Case_studies_from_the_danube_basin) [2022-03-09].
- Engelmark, O. (2011). *Contortatall i Sverige – ett storskaligt ekologisk experiment*. [Faktablad]. Fakta skog: nr. 9, 2011. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet. Tillgänglig: [https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog11/faktaskog\\_09\\_2011.pdf](https://www.slu.se/globalassets/ew/ew-centrala/forskn/popvet-dok/faktaskog/faktaskog11/faktaskog_09_2011.pdf) [2022-03-10].
- Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P.E., Hülber, K., Jarošík, V., Kleinbauer, I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M., Genovesi, P., Gherardi, F., Desprez-Loustau, M.-L., Roques, A. & Pyšek, P. (2011). Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences - PNAS*, 108 (1), ss. 203-207. <https://doi.org/10.1073/pnas.1011728108>

- Fremmedartslista (2018). *Fremmedartslista 2018*. Tillgänglig: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018> [2022-02-24]. [Eg. Artsdatabanken (2018), men refereras som F. för att undvika förväxling.]
- Future Cities (u.å.). *Future Cities - Interactive map*. Tillgänglig: [https://hooge104.shinyapps.io/future\\_cities\\_app/](https://hooge104.shinyapps.io/future_cities_app/) [2022-02-24].
- Gederaas L., Salvesen I. & Viken Å. (eds.). 2007. *Norsk svarteliste 2007 – ekologiske risikovurderinger av fremmede arter*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Gelmi-Candusso, T.A. & Hämmäläinen, A.M. (2019). Seeds and the city: The interdependence of zoochory and ecosystem dynamics in urban environments. *Frontiers in ecology and evolution*, 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00041>
- Harvey, David (2011). *Ojämlighetens nya geografi: texter om stadens och rummets förändringar i den globala kapitalismen*. Stockholm: Atlas
- Hallbergs plantskola (2015). *Växtkatalog 2015-2016*. [Reklamblad]. Tillgänglig: <https://www.hallbergs-plantskola.se/Files/Images/PDF-Filer/Katalog%202015-2016%20hela.pdf> [2022-03-10].
- Hitchmough, J. (2011). Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and urban planning*, 100 (4), ss. 380-382. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.017>
- Jansson, N., Fargo, M., Hultengren, S., Lennartsson, T., Weibull, H. & Wissman, J. (2015). *Vägarnas träd: om trädens skötsel, värdefulla strukturer och följararter*. CBM:s skriftserie 93. Uppsala: Centrum för biologisk mångfald.
- Jørgensen, H. (2010). *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Pinus mugo*. [Faktablad]. Tillgänglig: [https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/p/pinus-mugo/pinus\\_mugo.pdf](https://www.nobanis.org/globalassets/speciesinfo/p/pinus-mugo/pinus_mugo.pdf) [2022-03-10].
- Kendle, Tony & Forbes, S. J. (1997). *Urban nature conservation: landscape management in the urban countryside*. London: E. & F. N. Spon.
- Kermath, B. (2007). Why go native? Landscaping for biodiversity and sustainability education. *International journal of sustainability in higher education*, 8 (2), ss. 210-223. <https://doi.org/10.1108/14676370710726661>
- Lantz, R.E. (2020). *Vilka trädarter kan inom 50 år bli invasiva i svenska städer?* Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Kandidatarbete, Trädgårdsingenjösprogrammet – inriktning design.
- Levey, D.J., Tewksbury, J.J. & Bolker, B.M. (2008). Modelling Long-Distance Seed Dispersal in Heterogeneous Landscapes. *The Journal of ecology*, 96 (4), ss. 599-608. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01401.x>
- Mattson, J. O. & Taesler, R. (2004). I: Wastenson, Leif, Raab, Birgitta & Vedin, Haldo (red.) *Sveriges nationalatlas Klimat, sjöar och vattendrag*. 2 utg., Gävle: Kartförlaget.
- Morimoto, J., Kominami, R. & Koike, T. (2009). Distribution and characteristics of the soil seed bank of the black locust (*Robinia pseudoacacia*) in a headwater basin in northern Japan. *Landscape and ecological engineering*, 6 (2), ss. 193-199. <https://doi.org/10.1007/s11355-009-0096-1>
- Mossberg, Bo, Stenberg, Lennart & Ericsson, Stefan (1997). *Den nordiska floran*. Ny uppl. Stockholm: Wahlström & Widstrand.
- Naturvårdsverket (u.å.). *Invasiva främmande arter - definition*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/invasiva-frammande-arter/vad-ar-ifal/definition/> [2022-02-24].
- Nilsson, J. & Andersson, F. (2019). *Exotiska trädarter i urbana miljöer – Svenska kommuner och deras förhållningsätt till användningen av exotiska trädarter i urbana miljöer*. Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap, Sveriges lantbruksuniversitet. Kandidatarbete, Landskapsingenjösprogrammet.
- Ohlsson, A., Asp, M., Berggreen-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Johnell, A., Axén Mårtensson, J., Nyhlén, L., Persson, H. & Sjökvist, E. (2016). *Framtidsklimat i Skånes län – enligt RCP-scenarier*. (Klimatologi nr 29). Tillgänglig: [https://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.95718!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Framtidsklimat\\_i\\_Sk%C3%A5ne\\_L%C3%A4n\\_Klimatologi\\_nr\\_29.pdf](https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.95718!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Framtidsklimat_i_Sk%C3%A5ne_L%C3%A4n_Klimatologi_nr_29.pdf) [2022-03-10].

- Peretti, J. (1998). Nativism and Nature: Re-thinking Biological Invasion. *Environmental values*, 7 (2), ss. 183-192. <https://doi.org/10.3197/096327198129341537>
- Pyšek, P., Křivánek, M. & Jarošík, V. (2009). Planting Intensity, Residence Time, and Species Traits Determine Invasion Success of Alien Woody Species. *Ecology (Durham)*, 90 (10), ss. 2734-2744. <https://doi.org/10.1890/08-0857.1>
- Rafalowicz, T., Branquart, E. & Halford, M. (2009). *Acer rufinerve Siebold & Zucc., a new invasive tree in Belgium?* Abstract Volume of the Science Facing Aliens Conference, Brussels 11th May 2009, Belgian Biodiversity Platform. Tillgänglig: [http://ias.biodiversity.be/meetings/200905\\_science\\_facing\\_alien/poster\\_08.pdf](http://ias.biodiversity.be/meetings/200905_science_facing_alien/poster_08.pdf) [2022-02-25].
- Riepišas, E. & Straigytė, L. (2008). Invasiveness and Ecological Effects of Red Oak (*Quercus rubra* L.) in Lithuanian Forests. *Baltic Forestry*, 14 (2), ss. 122-130.
- Roloff, A., Korn, S. & Gillner, S. (2009). The Climate-Species-Matrix to select tree species for urban habitats considering climate change. *Urban forestry & urban greening*, 8 (4), ss. 295-308. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2009.08.002>
- Sæbø, A., Benediktz, T. & Randrup, T.B. (2003). Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban forestry & urban greening*, 2 (2), ss. 101-114. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00027>
- Sagoff, M. Do Non-Native Species Threaten The Natural Environment? (2005). *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*. 18, ss. 215-236. <https://doi.org/10.1007/s10806-005-1500-y>
- Samuelsson, K. (2016). *Invasivt växtmaterial. Vägledning för val av träd och buskar i urbana miljöer*. Institutionen för stad och land, Sveriges lantbruksuniversitet. Kandidatarbete, Landskapsarkitektprogrammet.
- Sandvik, H., Gederaas, L., & Hilmo, O. (2017). *Guidelines for the Generic Ecological Impact Assessment of Alien Species, version 3.3*. Trondheim: Norwegian Biodiversity Information Centre.
- Simberloff, D. (2005). Non-native Species DO Threaten the Natural Environment. *Journal of agricultural & environmental ethics*, 18 (6), ss. 595-607. <https://doi.org/10.1007/s10806-005-2851-0>
- Sjöman, H. & Lagerström, T. (2007). *Stadens hårdgjorda miljöer som växtplats*. Gröna fakta 2007:5. Alnarp: Movium, SLU.
- Sjöman, H. & Slagstedt, J. (2015). *Stadsträdslexikon*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Sjöman, H. & Östberg, J. (2019). Vulnerability of ten major Nordic cities to potential tree losses caused by longhorned beetles. *Urban ecosystems*, 22 (2), ss. 385-395. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-0824-8>
- Sjöman, H., Morgenroth, J., Sjöman, J.D., Sæbø, A. & Kowarik, I. (2016). Diversification of the urban forest – Can we afford to exclude exotic tree species? *Urban forestry & urban greening*, 18, ss. 237-241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>
- Sjöman, H., Slagstedt, J., Wiström, B. & Ericsson, T. (2015). Naturen som förebild. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. Lund: Studentlitteratur, ss. 57-229.
- Straigyte, L. & Žalkauskas, R. (2012). Effect of climate variability on *Quercus rubra* phenotype and spread in Lithuanian forests. *Dendrobiology*, 67, ss. 79-85.
- Strand, M., Aronsson, M., & Svensson, M. (2018). *Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista*. ArtDatabanken Rapporterar 21. Uppsala: ArtDatabanken SLU.
- Säumel, I. & Kowarik, I. (2010). Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and urban planning*, 94 (3), ss. 244-249. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.009>
- Thomas, P.A., Alhamd, O., Iszkuło, G., Dering, M. & Mukassabi, T.A. (2019). Biological Flora of the British Isles: *Aesculus hippocastanum*. *The Journal of ecology*, 107 (2), ss. 992-1030. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13116>
- Viksten, E. (2020). Trädgårdsfavoriterna som kan störa ekosystemen. *Extrakt*, 2020-06-02. Tillgänglig: <https://www.extrakt.se/tradgardsfavoriterna-som-kan-stora-ekosystemen/> [2022-02-10].
- von der Lippe, M. & Kowarik, I. (2008). Do cities export biodiversity? Traffic as dispersal vector across urban-rural gradients. *Diversity and Distributions*, 14, ss. 18-25. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2007.00401.x>

Widén, M. & Widén, B. (2008). *Botanik - systematik, evolution, mångfald*. Lund: Studentlitteratur.

Widenfalk, O. (2015). *Contortatall i Sverige – En kunskaps sammanställning och riskbedömning*. Rapport Svenska FSC.

Wissman, J & Hilding-Rydevik, T (2016). *Främmande trädarter i stadsmiljö: kunskapsunderlag om hot och möjligheter*. CBM:s skriftserie nr. 120. Uppsala: SLU Centrum för biologisk mångfald.

Woziwoda, B., Kopec, D. & Witkowski, W.J. (2014). The negative impact of intentionally introduced *Quercus rubra* L. on a forest community. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 83 (1), ss. 39-49. <https://doi.org/10.5586/asbp.2013.035>

### *Datakällor*

Branquart, E (red.) (2022). Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species. Tillgänglig: <http://ias.biodiversity.be> [2022-02-24].

[Fremmedartliste 2018] Artsdatabanken (2018). *Fremmedartslista 2018*. Tillgänglig: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018> [2022-02-24].

Malmö kyrkogårdsförvaltning (2022). *Utdrag ur träd-databas, 2022-01-24*. [internt material]. Kontaktperson: Maximilian Löfgren, landskapsingenjör.

Malmö Stad (2022). *Utdrag ur träd-databas, 2022-01-26*. [internt material]. Kontaktperson: Edit Stormwalther, landskapsarkitekt.

Strand, M., Aronsson, M., & Svensson, M. (2018). *Klassificering av främmande arters effekter på biologisk mångfald i Sverige – ArtDatabankens risklista*. ArtDatabanken Rapporterar 21. Uppsala: ArtDatabanken SLU.

Jag ger härmed min tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

*Anders Rundlöf*  
ALNARP 22/3 2022



