

Mikroskogar

– med fokus på strukturell uppbyggnad och utveckling i urban miljö

Micro Forests

- with focus on vegetation structure and development in urban environments

Nathalie Nessmar & Carolina Wetterup

Självständigt arbete • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Landskapsarkitektprogrammet
Alnarp 2024



Mikroskogar – med fokus på strukturell uppbyggnad och utveckling i urban miljö

Micro Forests - with focus on vegetation structure and development in urban environments

Nathalie Nessmar & Carolina Wetterup

Handledare: Björn Wiström, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Examinator: Lisbet Christoffersen, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning
Bitr. examinator: Stefan Lindberg, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 30 hp
Nivå och fördjupning: A2E
Kurstitel: Independent Project in Landscape Architecture
Kurskod: EX0846
Program: Landskapsarkitektprogrammet
Kursansvarig inst.: Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Utgivningsort: Alnarp
Utgivningsår: 2024
Omslagsbild: Nessmar, N. & Wetterup, C. (2024).
Originalformat: A4 (liggande)

Nyckelord: *Micro forest, tiny forest, pocket wood, pocket forest, urban woodland, urban biodiversity, Miyawaki forest, children & forest, ecosystem services, mikroskog, miniskog, urban skog, biodiversitet, barn & skog, ekosystemtjänster, strukturrik plantering.*

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Innehållsförteckning

1. Inledning	1		
1.1 Bakgrund	1		
1.2 Mål	3		
1.3 Syfte	3		
1.4 Frågeställning	4		
1.5 Avgränsning	4		
1.6 Disposition	4		
2. Metod och material	5		
2.1 Litteraturstudie	5		
2.2 Intervjuer	5		
2.3 Fältstudie	5		
2.3.1 Datainsamling	6		
2.3.2 Profildiagram	7		
2.3.3 Fotografering	7		
2.4 Tillämpning	7		
3. Kunskapssammanställning	9		
3.1 Mikroskogens ekosystemtjänster och otjänster	9		
3.1.1 Urban heat island effect	9		
3.1.2 Vind	10		
3.1.3 Biologisk mångfald	11		
3.1.4 Hälsa och välmående	12		
3.1.5 Mänskliga preferenser	13		
3.2 Mikroskogen som system	15		
3.2.1 Dynamisk vegetationsbyggnad	15		
3.2.2 Miyawaki-metoden	21		
3.2.3 Naturlika planteringar/landskapsplanteringar	23		
3.3 Erfarenheter från tre kommuner i Öresundsregionen	26		
3.3.1 Helsingborgs stad	26		
3.3.2 Malmö stad	28		
3.3.3 Köpenhamns kommun	31		
3.4 Fältstudie	33		
3.4.1 Landsdommervej, Köpenhamn - PL1 & PL2	34		
3.4.2 Västra Berga, Helsingborg - Blomskogen	38		
3.4.3 Mariastaden, Helsingborg - PL1	42		
3.4.5 Iduns park, Malmö - Ek- och Hassellunden	46		
3.4.6 Iduns park, Malmö - Lundmodellen	50		
3.4.7 Klaksvigsgade, Köpenhamn	54		
3.4.8 Västerskog, Alnarps Landskapslaboratorium - V14 Trolleholmsmodellen	57		
4. Syntes	63		
4.1 Skiktning & dynamik	63		
4.2 Arter	63		
4.3 Plantering, anläggning och skötsel	65		
4.4 Skala och typsituationer	68		
5. Prototyper	69		
5.1 Östra Ramlösa - en introduktion	69		
5.2 Principer för prototyper	70		
5.3 Prototyp 1 - Vändzonen	72		
5.4 Prototyp 2 - Kvarterstorget	77		
5.5 Prototyp 3 - Aktivitetsparken	82		
5.6 Prototyp 4 - Skolgården	87		
6. Diskussion & slutsats	92		
6.1 Metoddiskussion	92		
6.2 Resultatdiskussion	93		
6.3 Slutsats	97		
7. Referenser	98		
Tack	106		
Bilaga	107		

Sammanfattning

Den tillgängliga ytan för grönska är begränsad i städerna och vi behöver ett nytt förhållningssätt för att kunna maximera mängden ekosystemtjänster på den yta som finns att tillgå. Ett tillvägagångssätt är att skapa artrika, dynamiska och strukturrika skogssystem, vilka kan bidra till multifunktionella lösningar i urbana miljöer. I arbetet refereras dessa skogar till som mikroskogar. Arbetet belyser mikroskogar som ett komplement till enskiktade trädplanteringar, vilka kan ge förbättrade förutsättningar för viktiga ekosystemtjänster och naturlika miljöer i staden. Därutöver bidrar det till en ökad förståelse för hur mikroskogars utformning kan påverka dess funktion.

Resultatet visar att mikroskogar med en flerskiktad struktur kan bidra till en ökad mängd ekosystemtjänster, såsom värme- och vinddämpning, bevarande av biologisk mångfald, bättre hälsa och välmående. Dessutom bidrar en flerskiktad struktur med goda lek miljöer för barn. För att mikroskogen ska kunna leverera de ekosystemtjänster som efterfrågas krävs en förståelse för dess fysiska komponenter, såsom växtmaterial, komposition och den dynamiska utvecklingen. Detta kräver i sin tur en förståelse för de naturliga processerna, succession och växtstrategier.

Mikroskogar kan även bidra till otjänster, framför allt i form av otrygghet. Den upplevda otryggheten kan kopplas till vegetationens karaktär och täthet, där inramning, struktur och trygghetsskapande skötselinsatser kan ge en ökad upplevd trygghet. Resultatet visar dessutom att skötsel i form av gallring bidrar till en flerskiktad struktur, där utebliven gallring på sikt ger ett bestånd med mindre utvecklade skiktning. Då mikroskogens flerskiktning är direkt kopplad till dess funktion är gallringen en viktig komponent för att skapa multifunktionella mikroskogar.

Mikroskogar kan anläggas på så små ytor som 10 kvm, men för att det ska uppstå en inre rumslighet eller en omslutande känsla krävs en större yta. Resultatet visar att mikroskogar kan anläggas i flera typsituationer, bland annat i gatu- och torgmiljö, parkmark, skol- eller lekmiljö och i bostadsnära miljöer, men även som lä- och barriärplanteringar, för att skapa multifunktionella gröna lösningar.

Arbetets resultatet tillämpas i fyra prototyper för mikroskogar i relation till olika typsituationer i den planerade stadsdelen Östra Ramlösa i Helsingborg. Prototyperna beskriver den strukturella uppbyggnaden och utvecklingen av mikroskogar, anpassade efter fyra typsituationer i Östra Ramlösa: gatumiljö, torgmiljö, parkmark och skol- eller lekmiljö. Prototyperna visar hur mikroskogar kan utformas på kort och lång sikt, där profildiagram används för att kommunicera den dynamiska utvecklingen över tid. Prototyperna är tänkta att, med en platsspecifik anpassning, kunna appliceras i de fyra typsituationerna på andra geografiska platser såväl i Östra Ramlösa som på andra platser i Öresundsregionen.

Abstract

The available space for green infrastructure is limited in the cities and we need a new approach to provide the maximum amount of ecosystem services. One way to do this is to create dynamic, structure- and species-rich woodlands, which can contribute to multifunctional solutions in urban environments. In the paper, these woodlands are referred to as microforests. The paper shows how microforests can complement one-layered tree plantings, in order to improve conditions for important ecosystem services and nature-like environments in the city. Moreover, it contributes to a better understanding of how the design of microforests affects their function.

The results show that microforests with a multilayered structure can contribute to an increased number of ecosystem services, such as heat and wind attenuation, biodiversity conservation, improved human health and well-being. In addition, a multilayered structure provides good play environments for children. For microforests to deliver the ecosystem services required, a proper understanding of their physical components, such as plant material, composition and dynamic development is needed. This in turn requires understanding of the natural processes, succession and growth strategies.

Microforests can also contribute to disservices, mainly by way of reduced perceived safety. Lowered perceived safety can be linked to the character and density of the vegetation, whereas framing, structure and management efforts can increase perceived safety. The results also show that management by thinning contributes to a multilayered structure and the absence of thinning in the long term results in a vegetation stand with less stratification. As the multilayered structure of the microforest is directly linked to its function, thinning is an important component in creating multifunctional microforests.

Microforests can be planted in areas as small as 10 square meters, but a larger area is required to create an inner spatiality. The results show that microforests can create multifunctional green spaces when established in streets and town squares, parks, school or play environments as well as in residential environments and as barrier plantings.

The results of the paper are applied on four prototypes for microforests in relation to different type situations in the planned district Östra Ramlösa in Helsingborg. The prototypes describe the structural approach and development of microforests, adapted to four different situations in Östra Ramlösa: street environment, the town square, park, schoolgrounds and play environment. The prototypes show how microforests can be designed in the short and long term, where profile diagrams are used to communicate the dynamic development over time. The prototypes can, with a site-specific adaptation, be applied in these four type situations in other geographical locations both in Östra Ramlösa as well as other places in the Öresund region.

“People often say to one another, let’s go to the woods. But what if it was the other way around? If the woods came to us, into the cities?”

(Nielsen & Szanto 2023:22)

1. Inledning

1.1 Bakgrund

Kommuner över hela världen söker idag efter strategier att öka sin krontäckning i syfte att främja ett bredare utbud av ekosystemtjänster i staden (Nielsen & Szanto 2023). Ett vanligt mål är 30% (Malmö stad 2023; Göteborgs stad 2022), vilket grundar sig på 3-30-300-regeln (Konijnendijk 2023), en modell som fått allt större internationell spridning (Region Skåne 2023). 3-30-300-regeln har tre riktvärden för stadsgrönska; varje person ska se minst 3 träd från sin bostad, varje stadsdel eller grannskap ska ha en krontäckning på minst 30% och ingen ska ha mer än 300 meter från sin bostad till ett grönområde (Konijnendijk 2023). Nivån av tillgång på grönstruktur som modellen representerar, anses skapa goda förutsättningar för en hållbar stadsutveckling och hälsofrämjande livsmiljöer (Region Skåne 2023). Modellen belyser vikten av träd i städerna för att främja den positiva inverkan som de har på stadens invånare och de ekosystemtjänster som träden kan leverera (Konijnendijk 2023). Träden bidrar bland annat till dagvattenhantering, att skugga, kyla ner och till den biologiska mångfalden (ibid.). Studier visar även att trädklädda grönytor är mer effektiva på att motverka effekten av urban heat island än icke-trädklädda grönytor (Bowler et al. 2010).

Flera av de ekosystemtjänster som urbana skogar kan leverera har en direkt positiv inverkan på människors hälsa och välbefinnande (Andersson

et al. 2019). Jämfört med konventionella park- och grönytor tenderar urbana skogar att vara mer multifunktionella (Bell et al. 2005). De tillgodoser fler användningsområden och levererar därmed en större bredd av ekosystemtjänster, exempelvis biologisk mångfald, rekreation och kolinlagring (ibid.). När grönytor i staden blir mindre innebär det utmaningar när det kommer till mängden ekosystemtjänster som de ska leverera (Koshkar et al. 2017; Haaland, C. & van den Bosch, C.K. 2015). Studier visar att majoriteten av de urbana skogarna i städerna i södra Skandinavien är småskaliga (Nielsen et al. 2017). De små skogarna går därför inte att negligera eftersom vi är beroende av de ekosystemtjänster som de kan leverera på den tilldelade ytan.

Wiström et al. (2009) menar att flerskiktade planteringar kan öka förutsättningarna för en ökad resiliens i staden, eftersom de gynnar en bred artdiversitet på liten yta. Varierande och strukturrika inslag av grönska är eftertraktade i städerna, både i stort och smått. Ändå är enskiktade planteringar med låg artdiversitet vanligt förekommande (ibid.). När storleken på grönytor minskar måste de kunna erbjuda en multifunktionell användning, där ekologiska och rekreativa värden kan samverka på samma yta (Tyrväinen et al. 2005). Detta kräver i sin tur en ökad förståelse kring hur vi skapar och sköter planteringar med biodiversitet och succession i fokus, eftersom artdiversiteten kommer ha en betydande roll i byggandet av dessa långsiktigt hållbara planteringar (Wiström et al. 2009). En större artrikedom betyder att beståndet i stort kommer bidra med en ökad resiliens mot

sjukdomar och klimatförändringar (Sjöman et al. 2018a), till en ökad naturförståelse (Mårtensson et al. 2011), samt med flera estetiska värden på platsen, såsom en diversitet i struktur, färg och form (Kaplan & Kaplan 1989).

Observationer styrker tesen om att en strukturrik vegetation påverkar barns utveckling positivt, då den gör leken mer kreativ och stärker såväl mental som fysisk aktivitet. Barns lek i naturpräglade miljöer är viktiga för barns utveckling och fantasi, och uppmuntrar till ökad social interaktion med andra barn (Mårtensson et al. 2011). Om barn vistas i gröna miljöer ökar dessutom möjligheten att som vuxen utveckla en positiv attityd till bevarandet av olika ekosystem och biologisk mångfald (Harvey 1990).

Utöver vegetationens struktur är även närheten till naturpräglade områden särskilt viktig. Barn och föräldrar är den största användargruppen av grönområden i direkt anslutning till bostaden (Florgård & Forsberg 2006). I likhet med Konijnendijk (2023) menar Boverket (2007) att alla bör ha ett grönområde inom 300 meter från hemmet. Däremot säger en studie av Florgård & Forsberg (2006) att avståndet är starkt beroende av ålder. En sjuåring kan själv ta sig till naturmiljöer som är max 100 meter från hemmet, medan en 2,5 åring inte är längre än 60 meter från en förälder. Detta innebär att bostadsgården och dess absoluta närmiljö är särskilt betydelsefull för barns lek och utveckling (ibid.).

Trots att naturpräglade miljöer bidrar med mycket positivt kan upplevelsen av dessa vara

skrämmande, särskilt i urbana sammanhang (Jansson et al. 2013). Thompson (2000) refererar till woodland structure planting som ett problematiskt sätt att anlägga grönt i städerna, med tanke på otryggheten som råder i direkt koppling till naturlika planteringar. Gunnarsson et al. (2012) menar dock att flera av 70- och 80 talets naturlika planteringar anlades i Sverige med bristande förståelse för trygghetsperspektivet. Som resultat har skötselåtgärder varit nödvändigt för att öka ljusinsläppet och genomsiktligheten, och därmed kunna bevara grönskan som socialt hållbar (ibid.). Även Kaplan (1998) lyfter betydelsen av genomsiktighet när det kommer till upplevd trygghet. För att kunna ta del av de positiva egenskaper som naturlika planteringar kan ge, måste de samspela med övriga intressen i stadsbyggandet. Detta påvisar att förståelsen för vegetationens strukturella uppbyggnad är viktig för att minska de motsättningar som kan uppstå.

Östra Ramlösa i Helsingborg är ett exempel på en planerad stadsdel med bostadsnära natur i fokus. Enligt detaljplanen kommer stadsdelen erbjuda en barnvänlig struktur med många småhus och en trafiksäker boendemiljö utan genomgående trafik (Helsingborgs stad, 2021). Projektet har höga ambitioner när det kommer till den gröna infrastrukturen och ett hållbarhetsprogram är under utveckling med mål om att bland annat öka krontäckningen. Kommunens mål med stadsdelen är att både kunna rymma stora naturvärden och stora lekvärden. Enligt detaljplanen vill kommunen bygga vidare på och förstärka de befintliga naturvärdena i form av en stor aktivitetspark med en mer urban prägel

närmare bebyggelsen och en mer naturlig prägel i kontakt med Långebergaskogen (ibid.). För att maximera eftertraktade ekosystemtjänster behöver grönytorna agera multifunktionellt när nya stadsdelar planeras.

Eftersom den plats som finns att tillgå för urbana grönytor ofta är begränsad, behövs nya metoder för att skapa eller restaurera skogar inom det urbana landskapet som på liten yta kan maximera vegetationsstrukturen och biodiversiteten (Klaus & Kiehl 2021). Det finns en efterfrågan på designlösningar där grönytor innehåller fler träd, som en del av klimatanpassningen av städer (Nielsen 2016). Därutöver är den bostadsnära naturen en viktig del av grönstrukturen i relation till det fysiska och psykiska välmåendet (Boverket 2007). Med detta som utgångspunkt kan så kallade mikroskogar vara en effektiv metod för att öka krontäckningen, men framförallt erbjuda en art- och strukturrik vegetation som skapar förutsättningar för en mångfald av ekosystemtjänster på liten yta förutsatt att dess utformning anpassas till olika platsers förutsättningar och behov.

Vad är då en mikroskog? Under det senaste året har mikroskogar blivit uppmärksammat som koncept i Sverige. Som ordet antyder är mikroskogar små skogsliknande system med syfte att maximera de positiva effekterna av grönska på liten yta. I Sydsvenskan beskrivs hur ytor som gräsmattor och bostadsgårdar kan omvandlas till mikroskogar, där små plantor planteras tätt för att snabbt skapa ett dynamiskt system (TT 2023).

Mikroskog är ett brett begrepp som inte är tydligt definierat i litteraturen, men förknippas med en metod som den japanske botanisten Akira Miyawaki använde för att bygga urbana skogar under slutet av 1900-talet. Metoden bygger på en kunskap om ekologiska processer för att skapa växtsamhällen som efterliknar den succession som sker i naturliga växtsamhällen (Miyawaki & Golley 1993). Metoden förespråkar en noggrann artsammansättning med inhemska arter, anpassad för det lokala klimatet, som på kort tid ska kunna skjuta i höjden och forma en tät skog med vuxen karaktär (Lewis & Hawken 2022; Miyawaki 1998). Miyawaki har i grunden använt sig av metoden för att återskapa skogsmark i urbana och periurbana områden, som ett skydd för miljöföroreningar och klimatanpassning (Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki 1998). Eftersom växterna är väl anpassade efter platsen ska de på egen hand konkurrera med annan vegetation. Den ekonomiska insatsen anses vara betydande i den inledande fasen, men när växterna är på plats ska ingen skötsel vara nödvändig (ibid.).

Begreppet “Tiny forest”, grundat av den indiske ingenjören Shubhendu Sharma, bygger på Miyawaki-metoden (©Aforesstt; se: <https://www.afforestt.com/tinyforest>) (Egerer & Suda 2023). Precis som Miyawaki-metoden ska en “Tiny forest” erbjuda hög artdiversitet bestående av inhemska arter samt eftersträva en tät skogslik karaktär, lik den floran som naturligt finns i området. “Tiny Forest” ses som ett sätt att reparera ekologiska funktioner för att skapa resilienta system, med kunskap om ekologi som

grund för designen. “Tiny forests” utförs på en skala mellan 100 och 400 kvadratmeter. Ibland är de inte större än en tennisplan, 100-150 kvadratmeter (ibid.).

Miyawaki-metoden har flera likheter med både naturlika planteringar och landskapsplanteringar, begrepp som blivit väl myntade i Sverige. Liksom Miyawaki-metoden utgår naturlika planteringar från ekologiska processer och strävar efter att efterlikna de naturliga vegetationssystemens dynamik och struktur (Dunnet & Hitchmough 2004). Vidare beskriver Gustavsson & Ingelög (1994) naturlika planteringar som artrika planteringar med en flerskiktad vegetationsstruktur där den dynamiska utvecklingen på sikt ger karaktären av en skogsmiljö. Landskapsplanteringar bygger främst på unga plantor som planteras tätt för att med tiden gallras ur och då bilda ett moget trädskogs system (Sjöman et al. 2015). En strukturrik uppbyggnad är eftersträvansvärd, och tillsammans med en bred artdiversitet i växtmaterialet möjliggörs en robust struktur, vilket kan bidra till en intressant och upplevelserik miljö samt klimatsäkra våra städer (ibid.) Begreppen landskapsplanteringar och naturlika planteringar är i sig inte begränsade till små skogar eller skogsliknande områden, utan metoden kan användas både i den stora och den lilla skalan.

Sjöman & Anderson (2023) använder omväxlande begreppet “pocket woodland” och mikroskog för att beskriva artrika och flerskiktade skogar som byggs upp med hjälp av

många små plantor av olika träd- och buskarter som växer tätt tillsammans. Författarna menar att successionen är det verktyg som måste användas och beskriver uppbyggnaden som en imitation av den naturliga utvecklingen av en skog över tid. Sjöman & Anderson (2023) refererar bland annat till planteringar i Landskapslaboratoriet på SLU i Alnarp med begreppet “pocket woodlands”. Dessa planteringar benämns även som naturlika planteringar eller landskapsplanteringar (Sjöman et al. 2015).

Begreppet “pocket woods” syftar till de små fragmenten av skog som finns i det urbana landskapet och kan ses som en motsvarighet till “pocket parks”, det vill säga små ytor av skog (Nielsen 2016; Nielsen et al. 2017). “Pocket woods” kan vara rester av äldre skogar, planterade skogar eller naturlika skogar bildade på ruderatmarker (Nielsen 2016). Begreppet används för att belysa vikten av att bevara, utveckla eller anlägga små skogar (Nielsen 2016; Nielsen et al. 2017).

Begrepp såsom *Miyawaki-metoden*, “*Tiny Forest*”, “*pocket woods*”, “*pocket woodland*”, *naturlik plantering* och *landskapsplantering* är alla närbesläktade med mikroskogar i dess betydelse. Vissa av begreppen syftar till mindre skogsområden, men utan tydlig avgränsning på hur små eller stora dessa kan vara, medan andra begrepp används för att skapa vegetationssystem även i större skala. De olika begreppen beskriver skogsliknande system med fokus både på den långsiktiga dynamiken och den strukturella uppbyggnaden och syftar till hela växtsamhällen

snarare än individer. Gemensamt för begreppen är den systeminriktade vegetationsbyggnaden som efterliknar processerna i naturliga vegetations-system.

För att ge arbetet en tydlig ram att förhålla sig till definieras mikroskogar härefter som artrika, dynamiska och naturlika skogssystem, etablerade med till största del småplantor i två eller flera skikt utifrån en systeminriktad vegetationsbyggnad - mindre än 500 kvm. I arbetet undersöks de olika begreppen med koppling till den uppsatta definitionen.

1.2 Mål

Målet med studien är att undersöka hur mikroskogar kan utformas för att bidra till multifunktionella urbana miljöer med ekosystemtjänster som förutsättning. Resultatet tillämpas i fyra prototyper för mikroskogar i relation till olika typsituationer i den planerade stadsdelen Östra Ramlösa i Helsingborg.

1.3 Syfte

Arbetet syftar till att belysa mikroskogar som ett möjligt komplement till enskiktade trädplanteringar och därmed förbättra förutsättningarna för viktiga ekosystemtjänster och naturlika miljöer i staden, samt bidra till ökad förståelse för hur mikroskogars utformning påverkar dess funktion.

1.4 Frågeställning

Hur kan mikroskogar utformas för att, både ur ett kortsiktigt och långsiktigt dynamiskt perspektiv, bidra till multifunktionella urbana miljöer med ekosystemtjänster som förutsättning?

Delfrågor:

- Vilka övergripande ekosystemtjänster kan teoretiskt vara av vikt för utformningen av mikroskogar?
- Vilken roll spelar val av växtmaterial och skötselinsatser för utvecklingen av mikroskogar och på vilken skala kan de anläggas för att skapa ett vegetationssystem i urban miljö?
- Vilka övergripande typsituationer skulle kunna vara lämpliga för anläggandet av mikroskogar i urbana miljöer?

1.5 Avgränsning

Studien behandlar mikroskogar i urban miljö, därmed kommer mikroskogar i rurala sammanhang inte att undersökas. Litteraturstudien kommer att behandla mikroskogar ur ett internationellt perspektiv, däremot begränsas intervjuer och fältstudier till en urban kontext i Öresundsregionen. Ekosystemtjänster i relation till mikroskogar kommer enbart belysas utifrån ett övergripande teoretiskt perspektiv som analytiskt stöd för arbetet med olika typsituationer och prototyper. Multifunktionaliteten i detta arbete kommer därmed endast att belysas utifrån ett

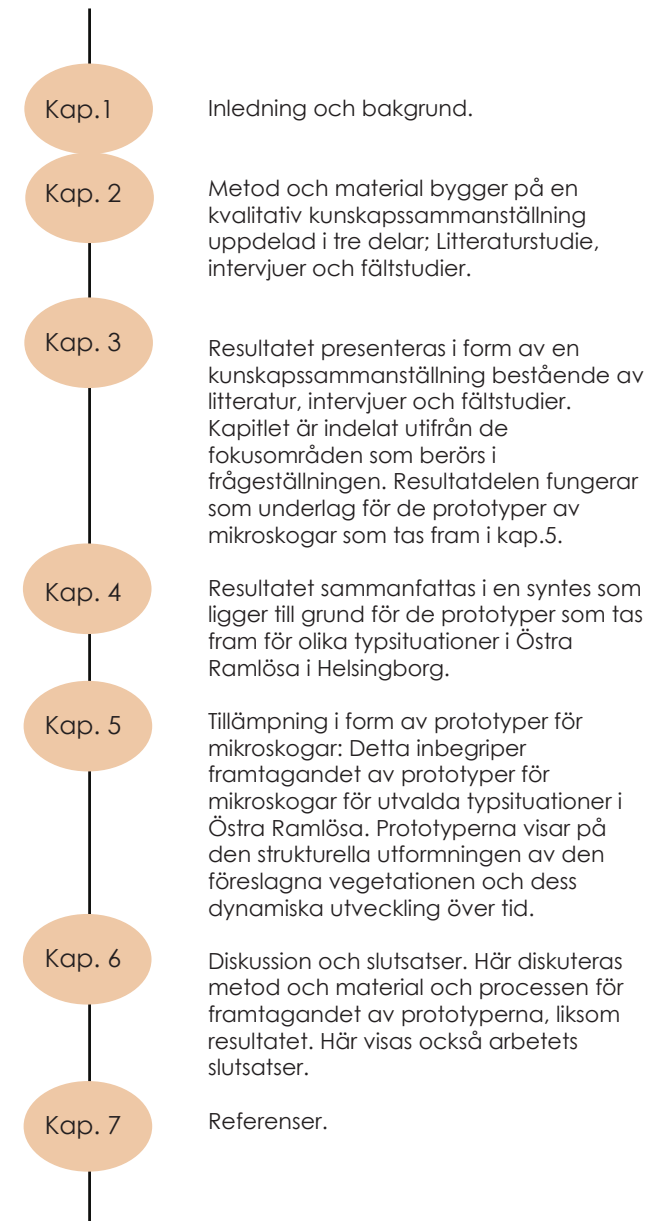
övergripande ekosystemtjänstperspektiv.

Tidsramen för arbetet möjliggör inte en djupgående undersökning av uppbyggnaden av växtbäddar, utan fokuserar på växtmaterialet i relation till utformningen av mikroskogar, med hänsyn till de ekologiska processer som finns på platsen, t.ex. klimat- och jordförhållanden. Att ta hänsyn till de ekologiska processerna är nödvändigt för att växtmaterialet ska fungera utifrån den givna ståndorten och således bli hållbart över tid.

Studien utgår ifrån mikroskogar, men andra relevanta begrepp för att studera samma fenomen kommer att undersökas, såsom *“tiny forests”*, *“pocket woods”*, *“naturlika planteringar”* och *“landskapsplanteringar”*.

Mikroskog är ett dynamiskt system som förändras över tid. Arbetet studerar både en kortsiktig och långsiktig succession. I fältstudien och de prototyper som tas fram begränsas tidsramen till 30 år framåt i tiden.

1.6 Disposition



2. Metod & material

2.1 Litteraturstudie

En litteraturstudie av vetenskapliga artiklar, rapporter och facklitteratur genomfördes. SLU-bibliotekets söktjänst PRIMO, Web of Science och Google Scholar var examensarbetets huvudsakliga källor för informationsinhämtning. De sökord som användes var: *Micro forest, tiny forest, pocket wood, pocket forest, urban woodland, urban biodiversity, Miyawaki forest, children & forest, ecosystem services, ecosystem disservices, mikroskog, miniskog, urban skog, biodiversitet, barn & skog, ekosystemtjänster, strukturrik plantering*. Referenser i den funna litteraturen som ansågs relevanta och intressanta för arbetet söktes upp och kunde sedan leda vidare till ytterligare nya referenser, där sökningen av information karaktäriserades av en så kallad "snöbollseffekt" där en källa ledde vidare till flera andra källor. Litteraturen som användes bestod främst av vetenskapliga artiklar, rapporter och böcker. Litteraturstudien riktades till att ge övergripande kunskap om ekosystemtjänster och otjänster kopplat till mikroskogar, samt att beskriva mikroskogars utformning, uppbyggnad och utveckling ur ett internationellt perspektiv.

2.2 Intervjuer

Den andra delen av den kvalitativa studien bestod av intervjuer med yrkesverksamma i Öresundsregionen inom kommunal planering och/eller gestaltning av mikroskogar och

dynamiska vegetationssystem kopplat till begreppet. Urvalet av informanter byggde på en informell insamling av information via sakkunniga och en genomgång av publicerat material. Målet med urvalet var också att få en regional spridning avseende var informanterna är verksamma.

Intervjustudien genomfördes som semi-strukturerade intervjuer och byggde på samtal med förberedda frågor, vilka redovisas i bilaga 1, och öppna svar. Samtalen gav därmed utrymme för intervjupersonerna att svara fritt på frågorna och eventuella följdfrågor accepterades. Studien gav utrymme för fördjupning och syftade till att nyansera svaren på de problem vi arbetade med samt den frågeställning som vi ville besvara, i enlighet med Holme et al. (1997). Intervjuerna genomfördes med ett fysiskt möte med varje informant, alternativt med ett digitalt möte via Zoom. Intervjuerna syftade till att samla in kunskap om anläggning, skötsel och utveckling av mikroskogar, samt allmänhetens uppfattning av mikroskogar i urbana sammanhang, utifrån den intervjuades erfarenhet i sin yrkesroll. Intervjuerna syftade också till att samla in kunskap om vilken problematik och vilka motsättningar som kan kopplas till mikroskogar i urbana sammanhang.

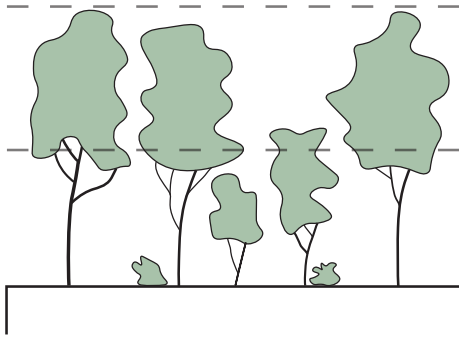
Intervjuerna spelades in med hjälp av en inspelningsfunktion i en mobiltelefon. Efter varje intervju diskuterades det som framkommit och antecknades. Senare användes inspelningarna för att komplettera anteckningarna, och slutligen sammanställdes informationen från varje

intervju för att presentera det som framkommit under kap. 3.3 *Erfarenheter från tre kommuner i Öresundsregionen*. Avslutningsvis jämfördes informanternas svar i arbetets syntes (4. *Syntes*), där de likheter och olikheter som framkommit lyftes fram.

2.3 Fältstudie

Den tredje delen av den kvalitativa studien bestod av fältstudier i Öresundsregionen där exempel på mikroskogar och dynamiska vegetationssystem kopplade till begreppet studerades. I arbetet med en systeminriktad vegetationsbyggnad, likt den som behövs för mikroskogar, ses fallstudier som en värdefull metodik, där arbetet i fält ger en förståelse för den strukturella uppbyggnaden och dynamiken (Nielsen et al. 2023c; Gustavsson et al. 2023a).

Den strukturella uppbyggnaden och dynamiken manifesteras i den skiktning som uppstått. Skiktningen beskrevs med inspiration utifrån Gustavssons och Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper, se bilaga 2. Dock utgår dessa typer från äldre bestånd, vilket gör dem svåra att applicera på unga bestånd. I detta arbete beskrevs därför skiktningen i bestånd 5 år eller yngre utifrån beståndets visuella indelning, enligt Gustavsson & Fransson (1991). Den övre hälften av beståndet, (beståndets höjd från mitten och upp) definieras som trädskikt, medan den undre delen av beståndet, (beståndets höjd från mitten och ner) definieras som mellan- och buskskikt, även kallat underväxt (ibid.), vilket ses i figur 1.



Figur 1: Schematisk illustration av ett bestånd som är indelat i två skikt, trädskikt och underväxt. Figuren är bearbetad utifrån Gustavsson & Fransson (1991)

Urvalet av platser som studerades i fältstudien baserades på en översiktlig genomgång av Öresundsregionens mikroskogar, vilket skedde med hjälp av sakkunniga inom området och en genomgång av publicerat material. Av de platser där bakgrundsinformation fanns att tillgå, gjordes ett urval där avsikten var att få en spridning avseende parametrar som kontext, storlek, ålder och utförda skötselinsatser av de mikroskogar som fältstudien studerade. Avseende kontext valdes mikroskogar ut för att få en representativ spridning med mikroskogar placerade både i gatumiljö och parkmiljö. Arbetet avser att studera både den kortsiktiga och långsiktiga dynamiska utvecklingen och fältstudien inbegriper därför mikroskogar med en ålder från 1 år upp till 30 år. Den översiktliga genomgången visade att det inte fanns några mikroskogar äldre än 10 år som uppfyllde arbetets uppsatta kriterier avseende storlek. Därför inkluderades också två skogar på 800 resp. 2500 kvm, vilka representerar den

långsiktiga utvecklingen av mikroskogar. Dessa valdes utifrån att de hade samma utgångsläge, men skötselinsatser gjorts enbart på ett av bestånden, vilket ansågs ge värdefull kunskap om skötselinsatsernas betydelse för mikroskogas utveckling.

Inför fältstudien samlades bakgrundsinformation in om varje plats avseende dess kontext, planteringsår, ursprunglig artsammansättning, planteringsavstånd, utförda och planerade skötselinsatser, mål och användningsområde. På plats observerades och dokumenterades förutbestämda parametrar kopplat till den dynamiska utvecklingen, såsom mikroskogens storlek, höjd, artsammansättning, skiktning, ljusförhållanden och rumslighet. Profildiagram, fältmätningar, fotografier, skisser och anteckningar användes för dokumentation.

2.3.1 Datainsamling

I fältstudien inventerades mikroskogarna enligt följande metod. Beståndets ungefärliga totala höjd, avrundat till närmaste halvmeter, mättes med hjälp av klinometer alternativt "mätsticka" eller tumstock, där minst tre av de uppskattat högsta individerna mättes.

Därefter följde en inventering av växtmaterialet inom ytan där varje levande individ identifierades utifrån art. Bestånd mindre än 400 kvm inventerades i sin helhet. Större bestånd inventerades med hjälp av provytor. Provytorna var 15x15 m (225 kvm) och ett måttband användes för att mäta ut en liksidig

kvadrat i beståndet. Antalet provrutor baserades på beståndets storlek och täckte minst 10% av beståndets totala yta. Markörer användes för att kunna inventera en sektion i taget och därmed undvika att missa individer. Datan som samlades in dokumenterades på plats i ett protokoll för senare bearbetning.

Datan bearbetades sedan genom att räkna ut den procentuella fördelningen mellan arterna i beståndet, för att jämföras med den procentuella förändringen vid plantering. Därutöver jämfördes det ursprungliga antalet av varje art i förhållande till det nuvarande antalet av samma art, för att få fram den procentuella förändringen inom varje art, vilket visar på en eventuell ökning eller minskning av en art i beståndet. I de fall det saknades information om antal individer som planterats kunde ingen procentuell förändring inom arten beräknas. Den bearbetade datan redovisas i separata tabeller för varje bestånd.

Mikroskogar yngre än 5 år inventerades, utöver ovanstående, med höjdtillväxt per säsong. Höjden på varje levande individ i beståndet mättes med en tumstock alternativt "mätsticka" från botten till plantans topp. Höjden avrundad till närmaste fem centimeters-intervall dokumenterades i ett protokoll på plats. Datan som samlats in bearbetades senare. Höjden för alla individer inom en och samma art summerades och dividerades i sin tur på antalet mätta individer, vilket visar medelhöjden inom arten. Höjdtillväxten per säsong räknades sedan ut genom att subtrahera den genomsnittliga höjden plantorna hade när de planterades, och summan delades sedan på antalet

växtsånger. Den bearbetade datan redovisas i separata stapeldiagram för varje bestånd. Den bearbetade datan för medeltillväxten för alla bestånd sammanfattas och redovisas i ett stapeldiagram i syntesen i kapitel 4.

2.3.2 Profildiagram

Profildiagram är ett effektivt sätt att grafiskt visualisera vegetationsstruktur där beståndets dynamik, ekologi och estetik länkas samman (Nielsen et al. 2023c). Vidare visar de beståndets arkitektoniska form och hur individerna interagerar med varandra, samt synliggör den vegetationsstruktur som bara uppstår när träd växer tätt tillsammans. Hur träden är formade visar enligt Nielsen et al. (2023c) på dess utvecklingshistoria och dess roll i växtsamhället i relation både till dess grannar och nya generationer. I arbetet användes profildiagram som metod för att analysera och kommunicera vegetationsstrukturen och trädens horisontella och vertikala form. Skiktning kan enligt Gustavsson (1991) även visa på vitalitet, individuell konkurrensförmåga samt arters placering och inbördes relation i beståndet.

En sektion, representativ för beståndet, drogs genom beståndet, alternativt en av de valda provrutorna, med en maxlängd på 25 meter. Individier som stod på linjen, samt individer bakom vars kronor tydligt påverkar de som står på linjen, togs med i profildiagrammet. Samtliga ingående individers placering, totala höjd, krondiameter, höjd till kronbasen, grenvinklar och art dokumenterades och avbildades i syfte

att skapa ett detaljerat och verklighetstroget profildiagram som visar en rättvis bild av skiktning och individernas interaktion med varandra. Som stöd för profilernas ritande mättes DBH (diameter i brösthöjd) på alla ingående träd med måttband och individer lägre än 1,3 meter mättes mitt på stammen. Alla träd inventerades i avlövad tillstånd och kronutbredningen uppskattades till sista knoppens slut. Döda grenar särskiljdes i diagrammen, i enlighet med Nielsen et al. (2023) och ritades in med prickade markeringar.

2.3.2 Fotografering

Utöver datainsamling och upprättande av profildiagram användes fotografering som en metod för att dokumentera beståndens helhet. Fotografering kan enligt Nielsen et al. (2023c) ses som en snabb metod som kompletterar den långsamma processen med profildiagram. Fotografier användes för att visa bestånden och dess relation till omgivningen. En återfotografering gjordes efter lövsprickning i maj, för att ge en förståelse för hur bestånden upplevs i både avlövad och lövad tillstånd.

2.4 Tillämpning

Resultatet av den kvalitativa kunskaps-sammanställningen syntetiserades för att sedan tillämpas i prototyper för mikroskogar utifrån olika typsituationer i den planerade stadsdelen Östra Ramlösa i Helsingborg. De prototyper som presenteras bottenar således i såväl skriftliga källor och intervjuer med sakkunniga, som egna observationer. Att arbeta med olika typsituationer

är ett värdefullt sätt för att kunna skraddarsy och kommunicera vegetationslösningar för olika urbana miljöer (Sjöman et al. 2015). Dessutom är arbetet med designprototyper en värdefull metodik i en systeminriktad vegetationsbyggnad (Gustavsson et al. 2023a). Prototyperna ämnar att visa hur en implementering av mikroskogar i en urban miljö kan se ut och utformas på kort och lång sikt. Prototyperna är tänkta att kunna användas i typsituationer inte bara i Östra Ramlösa utan i andra stadsdelar och städer i Öresundsregionen, med en anpassning utifrån de specifika förutsättningar som råder på platsen.

Information om stadsdelen Östra Ramlösa inhämtades från Helsingborgs stad via kontaktpersoner på Stadsbyggnadsförvaltningen, enheten för detaljplanering, i form av mail och samtal på Zoom, samt tillhandahållna detaljplaner och interna dokument.

För varje prototyp som togs fram gjordes en bakgrundsbeskrivning, avseende dess kontext och sammanhang och en kort beskrivning av vilka ekosystemtjänster som prototypen avser att stärka. Anläggning, etablering och principiell skötsel beskrevs i text, och kompletterades med en artlista som visar de ingående arterna. Ett gallringsschema visar gallringen för de första 10 åren för att nå den uppsatta målbilden.

Prototypernas tänkta målbild angående skiktning beskrevs utifrån Gustavsson och Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). Profildiagram användes för att kommunicera prototypernas förväntade utveckling från

plantering och 30 år fram i tiden. De beskriver en teoretisk bild av hur prototyperna kan komma att utvecklas utifrån den kunskap som inhämtades genom litteratur, intervjuer och fältstudier. Den höjddata som insamlades i fältstudien sammanvägdes med arternas utveckling såsom de visas i fältstudiens profildiagram, vilket gav en genomsnittlig höjdutveckling per år. I de fall en art inte hade studerats i fält, användes den samlade kunskapen om liknande arter, utifrån succession och skiktillhörighet för att göra en uppskattning av dess utveckling. Profildiagrammen visar de individer som teoretiskt finns på det snitt som lagts ut, samt individer bakom vars kronor teoretiskt skulle påverka de individer som står på linjen. Individer som står bakom linjen illustreras i grått i bestånd 5 år eller äldre. Syftet med att ta med individer bakom sektionen är att ge en mer rättvisande bild av beståndets rumsliga aspekter.

3. Kunskapssammanställning

3.1 Mikroskogens tjänster & otjänster

Gehl (1971) beskriver hur livet i städerna ofta fokuseras på det som sker i den bebyggda strukturen, men menar att det är mellan husen, i samspel med utemiljön som den sociala interaktionen tar plats. Erell et al. (2010) menar att vi behöver kunskap om mikroklimat i städerna och de utmaningar som följer i denna miljö, för att kunna skapa värden mellan byggnaderna. Genom att förstå stadens mikroklimat kan vi skapa utemiljöer av högre kvalitet, och människor får större möjlighet att vistas utomhus samt ta del av de hälsofrämjande effekterna som detta ger. Det rådande klimatet på en plats baseras på flera faktorer, till exempel temperatur, fukt, regn, luftkvalitet och vind (ibid.). Dock bör fokus vara på ekosystemfunktioner som gynnar de nödvändiga tjänsterna för den givna platsen (Oliver et al. 2015; Deak Sjöman et al. 2015).

De urbana ekosystemen, däribland stadsträd och urbana skogar, genererar en bredd av ekosystemtjänster, vilka har en stark påverkan på livskvaliteten i urbana områden (Bolund & Hunhammar 1999). En studie av de 29 största städerna i regionen runt Östersjön visar att dessa städer kräver en landyta minst 500-1000 gånger större än stadens storlek, för att få de ekosystemtjänster som behövs från skog, hav och åkermark (Folke et al. 1997). Samma studie

visar att på global nivå överstiger städernas behov av skog för att lagra koldioxid den totala mängden skog som idag finns. Att öka krontäckningen i städer främjar ett bredare utbud av ekosystemtjänster i staden (Nielsen & Szanto 2023) Naturvårdsverket (2024) beskriver att ”Ekosystemtjänster är alla produkter och tjänster som ekosystemen ger människan och som bidrar till vår välfärd och livskvalitet.” Dessa innefattar försörjande tjänster, såsom mat, vatten och timmer; reglerande tjänster såsom värme-, vind- och vattenreglering, kolbindning och pollinering; kulturella tjänster såsom rekreation, naturupplevelse och estetik; och stödjande ekosystemtjänster såsom råvaror, bioenergi och markbildning (Naturvårdsverket 2024; Boverket 2023; Oliver et al. 2015).

Enligt Oliver et al. (2015) finns det ett behov av att lokalisera och kvantifiera mängden ekosystemtjänster för att möta framtidens klimatförändringar. Kända klimatfaktorer som vi förhåller oss till idag kommer onekligen att förändras och en modifiering av dessa kan behöva göras redan nu (ibid.).

3.1.1 Urban heat island effect

Klimatet i staden skiljer sig åt beroende på dess placering i landskapet (Deak Sjöman et al. 2015), tid på dygnet och årstid (Erell et al. 2010), men generellt, menar Stewart & Mills (2021), att stadens klimat skiljer sig markant

från det omkringliggande landskapet. Urban heat island är ett begrepp som dels är beroende av andelen människor som bor med hög densitet i en stad samt de naturliga förändringar som sker i landskapet. Definitionen av begreppet i sig beskrivs enligt Stewart & Mills (2021) som temperaturskillnaden mellan en stad (samt dess delar) och det omgivande landskapet, där det omgivande landskapet fungerar som en representation för hur temperaturen hade sett ut om staden inte låg där den ligger idag. *Urban heat island effect* orsakas i stora drag av stadens bebyggda struktur, där mörka beläggningar, såsom asfalt, absorberar solens strålning under dagtid (Deak Sjöman et al. 2015). Ljusa beläggningar reflekterar en stor del av solstrålarna och behåller ytan sval (ibid.).

Vegetationen har en kylande och buffrande inverkan på stadens mikroklimat. Träd och buskar blockerar värmeenergin genom att bryta solens strålar innan de når ner till ytan, men fångar även upp den värme som genereras från ytan i sig (Erell et al. 2010). Generellt är en tät kronstruktur att föredra före en gles, i syfte att uppnå maximal kylningseffekt (Zellweger et al. 2020). Dessutom bidrar växterna med vindreducering samt ökad luftfuktighet på grund av evapotranspirationen (Erell et al. 2010). En studie gjordes i ett bostadskvarter vid havet strax norr om Malmö för att mäta skillnader i marktemperatur (Sjöman et al. 2016a). Simuleringen gjordes en solig dag i juli med en lufttemperatur på cirka 22 grader. Marktemperaturen visade på en spridning mellan 17 och 42 grader, där platserna som visade på lägst temperatur också var beklädda med

vegetation. På liknande sätt kunde simuleringen visa att platserna med högst temperatur var betong- och asfaltsbelagda ytor (ibid.).

3.1.2 Vind

Även vinden skiljer sig mellan staden och det övriga landskapet. Kato & Hiyama (2012) menar att vindhastigheten generellt är lägre i urbana områden, där bebyggelsen agerar dämpande. Den försvagade vinden är därmed en bidragande faktor till Urban heat island effect men även höjda nivåer av partikelbundna föroreningar som förblir på platsen. Höga fasader kan däremot få vinden att accelerera, vilket skapar starka artificiella vindbyar som vi sällan hittar i det öppna landskapet. Förutom höjden, påverkar även formen på byggnaden, tillsammans med andra element (ibid.) samt gatornas riktning i dess omgivning, vindstyrkan (Deak Sjöman et al. 2015). Vindtunnlar i förhållande till bebyggelsen sker vanligen genom att vinden, som angriper fasaden rakt framifrån, pressas ner mot marken och ut mot sidorna av fasaden i accelererande fart (Erell, 2010). Trånga passager kan även pressa samman vinden och få den att accelerera (Gustavsson & Ingelög 1994). Gustavsson & Ingelög (1994) menar att blåsten påverkar boendemiljön och trivseln i staden, där blåsten kan bidra till ökade uppvärmningskostnader och hindra människor från att vilja gå ut. Utöver människor, föredrar även pollinatörer mildare vindförhållanden (ibid.).

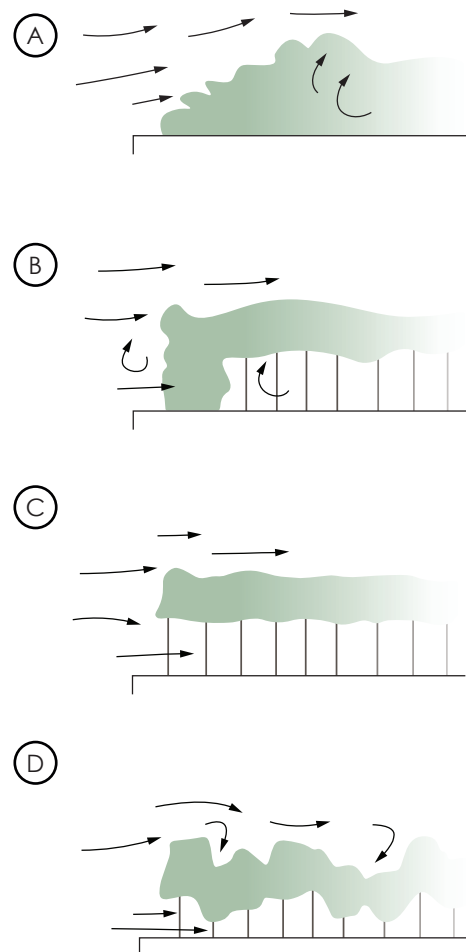
I Sverige är slättbygden och kustnära bebyggelse de mest utsatta områdena i landskapet för

vind (Gustavsson & Ingelög 1994). I Skåne kan vindhastigheten på slätten uppnå samma hastigheter som ute till havs. Av denna anledning har läplanteringar använts i kulturlandskapet under lång tid (ibid.). Skogen fungerar som en skyddande ridå mot det öppna landskapet och kan beroende av dess uppbyggnad få ökade vinddämpande egenskaper (Gustavsson & Ingelög 1994; Wang & Takle 1996). Exempelvis kan inblandning av lövträd i barrdominerade bestånd dämpa vinden (Gustavsson & Ingelög 1994) genom att bidra med en viss porositet och genomsläpplighet i beståndet, och barrträd i ett lövdominerat bestånd hjälpa till att reducera vindhastigheten på vintern när övriga träd saknar löv för vinden att sila igenom (Nord, 1990). Även grentätheten (Branch area index, BAI) hos det enskilda trädet ger betydande skillnader i förmågan att dämpa vind, där ett träd med låg grentäthet dämpar betydligt sämre än ett med hög täthet (Sjöman et al. 2016a). Gustavsson & Ingelög (1994) menar dock att brynet inte bör vara för tätt, med risk för att skapa turbulens i bakomliggande bestånd.

Flerskiktade bestånd med variation i ålder ger en minskad risk för stormskador (Pukkala et al. 2016), jämfört med monokulturer i samma åldersintervall och med en homogen kronprofil, vilket skapar ett starkt vindflöde genom beståndet (Gustavsson & Ingelög 1994). Exempelvis kan en allé förstärka snarare än försvaga vinden för gående och cyklande, då vindhastigheten ökar mellan stammarna. På långt avstånd uppstår dock en vindreduktion. Däremot kan ett bestånd med kronor i olika nivåer fungera effektivt för

vindreducering (ibid.). Nord (1990) beskriver det som att vinden tvingas ändra riktning för att ta sig runt och igenom bladmassan, där exempelvis en enskiktad struktur av poppel inte har möjlighet att ändra vindens riktning lika mycket som en bredare vegetationsridå av björk och gran i flera rader samt varierande höjd. Längre in i beståndet kan en komplettering av tätare växtlighet minska vindflödet avsevärt (Gustavsson & Ingelög 1994). Ju bredare skogen är desto mer vindskydd ger den (Wang & Takle 1996), och Gustavsson & Ingelög (1994) menar att den maximala effekten av läplanteringen uppstår vid cirka en kilometers bredd (ibid.). I figur 2 illustreras hur olika vegetationsstrukturer påverkar vindflödets riktning och styrka.

3.1.3 Biologisk mångfald



Figur 2: Illustrationerna visar vindflöden genom olika typer av vegetationstrukturer. A. & B. visar hur en tät vegetationsstruktur i brynet kan skapa turbulens inne i beståndet. C. visar hur vinden blåser igenom en homogen kronprofil med stark och rak vindriktning. D. visar på ett flerskiktat bestånd med varierande kronprofil där vinden bryts av och byter riktning. Figuren är bearbetad utifrån Gustavsson & Ingelög (1994).

Reid et al. (2005) menar att biodiversitet är en grundpelare i att skapa resiliens, det vill säga en motståndskraft mot yttre faktorer såsom sjukdomar och klimatförändringar. Biodiversitet kan i sig ses som en reglerande, stödjande och kulturell ekosystemtjänst, då den är en direkt bidragande faktor till mänskligt välbefinnande (ibid.). Även Ebenhard (2021) stödjer tesen om att biologisk mångfald är ett argument för mänskligt välbefinnande. Genom att öka möjligheterna för en mångfald av flora och fauna i urbana miljöer kan invånarna ta del av de tjänster som genereras (ibid.).

Mycket av artrikedomen har idag försvunnit, trots att frökällor till nya växtgenerationer historiskt sett har funnits att tillgå i det närliggande landskapet (Gustavsson & Ingelög 1994). För att bevara den naturliga floran och faunan som finns i det omgivande landskapet behövs planering för att skapa en större variation. Detta kan innebära att skapa variation avseende läge för vegetationen sett till skyddade eller exponerade miljöer, storlek på planteringarna, artsammansättning, samt en mer komplex uppbyggnad i bestånden, i motsats till en enkel eller enskiktad struktur (ibid.).

Urbana miljöer kan idag, när jordbrukslandskapet har förlorat stora delar skog, våtmarker och ångar, vara en fristad för delar av den biologiska mångfalden (Persson 2012). Om de urbana miljöerna förvaltas väl kan de till och med bli en källa av pollinerande insekter till det omgivande jordbrukslandskapet. Detta förutsätter dock

att dessa miljöer har en tillräcklig yta och att en spridning mellan dessa och omgivande jordbrukslandskap kan ske. Men även de områden som är för små för att var för sig härbärgera viktiga pollinatörer kan, om de planeras som en del av ett nätverk av grönstruktur, vara viktiga för den biologiska mångfalden (ibid.). Organismer kan till exempel om ett område påverkas negativt re-kolonisera till andra områden i det gröna nätverket (Leibold et al. 2004). Att bygga upp grönstrukturen som ett nätverk av gröna miljöer anses vara robust och kan över tid bidra till en högre biodiversitet (Bengtsson et al. 2003 se Persson 2012).

Urbana skogar har visat sig bidra med höga värden för bevarande av biologisk mångfald, trots den fragmentering som finns i stadslandskapet (Heyman 2010). I synnerhet många fågelarter är beroende av skogarna och dess undervegetation. Røjning och borttagning av undervegetationen i urbana bestånd är vanligt förekommande för att höja de rekreativa värdena, trots att upptäckten av djur och fåglar är en stor anledning till att människor uppskattar att vistas i skogen. En studie gjordes under hösten 2006 i syfte att uppskatta diversiteten och mängden fåglar i relation till undervegetationen. Tre olika bestånd ingick i studien. I ett bestånd gjordes en total røjning av undervegetationen av buskar och träd med en basdiameter på <math><10\text{ cm}</math>. I ett annat bestånd gjordes en røjning gruppvis, där undervegetationen delades in i ett rutnät med rutor på 10x10 meter, där varannan ruta røjdes helt. Det sista beståndet agerade "kontrollbestånd" och lämnades orört. Resultatet visade en stor förlust av fågelliv i

beståndet som nu saknade undervegetation, medan det gruppvis röjda beståndet inte visade på någon signifikant skillnad i fågelliv i jämförelse med kontrollbeståndet (ibid.). Resultatet påvisar att genom att delvis gallra undervegetationen kan en skiktning som gynnar biodiversitet bevaras samtidigt som preferenser för rekreativa värden tillgodoses.

En undersökning visar att mikroskogar kan hysa en högre biodiversitet i jämförelse med omkringliggande befintliga skogar, både när det kommer till antalet arter och antal individer inom arter (Ottburg et al. 2018). Undersökningen gjordes på två mikroskogar i Nederländerna, anlagda enligt konceptet "Tiny forest", två år efter de anlagts. Studien visar att mikroskogar kan vara en hot-spot för biodiversitet och att de kan utgöra habitatfläckar mellan större skogsområden och på så sätt vara en del av det gröna nätverket i urbana miljöer. Vilka arter som återfinns i en mikroskog kan förväntas förändras över tid. Studien visade att många arter kopplade till ljusa och öppna lägen återfanns, men Ottburg et al. (2018) menar att småfåglar kan förväntas först i ett senare skede. En mikroskog anlagd i en hårdgjord innerstadsmiljö, i relation till en mikroskog med befintlig skog intill, förväntas uppvisa en lägre artdiversitet, framför allt de första åren efter anläggning (ibid.).

3.1.4 Hälsa och välmående

Den urbana miljön är i behov av en grön fristad, inte minst för människors hälsa. Bell et al. (2005) hänvisar till parken eller den urbana skogen som

en plats dit människor går för motion, avkoppling och lek. Trots att stress har kommit att bli en närvarande del av många stadsbors liv, menar Hedblom et al. (2019) att det är få som verkligen förstår sambandet mellan psykiskt välmående och naturkontakt. Möjligheten att blicka ut över naturlika miljöer har visat på positiva effekter, såsom kortvarig stresslindring och utmattningssyndrom, snabbare rehabilitering hos sjuka, men även en bättre hälsa på ett generellt plan (Velarde et al. 2007). Blodtrycket hos äldre människor kan även sänkas, med utsikt över naturen, särskilt natur av skogskaraktär (Wolf et al 2015 se Sjöman & Anderson 2023). Studier styrker att en ökad krontäckning bidrar med mänskligt välbefinnande generellt, bland annat lägre sjukdomsrisk samt dödlighet (Van den Berg et al. 2015).

En studie från Karolinska institutet styrker tesen om att naturlika miljöer kan lugna våra sinnen och reducera stress (et al. 2019). 154 deltagare utsattes för ett stresstest i form av el-chocker, för att sedan med hjälp av ett VR-headset besöka tre olika miljöer - stad, park och skog. Den visuella bilden kompletterades med karaktäristiska ljud och dofter för respektive miljö: I stadsmiljön hördes buller och deltagarna fick känna doften av tjära och diesel, i parkmiljön hördes ljudet av fågelkvitter och doft av gräs, och i skogsmiljön ökades variationen av fågelkvitter och det doftade både av gran- och tallbarr samt svamp. Studien visade ett särskilt starkt samband mellan stressreducering och dofterna som kunde kännas i park och skog, medan stadsmiljön inte gav någon skillnad på stressnivån hos deltagarna (bid.).

Resultatet indikerar att människors stressnivåer kan minska i miljöer med en mångfald av naturdoftande inslag.

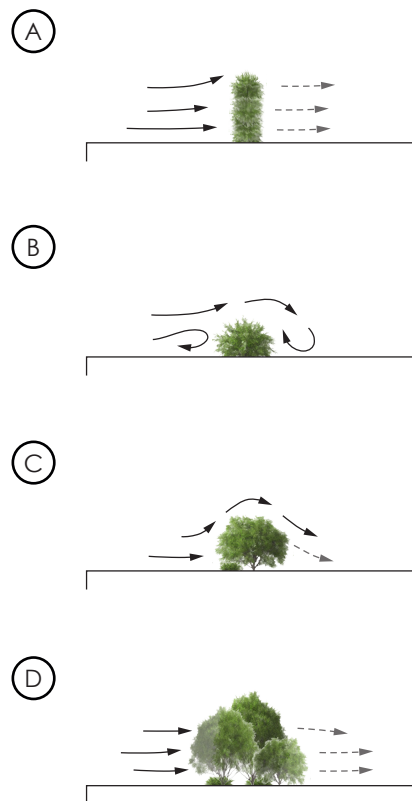
Möjligheten till naturupplevelse i sin vardag kan vara av stor vikt för hälsan från det att vi växer upp. Jarvis et al. (2022) studerade barns mentala, sociala och fysiska utveckling i relation till bostadsnära natur och menar på att den ger mycket positiva effekter. Det fanns en stark korrelation mellan utvecklingen som skedde hos barnen och deras vistelse på grönytor. Särskilt trädklädda grönytor gav extra stor effekt, i jämförelse med gräsytor (ibid.).

Mårtensson et al. (2014) anser att utemiljön fungerar som ett fritt lekrum för fantasi och social utveckling för barn, där naturlika platser med varierande vegetationsstruktur har visat sig bidra extra mycket. Skolgården är en av många miljöer som dagligen har potential att bidra med bättre barnhälsa. Jansson et al. (2014) gjorde en studie i syfte att ta reda på om vegetationen på en skolgård i Malmö, genom planering och skötsel, kunde bidra till ökad aktivitet hos barnen. Barnen deltog i planeringen och utfallet blev kullar och ängsgräs, skogsdungar med träd och buskar med hög artdiversitet, samt en miniskog av lågskogskaraktär och mosaikartad underväxt. Särskilt de mindre barnen i årskurs 4-5 uttryckte att deras lekmöjligheter hade förbättrats i den gröna miljön i relation till den tidigare asfalten. Ur ett hälsoperspektiv visade studien på en högre nivå av fysisk och mental aktivitet, där utemiljön uppmuntrade till ökad kreativitet hos barnen. Jansson et al. (2014) hänvisar dessutom till

flera andra studier som styrker tesen om barns uppskattning för lek i tät och yvig vegetation av varierande karaktär samt innehåll av lösa föremål, vilket i sin tur gynnar deras välmående på lång sikt (Kylin 2003; Samboroski 2010; Nicholson 1971).

Luftföroreningar i staden bidrar till en försämrad livskvalitet hos befolkningen, där de skadliga partiklarna kan bidra med astmabesvär, allergier och cancer (Gustavsson & Ingelög 1994). Utöver detta finns det människor i städerna som lever med förhöjda bullernivåer. En vegetationsridå i form av en bufferzon kan, precis som den fångar upp vinden, fånga upp partiklar och agera ljuddämpande (ibid.). En studie från Göteborg visar att mängden kväveoxider (NO₂) och polycykliska aromatiska kolväten (PAH) varierade drastiskt i staden beroende på om platsen bestod av vegetation eller ej (Klingberg et al. 2017). Mätt från samma avstånd till en trafikerad väg, kunde partikelnivåerna mätas signifikant lägre på en plats med vegetation än utan. Dessutom korrelerade den sänkta nivån av kväveoxider med lägre bullernivå (ibid.). Gustavsson & Ingelög (1994) menar att växtlighet längs trafikleder kan bidra med god reningsverkan, förutsatt att den är planerad på rätt sätt. En smal, enkelradig buskplantering har visat sig ha relativt låg inverkan på luftkvaliteten, och få partiklar samlas upp. I en mer tät buskplantering saknar vinden möjlighet att sila igenom bladen, och därmed stannar mycket partiklar på platsen. Däremot kan en buskplantering tillsammans med träddarter skapa ett filter och på så sätt rena luften. Likaså kan en

bred plantering med löv- och barrträd i flera skikt enklare rena luften, och gör det mer effektivt än en enkel smal busk- och trädplantering (ibid.) Olika vegetationsstrukturers förmåga att fånga upp partiklar illustreras i figur 3. Förutom vegetationsstrukturen finns det arter som har en bättre förmåga att fånga upp föroreningar än andra.



Figur 3: Illustrationerna visar mängden partikelupptag i olika typer av vegetationsstrukturer. A. visar en enkelradig buskplantering, av typ häck som silar partiklarna, dock med relativt låg luftreningspåverkan. B. & C. visar en mindre och en större buskplantering av bredare karaktär, där partiklarna har svårt att tränga igenom bladmassan och istället rör sig över och förbi. D. visar på ett flerskiktat bestånd med inblandning av såväl busk- som träddarter, och luften kan filtreras genom lövverket. Pilarna visualiserar partikelflöden. Figuren är bearbetad utifrån Gustavsson & Ingelög (1994).

3.1.5 Mänskliga preferenser

Människors syn på skog kan variera beroende på preferenser och erfarenheter. Dock har studier visat att det finns vissa likheter människor emellan. Konijnendijk (2008) hänvisar till en tysk studie gjord på 90-talet som visar att människor ofta förknippar den urbana skogen med mystiska egenskaper. Den mörka och täta skogen besöks sällan nattetid, med risk för att tappa bort sig. På dagen när ljuset och fågelkvittret är framme upplevs platsen helt annorlunda (ibid.). Även Kaplan (1998) menar att människor föredrar att besöka platser med utblicks- och orienteringsmöjligheter. Detta är direkt kopplat till människans trygghetskänsla, och tryggheten är enligt Kaplan (1998) en av de viktigaste principerna för att en plats ska besökas. Precis som Konijnendijk (2008) antyder, menar Kaplan (1998) att platsen blir mer osammanhängande och svårbegriplig när det inte finns möjlighet att överblicka den.

Vegetationens karaktär och täthet och hur den samspelar med den övriga utemiljön har visat sig kunna påverka hur trygga eller otrygga människor känner sig (Gunnarsson et al. 2012). Mer vild och naturlig vegetation kan, beroende på förutsättningar, upplevas som mer otrygg medan vegetation med ett mer ordnat och välskött intryck kan upplevas mer trygghetsskapande (Jorgensen et al. 2007). Samtidigt visar studier att den naturlika vegetationen ofta värderas högst och är mest omtyckt, samtidigt som den också framkallar otrygghet och rädsla (Schroeder & Anderson, 1984; Jorgensen, 2004; Jorgensen et

al, 2007). Den komplexa bilden av den naturlika vegetationen, som dels mycket värdefull ur flera olika aspekter, dels problematisk ur ett trygghetsperspektiv lyfts av Jansson et al. (2012). Då karaktären på vegetationen påverkar hur den uppfattas och vilken effekt den har på människors trygghetsupplevelse, menar Jansson et al. (2012) att det finns möjligheter att öka tryggheten genom att arbeta med vegetationens utveckling, vilket också Gunnarsson et al. (2012) styrker. Men hur människor reagerar på miljöns utformning skiljer sig åt och beror på sociala skillnader, kön, ålder och kulturell bakgrund (Jorgensen 2004). Dessutom finns det individuella skillnader för hur trygg eller otrygg utemiljön upplevs (Gunnarsson et al. 2012).

Jorgensen et al. (2007) bekräftar idén om att naturen kan bidra med en upplevelsemässig otjänst i sitt allt för vilda uttryck. En studie gjordes i ett bostadsområde i Warrington New Town i England för att utvärdera naturlika planteringar med skogskaraktär utifrån mänskliga preferenser, mer precist estetik och trygghet. De boende hade generellt en positiv uppfattning av sin utemiljö, där fåglar och andra vilda djur och växter var den mest uppskattade aspekten. Dock visade studien på skilda attityder när det kom till vegetationen. Flera av de boende uttryckte att de uppskattade naturen i området och refererade till naturområdena som favoritplatser. Andra kopplade naturområdena till problem som skugga, fukt och otrygghet. Otryggheten kunde både handla om att barn blev osynliga bakom buskarna och därför oskyddat kunde springa ut i gatan, men även att människor, kvinnor i

synnerhet, var oroliga för att bli utsatta för brott i närhet av den täta skogen (ibid.).

En studie gjord i Sheffield, England har på liknande sätt undersökt trygghetsaspekten, dock i förhållande till vegetationsstrukturen i ett befintligt parkområde (Jorgensen et al. 2002). De rumsliga kvaliteterna och vegetationsstrukturen i parken blev bedömda utifrån preferens och säkerhet av boende i området. Studien visade att tät undervegetation tillsammans med sluten kronstruktur var lågt uppskattat, liksom brynzonen av inhemska karaktär. Däremot uppskattades kombinationen av tät undervegetation och öppen kronstruktur. Resultatet pekar på att ljusinsläpp i beståndet har en trygghetsskapande effekt. Resultatet visar även att trygghet är viktigt att ta hänsyn till vid arbete med naturlika planteringar med skogsvegetation, och att strukturen och skiktningen påverkar hur de uppfattas (ibid.).

I en studie, utförd i två olika stadsdelar i Lund, framkom att den naturlika vegetationen sågs av de boende som en stor tillgång dagtid, men att de flesta intervjuade undvek att röra sig där på natten, på grund av rädsla (Gunnarsson et al. 2012). Studien visade att avståndet till vegetationen har betydelse för tryggheten. Om den naturlika vegetationen är alltför nära inpå båda sidor av en gång- och cykelväg kan det upplevas som otryggt. Även möjligheten till överblick och siktstråk påverkade den upplevda tryggheten, liksom om de naturlika planteringarna gav ett välskött intryck. Studien visar på att boendes trygghetsupplevelser i närheten av naturlika planteringar kan påverkas positivt av riktade

skötselinsatser, där framför allt buskskiktet reduceras. Samtidigt lyfter studien att det är viktigt att de skötselinsatser som görs i form av röjning och gallring stabiliseras av ett skuggande mellan- och trädskikt för att undvika ett omfattande slyuppslag. Genom att välja vilka träd och buskar som skall sparas utifrån de roller de skall ha i beståndet – skugggivande tak, potentiell men ännu ej uppvuxen krontaksvegetation eller solitärer och grupper i underväxten – är det möjligt att skapa ett flerskiktat bestånd som samtidigt upplevs tryggt. Gunnarsson et al. (2012) menar att det är viktigt att skötseln som görs för att öka tryggheten inte raderar alla de värden som en rik och varierad vegetation bidrar till, och lyfter att vegetationen kan verka som vind- och bullerskydd, boplatser åt fåglar och ge plats för lek.

Grahn (1991) utvärderade kvaliteter och aktiviteter som skedde i den urbana parkmiljön på 90-talet, där sinnesupplevelser var en central del av många besökarens beskrivningar. Exempel på sådana kunde vara blomning eller fågelkvitter. En mer nutida studie från Göteborgs universitet kan stödja tesen om att fågelkvitter uppskattas av människor i staden (Hedblom et al. 2014). Studien visade att en diversitet av fågelkvitter var mest uppskattad, men även att ett stadsrum utan fågelkvitter visade på lägre uppskattning än samma stadsrum med fågelkvitter (ibid.).

Nassauer (1995) menar att människor uppskattar platser som visar på en viss omvårdnad, vilket benämns som "cues to care". Att ge ledtrådar som visar på en mänsklig närvaro, uttryck för ordning

och omhändertagen natur, är enligt Nassauer (1995) nödvändigt om vi ska kunna uppnå radikala och innovativa landskapsförändringar som bygger på ekologiska funktioner. Att i landskapsgestaltning arbeta med ledtrådar som indikerar en mänsklig närvaro är inte detsamma som ett upprätthållande av traditionella landskapsformer. Snarare används de kulturella förväntningarna för att se och uppskatta nya landskapsformer vilka inkluderar en hög biologisk mångfald (Nassauer 1995). Dessa kulturella ramar ska inte ses som att de utplånar, döljer eller kompromissar med det ekologiskt rika landskapet, utan snarare som ett sätt att presentera dessa landskap för människor och göra dem mer ”folkliga” (ibid.). Även Jorgensen (2004) menar att de flesta invånare i städer accepterar en ekologisk design om de ser tecken på en mänsklig inverkan på platsen. Genom att placera naturlika planteringar i en formell kontext, påverkas uppskattningen av dem och den upplevda tryggheten positivt. Köppler et al. (2014) lyfter att många studier inom miljöpsykologi visar på samma sak, att människor accepterar vildhet, även i en urban kontext, om det går att se spår av mänsklig påverkan som till exempel infrastruktur eller skötsel. Samtidigt menar Kowarik (2018) att detta är attityder under förändring, då ideal har en tendens att förändras över tid, och att det i västvärlden numera finns en större acceptans för vild natur i urbana miljöer.

Den gängse uppfattningen är att människor uppskattar stora och äldre träd, men Jorgensen (2004) refererar till en studie som visar att människor uppskattade relativt unga

trädplanteringar lika mycket.

3.2 Mikroskogen som system

Enligt Diedrich (2023) bygger urbana skogar på en dynamisk design- och skötselprocess utan tydlig början eller slut. Det urbana landskapet är därmed inte skapat från intet, snarare en vidareutveckling av det befintliga där levande material intar tillfälliga former som förändras över tid (ibid.). Därmed finns det en pågående dialog mellan människan och den miljö vi förvaltar. Grundläggande förståelse för skogens fysiska komponenter i växtmaterial, komposition och dess dynamiska utveckling är essentiellt för att träden ska kunna leverera viktiga ekosystemtjänster (Nielsen & Szanto 2023).

3.2.1 Dynamisk vegetationsbyggnad

Skogens dynamik kan enligt Oliver & Larson (1996) förklaras som förändringen i vegetationsstrukturen över tid. Dynamiken sker i alla skalor, mellan två individer som konkurrerar om samma plats och resurser, upp till den stora landskapsskalan där olika vegetationssystem är kopplade till varandra (Sjöman et al. 2015.) Processerna som sker i de olika skalorna manifesteras i den vertikala och horisontella vegetationsstrukturen (Dunnett 2004). Vegetationsstrukturen kan fungera som utgångspunkt i undersökandet av skogar och dess dynamiska utveckling. Strukturbegreppet i sig, syftar till hur arter förhåller sig till varandra i tid och rum (Nielsen et al. 2023c). Strukturbegreppet

beskriver ett fysiskt och temporärt rumsligt arrangemang mellan arter samt den horisontella och vertikala fördelningen mellan de individer som ingår i ett system - men även ett skikts relation till ett annat eller ett helt skogssystem relation till ett annat skogssystem (Gustavsson, 1986; Oliver & Larson 1996).

Dunnett (2004) menar att alla ekologiska principer som berör vegetationsbyggnad relaterar till de föränderliga och dynamiska processerna. Växtdynamik kan delas in i tre olika tidsskalor; Den förändring som sker när ett växtsamhälle utvecklas under en växtsäsong, oftast refererat till som fenologi, fluktuationer i vegetationens vitalitet mellan åren, och den långsiktiga förändringen av karaktär och vegetationstyp, refererat till som succession (ibid.). Vegetationens dynamiska utveckling avgörs också av andra faktorer såsom platsens egenskaper, tillgängliga genvarianter av andra arter, samt arternas unika förmåga att kunna växa och konkurrera på en specifik plats och sammanhang (Sjöman et al. 2015; Dunnett 2004).

SUCCESSION

Beståndets långsiktiga förändring över tid kan sammanfattas under begreppet succession. Sjöman et al. (2015:59) beskriver succession som “förändringen av artfördelningen ur ett tredimensionellt perspektiv på en plats över tid”. Vidare skiljer man på primär och sekundär succession, där den primära sker efter till exempel ett vulkanutbrott, då det saknas en befintlig jordmån för växter att etablera sig i (Sjöman et

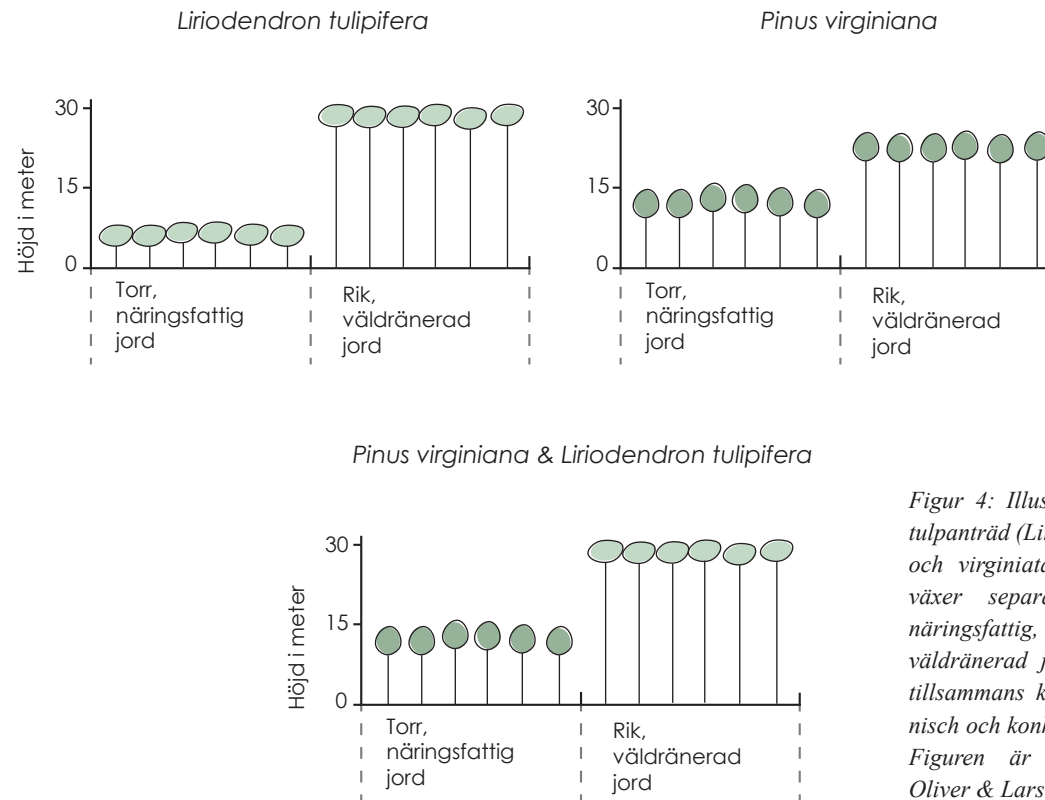
al. 2015). Sekundär succession påbörjas efter en störning, exempelvis en storm eller skogsbrand, ägt rum i en befintlig vegetationsmiljö där en utvecklad jordprofil och en spridningspol av arter redan finns som kan kolonisera platsen. Detta gör den sekundära successionen mycket snabbare. Den naturliga successionen följer, förenklat, ett mönster där först annueller, sedan gräs och fleråriga örter etableras för att sedan följas av ett busk- och slystadie och ett ungt skogsstadie, för att till sist nå sitt klimax som ett äldre skogsstadie, där stabila sekundärarter dominerar. Förståelse för den successionella utvecklingen hos en art, bestånd eller biotop är grundläggande för planering, etablering och skötsel av dynamiska växtsamhällen (ibid.). Vid anläggandet av en mikroskog menar Sjöman & Anderson (2023) att succession är ett nödvändigt verktyg för dess etablering och utveckling, där naturens processer står som förebild i byggandet av en tät skog.

ÖVERLEVNADSSTRATEGIER

Utöver förståelse för beståndets förändring över tid behöver vi förstå de strategier som gör en art framgångsrik på en viss plats vid en viss tidpunkt. Vad som gör en art framgångsrik beror på de ståndortsmässiga förutsättningarna samt tillhörighet i successionsordningen (Sjöman et al. 2015). Oliver & Larson (1996) beskriver det som att arter besitter olika överlevnads- och konkurrensförmåga baserat på deras nisch. Nästan alla arter har bäst potential att växa i friska och rika miljöer, men alla har inte möjlighet att konkurrera med andra arter där.

Vissa arter saknar kapacitet att tillräckligt snabbt omvandla tillgängliga resurser till växtenergi, vilket är extra betydelsefullt för arter i ett tidigt skogsstadie. Pionjärarter investerar bland annat i en enklare bladstruktur, vilket gör att de kan investera i många blad samtidigt som det finns resurser kvar för en hög skott- och rottillväxt. Däremot har de svårare att hantera torkstress och skugga. Arter som konkurrerar under sämre ståndortsförhållanden har anpassat sig och utvecklat ett system för överlevnad. Dessa har generellt en bredare ståndortsamplitud (Oliver

& Larson 1996; Sjöman et al. 2015). Skulle exempelvis tulpanträd (*Liriodendron tulipifera*) och virginiatall (*Pinus virginia*) växa enskilt i rik, väl-dränerad jord skulle tillväxten vara som bäst där för båda arterna, jämfört med en torr och näringsfattig jord. Skulle trädarterna däremot växa tillsammans, konkurrerar tulpanträdet ut tallen i den rika jorden och på samma vis konkurrerar tallen ut tulpanträdet där den har sin nisch. I figur 4 representeras höjdtillväxten av växtens förmåga att konkurrera.



Figur 4: Illustrationen visar hur tulpanträd (*Liriodendron tulipifera*) och virginiatall (*Pinus virginia*) växer separat, på torr och näringsfattig, respektive rik och väl-dränerad jord. Växer arterna tillsammans kommer de hitta sin nisch och konkurrera ut varandra. Figuren är bearbetad utifrån Oliver & Larson (1996).

Oliver & Larson (1996) menar att teoretiskt skulle ett bestånd med en homogen växtplats, samma genetiska uppsättning, ålder och planteringsavstånd resultera i en skog helt utan konkurrens. Ingen av individerna skulle vara mer framgångsrik än någon annan och alla skulle därmed växa tills de fyllt den fysiska plats som de blivit tilldelade. Detta skulle skapa ett stagnerat bestånd. Samma ålder och avstånd mellan arter är två parametrar som ökar sannolikheten för att beståndet ska stanna av i tillväxt, vilket sällan uppstår i naturen själv. När olika arter växer tillsammans kan tillväxttakten variera och man kan lättare förutse hur vegetationsstrukturen kommer att utvecklas framåt. Om en art konkurrerar ut en annan genom att släcka ljuset nedåt kommer endast den skuggtåliga arten att bestå i det nedre träd- eller buskskiktet. Då kan en skiktad vegetationsstruktur uppstå (ibid.).

Naturligt sett, är träd inte homogent fördelade över landskapet. Alla träd har en nisch, vilket innebär att de kommer att återkomma på liknande platser med liknande förutsättningar avseende klimatzon, jordart, skiktillhörighet och störningsregim, men även vilka arter de växer tillsammans med (Oliver & Larson 1996). Därför kan vi hitta liknande mönster i vegetationssystem över hela världen och därmed dra slutsatser kring den interaktion som sker mellan arterna i olika system.

FAST-SLOW SPEKTRUMET

Sjöman & Slagstedt (2015a) hävdar att växtval i grönpjektering alltid bör baseras

på växtplatsens förutsättningar. Det urbana landskapet är dock under ständig förändring, och ståndortsförhållandena som rådde under 1900-talet skiljer sig mycket från dagens. Den mest uttalade förändringen är den platsbrist som skapats ovan och under jord (Deak Sjöman et al. 2015). Detta innebär att valbarheten av träd i denna miljö kan vara begränsad, och Watkins et al. (2021) menar att det krävs en bredare kunskap kring arter i urbana skogar baserade på etablering och överlevnad, snarare än ekosystemtjänster.

Reich (2014) menar att växter rent evolutionärt har utvecklat olika egenskaper för överlevnad. Den så kallade "fast-slow"-strategin kan bidra med förståelse för varför växter agerar som de gör i olika situationer, men även hur växten påverkar sin omgivning på biotisk och abiotisk nivå. Mer precist kan modellen förklara ekologiska strategier på individnivå, och hur de väljer att använda sina resurser kommer att yttra sig i hur växten presterar. Beroende på resurstillgång kan växten välja mellan tillväxt eller att spara på resurserna till fördel för överlevnad. Det sker alltså en kompromiss där individen, vid brist på resurser, kan välja att sänka produktiviteten och spara energi. Detta kan ses som ett mer ekonomiskt levnadssätt för växten, och gör den mer luttrad för förändringar i sin omgivning (ibid.). På liknande sätt menar Lindh & Manzoni (2021) att snabbväxande arter offerar energi, och därför tenderar att leva en kortare tid.

Watkins et al. (2021) gjorde en studie i syfte att utreda potentialen av praktiska principer inom ekologi, rörande "fast-slow"-strategin, vid val

av träd i urban miljö. Studien baseras på trädens egenskaper och unika karaktärsdrag i förhållande till deras funktion, det vill säga, trädets förmåga att växa och utvecklas, leverera ekosystemtjänster, samt interagera med andra växter. Genom att förstå de fysiologiska processerna har vegetationen potential att utveckla ett stabilt skogssystem med utrymme för ekosystemtjänster och möjlighet ges också att förutsäga vegetationens utveckling framåt. Data från 167 stycken trädarter samlades in från 37 olika släkten, varav 38 stycken från Magnoliasläktet undersöktes mer djupgående. Studien visade inte att någon särskild egenskap ensamt skulle vara att föredra i urban miljö, utan snarare en kombination av flera. Watkins et al. (2021) menar att variationen av egenskaper i olika studier inom ekologin gör det svårt att tolka vikten av de individuella funktionerna i relation till den urbana skogen som system. Till exempel kan stamdensiteten mellan arter variera utan att bidra med någon signifikant skillnad i utfall avseende överlevnad. Stamdensitet kan påverkas av flera pågående processer och det blir svårt att veta var en process slutar och nästa tar vid. Vad studien kunde påvisa var dock att magnoliaarter (*Magnolia spp.*) snarare valde att investera i tillväxt än att spara på energin, vilket mättes med hjälp av vattenpotentialen i bladen (Leaf Water Potential) (ibid.). Detta gör att arten lämpar sig bättre i rikare miljöer med jämn markfukt än i hårdgjorda gatumuljöer.

STÖRNINGAR

Konkurrens om växtutrymme är enligt Oliver & Larson (1996) den mest grundläggande

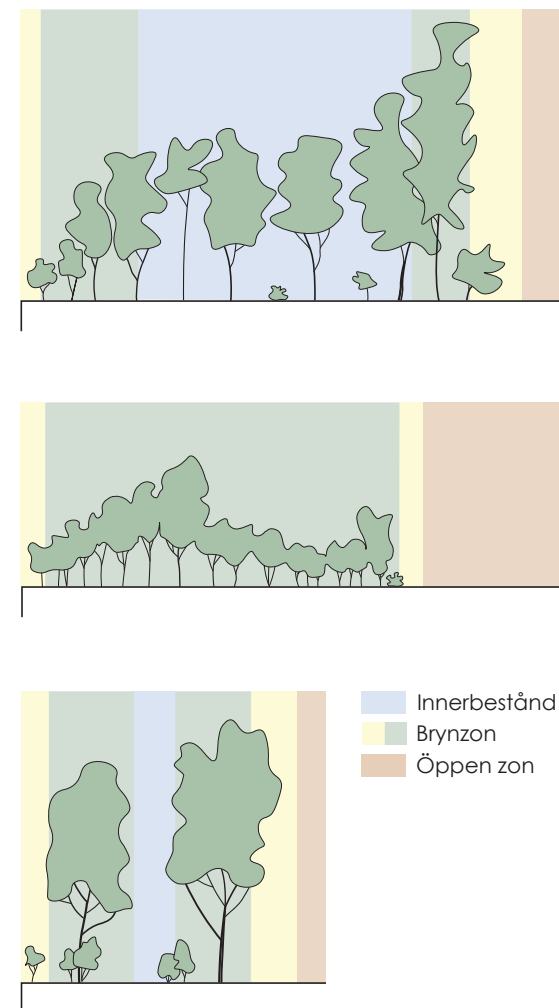
principen avseende vegetationsstrukturen och dess utveckling. Dock är konkurrensen i sin tur beroende av flera komponenter såsom ståndort, klimat och störning (ibid.). Störning påverkar växtligheten på så sätt att den kan eliminera växter och ge utrymme för nytt liv (Almgren et al. 2003). Därmed är störning avgörande för hur vegetationsstrukturen kommer att utvecklas på sikt. Utvecklingen av ett bestånd är inte beroende av störningen i sig, utan av den yta som frigörs när växter försvinner på grund av störningen (Oliver & Larson 1996). Detta skapar möjligheter för andra arter att etablera eller sprida sig, och chans till en långsiktig plats i beståndet. Växter med stor anpassningsförmåga kommer konkurrera ut individer med sämre anpassningsförmåga, och kan dominera i beståndet i flera decennier (ibid.). Störningar kan ske på många olika sätt och också ge flera möjliga utfall på successionen (Oliver & Larson 1996). Yttre faktorer som kan orsaka en störning kan vara bränder, stormar, översvämningar, torka eller sjukdomar (Almgren et al. 2003), men även skötselinsatser i form av gallring kan ses som en störning (Oliver & Larson 1996). Störningen kan delas upp i två typer beroende på hur omfattande de är. En större störning påverkar större delen av skogen och dess system (Almgren et al. 2003), och efter störningen kommer en konkurrens ske, framförallt mellan nyetablerade arter som tampas om samma livsutrymme. Vid en mindre störning faller endast enstaka träd bort och luckor lämnas i skogen (Almgren et al. 2003), dock blir effekterna mer oförutsägbara då nya plantor konkurrerar med redan etablerad vegetation (Oliver & Larson 1996). Successionen kan därför

visa på flera utfall avseende artsammansättning, skiktning, tillväxttakt samt vilka individer som kommer dominera i trädkiktet (ibid.).

SKALA

Gustavsson & Ingelög (1994) beskriver begreppet skala, i ett landskapssammanhang, som nivån av variation. Den upplevda skalan ökar ju längre ögat når, och när blicken bryts minskar skalan på rummet. Skalan kan studeras utifrån olika perspektiv, ur helikopterperspektiv, från den gåendes perspektiv eller den som kör. Gustavsson & Ingelög (1994) menar att storleken på en plantering samt dess uttryck bör anpassas efter skalan på det omgivande landskapet, för att inte förlora den platsidentitet som redan finns (ibid.).

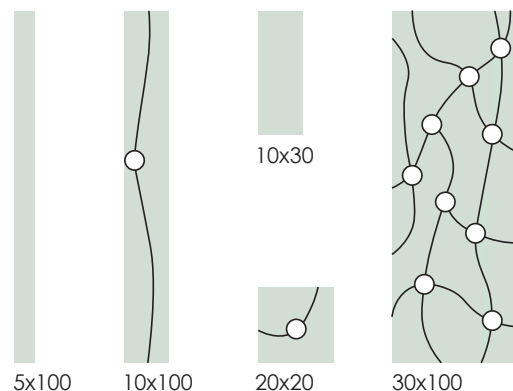
Små trädplanteringar kan enligt Gustavsson & Ingelög (1994) spela en stor roll i urbana miljöer, och lyfter bland annat stadslunden, gårdsdungen, lekskogen, viltremsan och ridån som exempel på sådana planteringar. Genom att använda ett spektrum av olika typer av planteringar med växlande bredd, uppbyggnad och ingående arter kan aspekter som biologisk mångfald, skönhet, karaktärsfullhet och skydd vägas in i mindre trädplanteringar. I små trädplanteringar blir kantzonen av lika stor betydelse som den inre delen, på grund av planteringens storlek. Ju smalare en trädplantering är desto mer av beståndet kommer att bestå av kantzonen, vilket illustreras i figur 5. Även valet av ingående arter påverkar om trädplanteringen utvecklar ett inre bestånd (ibid.). Utifrån detta resonemang



Figur 5: Illustrationen visar storleken och uppbyggnaden i relation till kantzonen och innerbestånd, där en smal plantering till största del kommer att bestå av ett bryn, medan en bredare kan rymma ett inre bestånd. Även en bred plantering kan, beroende på ingående arter, uppvisa avsaknad av innerbestånd. Figuren är bearbetad utifrån Gustavsson & Ingelög (1994).

kommer en trädplantering om den blir tillräckligt smal till slut enbart bestå av en kantszon, vilket ger helt andra förutsättningar för både vilka arter som kan växa där, men också funktionen och upplevelsen.

Den rumsliga upplevelsen och hur människor använder en skog är beroende av storleken och Gustavsson (2004) menar att det finns kritiska punkter där storleken är avgörande (se figur 6). Forskning visar att det är först när en skog är ca 10-12 meter bred som det uppstår spontana stigar och först vid 25-30 meters bredd uppstår parallella stigar. Det är också först då möjligheten uppstår för barn att skapa system av stigar och något som kan liknas vid små rumsligheter. För att skapa en glänta i en skog krävs en storlek på ca 20x20 meter. Det innebär att långa och smala skogspartier som enbart är 2-4 meter breda inte kan rymma några rumsliga kvaliteter (ibid.). Med en bredd över 10 meter kan däremot inre rumsupplevelser åstadkommas, och de örter och gräs som kopplas till skogens inre delar liksom småfåglar kan trivas här. (Gustavsson & Ingelög 1994). Dessa kvaliteter försvinner när planteringen blir för smal och dess funktion blir istället en vägg- och läverkan kopplad till de utanförliggande ytorna (ibid.) Persson & Andersson (1985) anser också att en plantering behöver en viss storlek för att man ska kunna röra sig inne i beståndet. Däremot menar de att en naturlig plantering bör ligga på minst 15 meter i bredd för att kunna skapa en inre rumslighet. Är målet att skapa en plantering med känslan av en riktig skog krävs cirka 60-70 meters bredd (ibid.).



Figur 6: Illustrationen visar hur bredd och längd på en plantering påverkar vilka inre rumsliga kvaliteter som uppstår i en skog. Figuren är bearbetad utifrån Gustavsson & Ingelög (1994).

Gustavsson (2004) belyser att växters förmåga att överleva och växa är relaterad till storleken på ett skogsbestånd. I små planteringar reduceras förmågan att överleva, speciellt vid tuffare växtmiljöer. Växternas utveckling är direkt kopplat till storleken på planteringen (ibid.). En generell princip är att ett habitats naturliga motståndskraft ökar med dess storlek. Ju mindre ett skapat habitat är desto mer skötsel kommer behövas för att upprätthålla stabilitet och diversitet (Cole 1982).

VÄXTVAL

Sjöman & Anderson (2023) hävdar att alla arter som är härdiga och anpassade för växtplatsen kan användas i byggandet av en mikroskog. Dock påverkas den rumsliga upplevelsen i ett vegetationsbestånd av fördelningen mellan pionjär- och sekundärarter. Dessutom är växters

egenskaper kopplat till ljus och skugga av högsta relevans för att kunna bibehålla ett system med hög artdiversitet och skiktning (Gustavsson & Ingelög 1994). Om målet är att skapa ett flerskiktat system, med kronor i olika nivåer, behöver artsammansättningen domineras av mer långsamväxande sekundärarter (Sjöman & Andersson 2023). Med för många pionjärarter kommer interiören till största del bestå av trädstammar (ibid.).

Dunnet (2019) menar dock att en sådan fördelning kan skapa ett ljust bestånd med gott ljusgenomsläpp och ett rikt örtartat fåltskikt. Exempel på sådana arter är *Betula spp.*, *Alnus spp.*, *Prunus spp.*, *Sorbus sp.* och *Fraxinus spp.* Denna skogstyp är snabbväxande och kortlivad, till skillnad från bestånd som domineras av täta trädskikt från sekundärarter. Övergången från ett ungt vegetationsbestånd till ett äldre beror på att det successivt skapas ett mer stabilt mikroklimat, gynnsamt för de värme- och torkkänsliga sekundärarterna. I ett äldre skogssystem kan ett blommande fåltskikt synas på våren, innan träden får sina löv och solens strålar fortfarande når marken. Däremot finns det flera sekundärarter som kan stå och stampa i skuggan, och skapa en interiör under kronorna. (ibid.). Exempel på sådana arter är *Abies spp.*, *Acer platanoides* och *Tsuga spp.* (Dunnet 2019; Sjöman et al. 2015).

Bland de mer pionjära arterna, menar Sjöman et al. (2015) att det fortfarande råder en variation i deras etableringskrav. En semipionjär art kan som ung fröplanta behöva mer skydd än en renodlad

pionjärart. Dessutom hanterar de generellt konkurrens med gräs och frost sämre (ibid.). De behöver mer ljus än de utpräglade sekundärerna, men klarar beskuggning bättre än de typiska pionjärarterna (Almgren et al. 2003). Almgren et al. (2003) poängterar dock att det är i unga år de kan klara sig med relativt lite ljus. De kan etablera sig under ett slutet krontak, men om det inte ganska snart uppstår en ljuslucka i krontaket kommer de att tyna bort (ibid.). Exempel på sådana arter är lönn (*Acer spp.*), fågelbär (*Prunus avium*) och ek (*Quercus spp.*) (Almgren et al. 2003; Sjöman et al. 2015). Vissa av dessa, såsom lönnen, klarar att föryngra sig i ganska små luckor, medan eken kräver relativt stora luckor för att etablera sig (Almgren 2003). Fågelbäret har en snabb tillväxt och har tidigt stora krav på ljus för att kunna ta plats i krontaket, och har därför en tendens att snabbt försvinna ur lövblandskogen. Sjöman et al. (2015) menar att känsliga arter kan placeras i grupp till fördel för deras överlevnad. Almgren et al. (2003) ser dock ask (*Fraxinus excelsior*) som en semipionjär, till skillnad från Dunnet (2019) som karaktäriserar den som en pionjär. Asken är relativt ljuskrävande och har en snabb ungdomstillväxt (Almgren et al. 2003). Detta visar att skillnaderna mellan pionjärer och semipionjärer inte alltid är tydliga.

Sjöman & Anderson (2023) menar att en stor variation av arter och artsammansättningen är viktig för att skapa en resiliens mot framtida klimatförändringar men också mot sjukdomar och skadedjur. En genomgång av Skandinavien inhemska trädarter visar att många redan är påverkade, eller löper stor risk att bli påverkade,

av sjukdomar och skadedjur (Sjöman et al. 2016a). Att bara använda inhemska trädarter menar Sjöman et al. (2016) blir begränsande då de ekosystemtjänster som träden levererar och dess resiliens i urbana miljöer kommer påverkas negativt. Hitchmough (2011) för ett liknande resonemang och menar att exotiska arter behövs för att skapa resiliens och hållbara planteringar, både utifrån växternas förutsättningar men också utifrån kulturella preferenser.

Det finns en god kännedom om vad våra inhemska trädarter kan leverera när det kommer till biologisk mångfald och hur de kan gynna pollinatörer, men det saknas liknande forskning om hur exotiska trädarter påverkar den biologiska mångfalden och hur de kan bidra till pollinatörer (Sjöman & Anderson 2023). Författarna menar att detta misstas som bevis för att exotiska trädarter inte kan ha en positiv påverkan. Med högre temperaturer förväntas värmegynnade och tåliga växter behöva användas i större utsträckning (Zellweger et al. 2020) och vi behöver information om vilka dessa arter är (Sjöman et al. 2018a).

I en studie från 2018 mättes den potentiella vätskenivån i bladmassan (turgornivå (ΨP0) hos 45 olika exotiska trädarter, i syfte att underlätta urvalet av framtida växtval i varma och torra stadsmiljöer (Sjöman et al. 2018a). Studien visade på ett starkt samband mellan turgornivå och trädartens förmåga att hantera torkstress. Bland de mest torktåliga arterna fanns dvärglönn (*Acer monspessulanum*), kinesträd (*Koeleria paniculata*), ligustersyren

(*Syringa reticulata*) och ginko (*Ginkgo biloba*). Sjöman et al. (2018a) poängterar att vi måste vara rustade för de biologiska hot som kommer med klimatförändringarna i städer och praktiserande landskapsarkitekter och planerare behöver guidning i potentiell artanvändning för framtidens urbana skogar.

En studie från södra England stärker argumentet för att en stor artvariation är den viktigaste faktorn för att skapa en diversitet i både florans och faunan på en plats, oavsett inhemska eller exotiska (Helden et al. 2012). Dock menar Helden et al. (2012) att inhemska trädarter bär på fler värdjur än exoter. I studien jämfördes antalet och densiteten av vissa insekter och fåglar, på inhemska och exotiska växter. Det visade sig att de enskilda inhemska trädindividerna hade större artrikedom samt antal insekter än de exotiska. Ett liknande resultat visades bland annat i en studie där man jämförde fytofager (insekter som livnär sig på växtvävnad) i Sydafrika och England (Southwood et al. 1982). Resultatet visade på ett bortfall av insekter på de träd som inte var inhemska för landet.

När det kommer till växtval för miljöer som skall fungera för barns lek är det viktigt att se på växternas förmåga att tåla fysisk påverkan (Beckman et al. 2023). Har de en kraftig skottbildning eller en seg och hård ved har växterna lättare att tåla ett hårt slitage. Mer robusta arter, så kallade konkurrensstrategier kommer ha lättare att återhämta sig då de sätter nya skott och klarar att växa tillbaka om de bryts av. Växtval för lekmiljöer handlar enligt Beckman et al. (2023)

om att planera såväl utifrån ståndortsanpassning, slitageförmåga och lekvärde (ibid.).

3.2.2 Miyawaki-metoden

Att använda kunskaperna om de ekologiska processer som styr den naturliga vegetationens utveckling benämner Miyawaki och Golley (1993) som "ecological engineering". Den ekologiska ingenjörskonsten inspireras av naturliga processer men ämnar inte att återskapa de naturliga ekosystemen som de en gång var, utan syftar till att återuppbygga skogar som passar samhällets behov. Det kan handla om att skapa vind- och ljudbarriärer, skydda mot föroreningar, stabilisera jordmassor och skapa urban grönska (ibid.), vilket också kan benämnas ekosystemtjänster. Genom att efterlikna den naturliga successionen, men anpassa eller styra dess kurs, kan tiden det tar att utveckla en mogen skog förkortas avsevärt (Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki 1998). Detta görs genom att plantera många små träd- och buskplantor tätt, vilket driver på utvecklingen till en mogen skog (ibid.).

POTENTIELL NATURLIG VEGETATION

Den metod Miyawaki utvecklat för att skapa mikroskogar utgår från kunskapen om platsens potentiella naturliga vegetation, kunskap om de växter som ingår, deras fysiologiska behov och hur de utvecklas, samt platsens förutsättningar (Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki 1998). En plats potentiella naturliga vegetation (PNV) är ett abstrakt koncept som beskriver den vegetation

som hypotetiskt kan förväntas på en plats med den specifika miljöns begränsningar utan mänsklig påverkan (Miyawaki & Golley 1993). Det bygger på undersökningar av den omgivande vegetationen och förståelse för arternas relation till varandra samt till platsens fysiska förutsättningar. I relation till PNV studeras också den faktiska vegetationen på platsen. Att använda sig av kunskapen om den potentiella och faktiska vegetationen vid anläggning av en mikroskog menar Miyawaki och Golley (1993) ger förutsättningar för en vegetation som är anpassad till klimat, jord och geologiska förutsättningar. Det gör också att behovet av exotiska arter i planteringen försvinner, då de menar att arterna är anpassade för de förutsättningar som råder på platsen (ibid.).

Andra ställer sig kritiska till användandet av konceptet potentiell naturlig vegetation. Chiarucci et al. (2010) anser att definitionen är allt för statisk och därför inte tar hänsyn till klimatförändringar. Konceptet förutsätter att vegetationen når en slutlig successionsfas under stabila förhållanden. Dock är ekosystemen sällan helt stabila, och även om mönster och händelser kan uppfattas som repetitiva är de sällan det (Chiarucci et al. 2010), vilket gör att det inte går att förutsätta arters framgång eller brist på framgång med PNV. Förutom att det finns naturliga variationer som sker över tid, har ekosystemen också påverkats av mänskliga handlingar under tusentals år. Detta gör det svårt att använda den befintliga mogna vegetationen som en referens för PNV, då de kommer att utvecklas under helt andra förutsättningar (ibid.). Denna tolkning av

PNV kritiseras dock av Farris et al. (2010), som menar att PNV förklaras som det växtsamhälle som "skulle etableras om alla successionella faser slutfördes utan påverkan av människa under de rådande klimat- och jordförhållanden (inklusive de skapade av människan)". Jordförhållandena i Europa är ofta kraftigt påverkade från sitt ursprung, och Farris et al. (2010) menar att en essentiell del av PNV- teorin är att PNV på en plats kan vara väldigt olik den pre-antropogena vegetationen på samma plats, där PNV beskriver den nuvarande potentialen på platsen.

Även Hickler et al. (2012) och Hinze et al. (2023) lyfter att PNV kan vara problematiskt i relation till de förväntade klimatförändringarna då förutsättningarna för hur vegetationen potentiellt distribueras utanför sina nuvarande gränser sannolikt kommer förändras. Hickler et al. (2012) menar att klimatförändringarna kan komma att orsaka stora förändringar på PNV, vilket stärks av Hinze et al. (2023). Simuleringar av klimatscenarier visar att många platser sannolikt kommer ha en annan PNV än vad de har i dag (Hickler et al. 2012; Hinze 2023). Enligt Hinze et al. (2023) marginaliserar detta användandet av dagens PNV som en riktlinje i utvecklingen av vegetationssystem, med målet att skapa naturliga system. Diskursen forskare emellan visar på att konceptet PNV kan bidra med förståelse för vilken vegetation som är anpassad för platsen idag, men med hänsyn till de snabba klimatförändringar som sker kommer betydelsen av PNV, med stor sannolikhet att förändras i framtiden.

TILLVÄGAGÅNGSSÄTT MIYAWAKI-METODEN

Vid plantering av skog med Miyawaki-metoden väljs arter från de senare successionsstadierna, semisekundärer och sekundärer, ut från platsens potentiella naturliga vegetation (Miyawaki 1998). Sedan samlas lokala frön in som sås och får växa i plantskolor i 1-2 år, med målet att skapa starka rotsystem för att möjliggöra en god etablering (Miyawaki & Golley 1993). Innan plantering förbereds platsen genom att plöja och luckra jorden så det skapas fåror, för att förhindra att plantorna står i vatten vid regn. Är jorden förstörd, till exempel efter byggnationer, återförs ett 20-30 centimeter tjockt lager jord. Organiskt material kan tillföras om analyser visar att det finns behov av jordförbättring (ibid.). Miyawaki förespråkar en tät plantering där arterna fördelas utifrån sin tillhörighet i buskskikt, mellanskikt, lägre trädskikt och övre trädskikt (Miyawaki 2004). För att skogen ska få en optimal tillväxt är det viktigt att blanda så många arter som möjligt (ibid.). De utvalda arterna planteras i en slumpartad mix, där den procentuella artsammansättningen utgår från den fördelning som finns i den potentiella naturliga vegetationen (Miyawaki & Golley 1993). Oftast planteras tre plantor per kvadratmeter, men det förekommer planteringar med upp till fem plantor per kvadratmeter (ibid.). Efter planteringen täcks marken med halm, vilket skyddar mot uttorkning, ogräs och erosion (Miyawaki 2004). De första tre åren efter plantering är ogräsrensning oftast nödvändigt (ibid.) men endast i undantagsfall

görs bevattning det första året (Miyawaki & Golley (1993). Någon gallring görs inte och efter 2-3 år avbryts all skötsel och systemet anses självförsörjande (Miyawaki & Fujiwara 1988). Efter hand utvecklas ett flerskiktat skogssystem där en naturlig selektering sker (ibid.).

Överlevnaden för plantorna anses vara över 90% men det finns fall där upp till 99% har överlevt första året (Miyawaki & Golley 1993). Efter ett år har plantorna dubblat sin höjd, och den starka tillväxten fortsätter sedan tills ett slutet krontak har utvecklats efter cirka fem år. Den naturliga konkurrensen som uppstår gör att vissa individer dör ut när krontaket sluter sig. Då arterna som används är anpassade efter platsens förutsättningar och den konkurrens som uppstår i systemet, uppnås en hög tillväxt (Miyawaki & Golley (1993). Efter 20 år kan en 20 meter hög, flerskiktad skog ha utvecklats enligt Miyawaki (2004). Detta varierar dock beroende på geografiskt läge och Shirone et al. (2010) anger att det i Japan kan ta 15-20 år att uppnå ett flerskiktat skogssystem, men att det i sydöstra Asien tar 40-50 år.

IMPLEMENTERING AV MIYAWAKI-METODEN

För att framgångsrikt implementera Miyawaki-metoden utanför Japan krävs en god kunskap om biologi och ekologi, samt en förståelse för regionens specifika förutsättningar (Miyawaki & Golley 1993). I en studie från Medelhavet modifierades metoden i syfte att göra den applicerbar i en sydeuropeisk kontext

(Shirone et al 2010). Artsammansättningen bestod i studien även av pionjära arter, vilket ansågs öka resiliensen på beståndet. Plantorna planterades i den befintliga jorden utan tillförsel av nytt material. Efter planteringen tillfördes täckmaterial i form av halm, sågspån och i en av planteringarna användes också mulching i form av klöver (*Trifolium subterraneum*). Resultatet jämfördes sedan med planteringar som anlagts med traditionella metoder i Medelhavsregionen, vilka planteras glest, för att utvärdera hur effektiv Miyawaki-metoden är i förhållande till dessa. Resultatet visade på en snabbare tillväxt med Miyawaki-metoden, framförallt för de pionjära arterna, även om Shirone et al. (2010) anser att vidare studier behövs för att avgöra hur stor andel pionjära arter som bör ingå. Fördelarna med metoden var tydliga och jämförbara med de som framkommit i Miyawakis studier i Asien och Sydamerika, även om överlevnaden var lägre i denna studie enligt Shirone et al. (2010). Samtidigt visade det sig att flera av de modifieringar som gjordes var framgångsrika, framför allt användandet av pionjära arter. Däremot var inte mulching med grönmaterialeffektivt, i motsats till användandet av täckmaterial som halm och spån (ibid.).

Det finns flera koncept som bygger på Miyawaki-metoden, och som har använts för att anlägga mikroskogar i en europeisk kontext, bland annat "Sugi Pocket Forests" och "Tiny Forests" (Sugi Pocket Forests 2021; Egerer & Suda 2023). Båda koncepten bygger på små skogssystem, anlagda med hjälp av kunskapen om ekologi, och ska liksom Miyawakis skogar ha en hög artdiversitet

och bestå av inhemska arter (Sugi Pocket Forests 2021; Egerer & Suda 2023). Med “Tiny forests” skapas små stadsskogar, oftast i storleken 100-400 kvm, vilka rymmer upp till 40 träd- och buskarter (Ottburg et al. 2018; Egerer & Suda 2023). Syftet med en “Tiny forest” är att stoppa förlusten av biologisk mångfald i urbana miljöer, men även att engagera medborgare och öka deras kontakt och interaktion med naturen (Ottburg et al. 2018) vilket sker genom ett aktivt deltagande av medborgare i planering, anläggning och skötsel (Egerer & Suda 2023). Även Sugi Pocket Forests involverar lokala medborgare och syftar till att stärka människors kontakt med natur, öka biodiversiteten och mildra effekter av luftföroreningar och klimatförändringar (Sugi Pocket Forests 2021). De mikroskogar som anlagts med konceptet i Europa innehåller upp till 30 arter, oftast på en yta mellan 100-500 kvm, men även skogar på 1 hektar förekommer (ibid.).

En “Tiny forest” planteras, precis som Miyawaki-skogar, med många små plantor (cirka 3/kvm), i befintlig jord, men det kan även ske en tillförsel av träflis och halm för att ge växtmaterialet en god tillväxt från start (Ottburg et al. 2018). Sugi Pocket Forests anlagda i Europa innehåller 3-4 plantor/kvm (Sugi Pocket Forests 2021). En anpassning till de lokala förutsättningarna vid implementering av Miyawaki-metoden är nödvändig (ibid.).

Efter plantering sker skötsel i form av ogrärensning och viss bevattning under de första två åren (Ottburg et al. 2018; Sugi Pocket Forests 2021). Därefter ses systemet som självförsörjande

och utvecklingen mot ett naturligt skogssystem fortsätter (ibid.). Om ingen gallring eller annan skötsel görs framöver menar dock Ottburg et al. (2018) att dessa skogar kommer att utvecklas till system med lite eller ingen undervegetation, och därmed på sikt förlora den artdiversitet som är kopplat till skogarna i ung ålder. En skötsel i brynzonen skulle kunna bibehålla de livsmiljöer som många arter är kopplade till (ibid.).

“Tiny forests” är ett relativt nytt begrepp i Europa och Egerer & Suda (2023) lyfter problematiken i att det finns väldigt få studier om konceptet och inga där de långsiktiga resultaten, vilka ofta är motiveringen till att implementera “Tiny Forests”, har utvärderats. De analyser som gjorts om fördelarna med mikroskogar är därför till allra största del teoretiska (ibid.).

3.2.3 Naturlika planteringar/ landskapsplanteringar

Naturlika planteringar fick ett stort uppsving under 1970- och 80-talet när de funktionalistiska planteringarna av enstaka träd och buskar gjordes om till naturlika skogsdungar med en flerskiktad struktur och bred artdiversitet (Persson & Andersson 1986; Gustavsson & Ingelög 1994). Naturlika planteringar ger, förutom en artrikedom av buskar och träd, en komplex vegetationsstruktur på kortast möjliga tid, vilket gynnar såväl biologisk mångfald som rekreation (Richnau et al. (2012). Dessutom bidrar de med de kvaliteter som en fullvuxen skog har redan efter 20-50 år (Gustavsson & Ingelög 1994). Successionen är av största vikt för att få en

långsiktig utveckling och genom att använda flera arter med olika plats i successionen kan skogen bestå under längre tid (ibid.). Naturlika planteringar bör ha en bred artdiversitet men Persson & Andersson (1986) menar att 10 arter räcker för att skapa en dynamisk plantering. Flera forskningsinsatser har gjorts inom området, bland annat av Roland Gustavsson (Gustavsson 1981; 1986; 1991) med fokus på planteringarnas struktur, artsammansättning och utveckling.

En nationell undersökning från 1986 visade att 60% av Sveriges kommuner hade någon form av naturlika planteringar (Persson & Andersson 1986). Placeringen av planteringarna skilde sig åt, men de var vanligast i buffertzoner, på överblivna restytter samt ledningsområden, men de användes också i parker i rekreationssyfte för barn och vuxna. Detta var en strategi från kommunernas håll för att sänka skötselkostnaderna på platser där det tidigare funnits enstaka träd- och buskarter i gräsmattor. Utformningen av de naturlika planteringarna var snarlik oberoende av kommun och bestod av en hög andel buskarter och amträäd och en brynzon.

TILLVÄGAGÅNGSSÄTT

Uppbyggnadsmetoden för naturlika planteringar och landskapsplanteringar kan variera. Sjöman et al. (2015) menar att en landskapsplantering i stort bör eftersträva att likna den naturliga utvecklingen som sker i ett skogssystem, med successionen i fokus. För att snabbt skapa ett skogsliknande system förbigås de första faserna i successionen, det vill säga stadierna med annueller, gräs och

fleråriga örter. Små plantkvaliteter av pionjär- och sekundärarter planteras relativt tätt ihop, vilket gör att vegetationen får uttryck av en ungskog redan efter några växtsäsonger (ibid.). Processen bygger på en viss inblandning av amträäd, som snabbt kan skjuta i höjden och skapa bättre växtförutsättningar för sekundärarter (Sjöman & Anderson 2023). Amträäden är alla pionjärarter med syfte att skapa ett skyddat mikroklimat för övriga arter, och därmed skydda mot till exempel stark solexponering, kyla och vindar. Med det sagt är inte alla pionjärarter ämnade för att vara amträäd. Är träden för starkväxande finns risken att de växer ifrån de träd de är ämnade att skydda (ibid.).

Vid etablering anser Gustavsson & Ingelög (1994) att marken bör plöjas och harvas innan växterna kan planteras. Enligt Sjöman et al. (2015) bör plantorna planteras tätt, på ca 1,5 meters avstånd, i syfte att tidigt skapa ett tätt system och låg ogräskonkurrens. Avståndet är även en produkt av den teknik som används för ogrärensning, där ett mindre traktorfordon med ogräsharv ska kunna ta sig fram (ibid.). Därav brukar vanligen fordonets bredd bestämma avståndet mellan plantorna, även om ett tätare planteringsintervall kan vara att föredra för att minska uppkomsten av ogräs. Gustavsson & Ingelög (1994) anser att planteringsavståndet är beroende av önskat resultat, där ett tätt avstånd mellan plantorna är att föredra för att skapa en tät vegetation på kort tid. Vid hög risk för bortfall av vegetation, på grund av vilt eller klimatmässiga faktorer eller ogräsuppslag, kan också ett tätare planteringsavstånd vara att föredra. Vill man

däremot skapa en skog av öppen karaktär kan avståndet variera från 3 meter och upp (ibid.). Sjöman et al. (2015) menar att planteringen blir mer rustad för riskfaktorer vid tätare plantering, och att detta kan ses som en generell princip för etablering av landskapsplanteringar. Ett resultat av tätare plantering är högre etableringskostnad (Gustavsson & Ingelög (1994), samt tidigare och högre gallringsinsatser (Sjöman et al. 2015), dock minskar det initiala behovet av ogrärensning. Intensiteten av gallring bör anpassas efter platsens markförutsättningar, då vegetation på rika marker har enklare att etablera och sprida sig. För att inte skapa för stora luckor bör gallringarna hellre ske i mindre omfattning och oftare, snarare än i stor omfattning och sällan (ibid.).

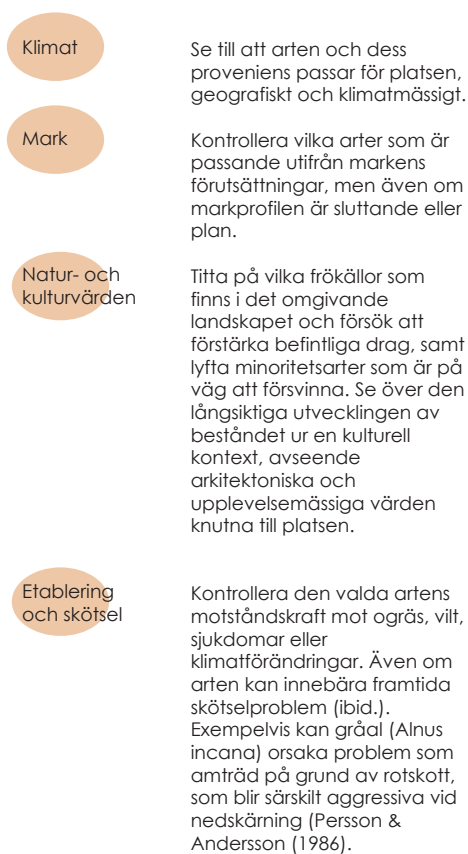
Enligt Gustavsson & Gunnarsson (1989) är etableringsskötseln av stor vikt för god överlevnad och tillväxt. Ogrärensning bör göras tills beståndet har slutit sig, vilket vanligtvis sker efter 2-3 år. För att hindra uppkomst av fröplantor samt spontan spridning kan marken täckas med exempelvis barkflis, grus eller markduk. Gustavsson & Gunnarsson (1989) poängterar att metoden förutsätter att jorden från början är ogräsfri, annars kommer fröplantorna ta sig upp genom täckningen. Barkflis eller träflis har också en funktion som stötdämpande material och motverkar den ytkompaktering som kan uppstå på grund av slitage från lek och tramp, så växternas rötter skyddas (Beckman et al. 2023). Detta kan behöva fyllas på och justeras när det rör på sig genom användning (ibid.).

Bevattning bör ske de första 1-2 växtsäsongerna för att få en god etablering så att planteringen fortare sluter sig, och på så sätt hindras ogräsuppslag (Sjöman et al. 2015). Gustavsson & Gunnarsson (1989) menar att vid själva planteringen, som sker sen höst eller tidig vår, är plantorna, i ett svenskt klimat, inte beroende av extra vatten. Dock kan växter vara beroende av vatten under torrperioder, senare på säsongen. Plantorna kan då med fördel bevattnas och Gustavsson & Gunnarsson (1986) menar att detta bidragit med goda resultat avseende tillväxt. Även gödsling kan vara en fördel vid etablering av lövträdsplantor, vilket är av extra relevans på torra jordar. Kvävegynnade arter såsom fläder (*Sambucus spp.*) och al (*Alnus spp.*) svarar särskilt bra på gödsling med god höjdtillväxt (ibid.).

PRINCIPER KRING ARTVAL

Gustavsson & Ingelög (1994) har satt upp en lista på aspekter att ha i åtanke vid val av växter för en landskapsplantering, vilka återges i figur 7. I likhet med Gustavsson & Ingelög (1994) menar Sjöman & Slagstedt (2015a) att de biologiska aspekterna är av hög prioritet, där artens proveniens bör vara anpassat för växtplatsen och växtmaterialet friskt och härdigt, utan kända sjukdomar eller skadedjur. Även artens strategier för överlevnad bör vara anpassad för växtplatsens ståndortsmässiga förutsättningar. Både Gustavsson & Ingelög (1994) och Sjöman & Slagstedt (2015a) menar att platsens kulturhistoriska värden bör tas i åtanke och artval anpassas efter situationen. Sjöman & Slagstedt

(2015a) menar även att de ekosystemtjänster växten ska leverera är en viktig aspekt vid artval. Därutöver menar författarna att skötselmässiga aspekter kopplade till den valda arten bör beaktas och om möjligt minimeras både på kort och lång sikt (ibid.). Persson & Andersson (1986) utvecklar argumentet med artspecifika exempel på växter som kan orsaka skötselmässiga problem. Exempelvis kan gråal (*Alnus incana*) orsaka problem som amträd på grund av rotskott, vilka blir särskilt aggressiva vid nedskärning (ibid.). Till skillnad från Gustavsson & Ingelög (1995) tar Sjöman & Slagstedt (2015a) upp estetiska och sociala aspekter, såsom variation, struktur och läsbarhet. Dessutom bör en genomsikt eftersträvas i beståndet för trygghetsskapande effekt. Dock menar Sjöman & Slagstedt (2015a) att estetiska och sociala kvaliteter bör prioriteras efter tidigare nämnda aspekter.



Figur 7: Sammanställning över aspekter att ha i åtanke vid val av växter för en landskapsplantering enligt Gustavsson & Ingelög (1994).

PERSPEKTIV PÅ SKÖTSEL

Richnau et al. (2012) undersöker vegetationsstrukturen hos tio urbana skogar i södra Skandinavien, anlagda under 70-80-talet enligt principen för naturlika planteringar. I vilken utsträckning ett bestånd utvecklar en flerskiktad vegetationsstruktur är beroende av såväl artsammansättningen vid planteringstillfället som nivån av skötselinsatser. Studien visade att bestånd som saknade skötselåtgärder skapade en tvåskiktad struktur, medan de bestånd som blivit gallrade visade på fler skikt. Författarna menar att resultatet inte är särskilt revolutionerande, eftersom skötseln de facto bidrar med större ljusnedsläpp, till följd av en lägre krondensitet, vilket skapar utrymme för undervegetation att etablera sig. De tvåskiktade bestånden hade också, tillsammans med ett bortfall av undervegetation, en högre andel skuggarter. Richnau et al. (2012) menar dock att en viss inblandning av skuggarter behövs, vilket bidrar till en högre artdiversitet, mer skiktning, samt en stabilare vegetationsstruktur över tid. Detta förutsätter dock att inblandningen av skuggarter i trädsiktet inte är högre än 10% av den totala populationen, vid etablering (ibid.).

I likhet med Richnau et al. (2012) menar Persson & Andersson (1986) att artsammansättning och skötsel är viktigt för utvecklingen av naturlika planteringar. Författarna ser en risk med att använda för mycket buskarter då planteringen blir tät och svår genomtränglig. Buskarna bidrar med att skugga marken och därmed minska ogräsuppslag, men Persson & Andersson (1986)

menar att den effekten går att uppnå med rätt val av trädarter. Författarna anser att andelen pionjärarter i flertalet av landets naturlika planteringar under 80-talet var något hög (15%), då arterna i sig har bidragit till förhöjda skötselkostnader. Amträden har nämligen en tendens att kväva de mer sekundära arterna, om de inte gallras ur i tid. Persson & Andersson (1986) lyfter naturlika planteringar i Holland som ett exempel där amträden har tagit över bestånden till följd av utebliven skötsel. Detta kan skapa ett snårigt och icke tilltalande uttryck ur estetisk synpunkt (ibid.). Även Gunnarsson et al. (2012) poängterar att utebliven skötsel av naturlika planteringar ger en tät och snårig karaktär.

Nielsen (2016) anser att brist på skötsel och förvaltning av urbana skogar gör dem mer likriktade i hur de utvecklas och upplevs, vilket riskerar att förminska deras rekreationella värde och därmed inte ge samma positiva påverkan på folkhälsan som de gett om de haft en rikare och mer varierad utveckling. En annan fördel med skötsel, enligt Sjöman et al. (2015), är att vi inför ett förändrat klimat har möjligheten att skapa miljöer som naturligt sett inte hade fungerat. Med hjälp av skötsel finns möjligheten för en stresstrateg att växa på rika marker eftersom den nu inte behöver oroa sig för konkurrens (ibid.).

Med en kreativ skötsel menar Wiström et al. (2023) att många av de värden som efterfrågas i en urban skog kan möjliggöras, såsom rekreation och biologisk mångfald, med hänsyn till beståndets långsiktiga dynamiska utveckling.

Snabbväxande bestånd, såsom en mikroskog, får en oförutsägbar utveckling utan skötsel. Bristen på skötsel leder många gånger till likriktade och förenklade bestånd med en lägre biodiversitet (Gustavsson 2002). Wiström et al. (2023) lyfter den unga fasen som särskilt viktig ur ett skötselperspektiv, då det är då mycket av det framtida utfallet formas.

I Landskapslaboratoriet i Alnarp har den unga fasens höga flexibilitet och goda respons på skötselåtgärder setts som en möjlighet (Wiström et al. 2023). Istället för att i denna fas lämna bestånden utan skötsel har en kreativ skötsel utvecklats. I förhållande till traditionell skötsel, som ses som åtgärder för att bevara eller till och med frysa ett tillstånd, är kreativ skötsel en dynamiskt inriktad process, där ett fältbaserat och handgripligt arbetssätt förenar design och skötsel. I Landskapslaboratoriet i Alnarp kombineras det rationella skogsbrukets principer med trädgårdskulturens detaljrikedom, i form av en låg-intensiv skötsel med punktinsatser där mer komplexa designåtgärder utförs (ibid.). Den kreativa skötseln ger på så sätt de "cues-to-care" som Nassauer (1995) menar behövs för att människor ska acceptera det vilda uttrycket. Kreativ skötsel handlar om kontinuitet och förståelsen för platsen och vegetationens respons på de skötselinsatser som görs. Wiström et al. (2023) poängterar att "landskapet och de ingrepp som görs i det bör relatera både framåt och bakåt i tid och mellan skalor - bara då kan vi prata om sann dynamik".

3.3 Erfarenheter från tre kommuner i Öresundsregionen

Yrkesverksamma med erfarenhet inom planering och förvaltning av kommunal grönstruktur i olika delar av Öresundsregionen har intervjuats för att ta reda på hur arbetet med mikroskogar ter sig i praktiken.

Elias Halling har i rollen som landskapsarkitekt på stadsbyggnadsförvaltningen i Helsingborgs stad planerat och anlagt mikroskogar sedan 2020. Lars Christensen arbetar som skogsmästare i Köpenhamns kommun och har arbetat med planering och anläggning av mikroskogar sedan 2014. Kollegan Anna Ellerbæk är landskapsarkitekt i Köpenhamns kommun och har arbetat en del med dynamiska planteringar i parkmiljöer och även med det de kallar Miyawaki-skogar. Edit Stormwalther är landskapsarkitekt på Malmö Stad och har erfarenhet av planering och gestaltning av olika dynamiska vegetationssystem i varierande stadsmiljöer.

3.3.1 Helsingborgs Stad

I Helsingborgs stad användes mikroskogar från början på platser där man hade problem med att planterade träd inte haft en god etablering och tillväxt och i värsta fall dog, vilket gjorde att man tvingades ta ner träd (Halling 2024). Detta var på gammal åkermark som bebyggts med nya bostadsområden och som följd hade lerjorden blivit kompakterad. I dessa situationer kan

småplantor med små rotsystem enligt Halling (2024) ha lättare att etablera sig än de större kvaliteter som traditionellt används. Senare har användandet breddats till att användas även på andra platser i Helsingborgs stad, där man använt mikroskogar som en strategi för att omvandla oanvända gräsytor i bostadsområden till mikroskogar för att på så sätt kunna utveckla rekreativsmöjligheterna. Idag har mikroskogar anlagts på tre olika geografiska områden, uppdelat på 17 olika planteringar. Helsingborgs stad använder begreppet successionsplanteringar för att beskriva denna typ av planteringar, som bygger på succession och utveckling över tid (ibid.).

Halling (2024) skiljer på de trädarter som ingår i planteringarna och benämner dem solitärträd och amträd. Solitärträden är de som är tänkta att finnas kvar under en längre tid i successionen medan amträden karaktäriseras av pionjärträd med en snabb tillväxt som skyddar solitärträden under deras tillväxt, för att sedan gallras bort. I de mikroskogar som anlagts i Helsingborgs stad har Halling (2024) använt 1 solitärträd och 3-4 amträd per kvadratmeter. I senare planteringar har färre amträd använts med en sammansättning bestående av 1 solitärträd och 1-2 amträd per kvadratmeter. Däremot använder Halling (2024) aldrig mindre än 1 solitärträd per kvadratmeter. De plantkvaliteter som används är generellt häckplantor, där kvaliteten kan skifta från 20-30 till 80-100, beroende vad som finns att tillgå från plantskolorna. När artsammansättningen görs ingår alltid någon art som anses ha en säker utveckling, vilket enligt Halling (2024) till

exempel kan vara skogsek (*Quercus robur*), i fall att de andra arterna inte klarar sig.

När det kommer till anläggandet av mikroskogar berättar Halling (2024) att alla mikroskogar i Helsingborgs stad är anlagda under sen höst november-december. På ytan för plantering tas ca 20-30 centimeter av grässvålen bort, för att sedan blanda upp den befintliga jorden med grönkompost till en mullhalt på 5-8 vol%. Sedan skapas en lätt upphöjd plantering som toppas med ca 10 cm lövträflis. Lövträflisen ger enligt Halling (2024) en bra struktur, men framför allt är lövträflisen väldigt bra på att hålla vatten. Halling (2024) har sett exempel där det efter 3-4 veckor utan regn fortfarande är fukt kvar i marken. Lövträflisen håller däremot inte undan ogräs, som då behöver rensas bort. Ogräsrensning görs 2 gånger per säsong fram tills krontaket slutit sig, efter det kommer det inte ner något ljus till marken och då försvinner problemet med ogräs. Ingen bevattning görs, varken vid planteringstillfället eller senare, och ingen ytterligare gödning tillförs, då tanken är att systemet ska klara sig själv (Halling 2023).

På vissa platser i Helsingborgs stad har man sett behov av att stängsla in mikroskogen för att skydda mot vilt. Däremot gör den snabba tillväxten på mikroskogen att den snabbt sluter sig och Halling (2024) menar att det då är så tätt att människor inte kan röra sig i planteringen och därför heller inte orsaka skada. När sedan mikroskogen gallras tål planteringen att folk rör sig bland plantorna, som då blivit större och mer motståndskraftiga mot slitage (ibid.).

För de mikroskogar som anlagts i Helsingborgs stad har skötselplaner upprättats, som visar på det behov av gallring som förväntas de första tio åren. En första gallring av alla eller en stor del av amträden planeras efter fyra år, som sedan följs av gallring av solitärträd med 2-3 års mellanrum. På grund av den osäkerhet som finns gällande skötselbudgetens storlek i framtiden röjs i vissa fall 100% av amträden direkt, men Halling (2024) menar att det optimala är att ta det i två omgångar, där 70% gallras i första etappen. Sedan behöver solitärträden stå och tävla mot varandra för att få höjdtillväxt innan en gallring av dessa sker ca 6-8 år efter plantering (ibid.).

I sitt arbete med mikroskogar har Halling (2024) tagit inspiration från naturliga skogssystem, bland annat från Nordamerika, men också asiatiska och inhemska skogssystem har inspirerat till uppbyggnaden och de artsammansättningar som använts. Valet av inhemska eller exotiska arter beror på platsens specifika förutsättningar. Det finns platser där man bara arbetat med inhemska arter, medan andra platser har mest exotiska arter. Längre bort från staden och med närhet till natur används inhemskt material. I nybyggda områden kommer det förmodligen bli varmare temperaturer och då har exotiska arter en bättre förutsättning att etablera sig. Halling (2024) ser att exotiska arter också fyller en funktion som publikfriare, tex är ett tulpanträd väldigt uppskattat för dess blomning. Vid användning av exotiskt växtmaterial lyfter Halling (2024) att det alltid görs en analys för att inte använda invasiva arter, och om en viss art senare visar sig ha en tendens att spridas så gallras den bort.

Halling (2024) ser att någon form av fältskikt, i form av lökar, perenner eller ormbunkar, kan vara positivt att tillföra i ett senare skede för att skapa ytterligare upplevelsevärden till en mikroskog.

De mikroskogar som gjorts i Helsingborgs stad har blivit mycket uppskattade (Halling 2024). Invånarna har sett det som väldigt positivt att få upp grönstruktur som både ger grönska och frodighet men också ger en rumslighet till platsen. Det har inkommit respons att det är positivt att det inte bara finns träd på platsen utan också vegetation i fler nivåer, så att platsen blir mer uppdelad och rumslig. Någon boende har påpekat att det ser skräpigt ut och att det behöver röjas och gallras, men överlag har mottagandet varit positivt. Halling (2024) ser de informationsskyltar som placerats ut vid mikroskogarna som ett bra pedagogiskt instrument. Särskilt lyfts användandet av profildiagram, där invånarna kan se att det är många små plantor planterade tätt, men att det finns en plan och vision för en annan karaktär längre fram. Redan innan mikroskogarna anlades gick man runt och knackade dörr för att informera invånarna om vad som skulle göras, och använde profildiagram i kommunikationen. Att man visade att det fanns en plan tror Halling (2024) bidrog till att invånarna var positiva till projekten redan från start. Det är också viktigt att kommunen tar hand om planteringarna efter att de anlagts, då det skapar en mer positiv syn på dem. Halling (2024) lyfter att det kan vara okej att inte gallra, om platsen är längre bort från bebyggelse och gång- och cykelvägar.

Det finns motsättningar när det kommer till

mikroskogar, tex är de här ganska unga bestånden med sin täthet bra för mycket smådjur och fåglar men den täthet de har i början kanske inte alltid upplevs som tryggt. Halling (2024) lyfter att det därför gäller att noga tänka igenom placeringen av dem och använda dem på rätt platser. Det kan också finnas motsättningar i vilka arter som ska lyftas fram i en plantering. Vissa arter levererar tidigt medan andra ger stora värden långt fram i tiden, och det kan uppstå motsättningar i valet mellan dessa. Här ser Halling (2024) att man kan behöva kompromissa och lyfta fram olika värden på olika platser. Genom att ha en hög artrikedom i planteringen från början skapas många valmöjligheter avseende hur platsen kan utvecklas och utvecklingen kan anpassas till kommande behov (ibid.).

En yta på 70-100 kvm räcker för att anlägga en mikroskog, beroende på vilken funktion som efterfrågas (Halling 2024). Ska mikroskogen till exempel fungera som skydd mot en infartsled kanske den måste upp i 400 kvm. Samtidigt går det att göra en mikroskog på en yta så länge det går att få in en skiktning och en artdiversitet, vilket enligt Halling (2024) är grunden för ett skogssystem. Det är viktigt att tänka på landskapskontexten när mikroskogar planeras och dess relation till omgivande byggnader, gång- och cykelvägar och bilvägar. Förutom hur stor yta mikroskogen tar upp är också sluthöjden i relation till omgivningens skala viktig att ta hänsyn till för att mikroskogen ska upplevas passa in på platsen (ibid.).

3.3.2 Malmö stad

I Malmö stad har mikroskogar anlagts på olika skalor och platser (Stormwalther 2024). I periurbana områden har det anlagts mikroskogar som öar i befintliga grösytor, vilket har fungerat väldigt bra sett till hur väl de etablerat sig. Här har befintlig jord kunnat användas, och de små plantornas rotsystem söker sig ut med rötterna och etablerar sig väl. I nya parkmiljöer har planteringar anlagts på den befintliga jorden, som många gånger bestått av mycket god före detta åkermark. I dessa miljöer används oftast små häckplantor som en bas, där sedan ett fåtal solitärer i större kvaliteter adderas, vilket Stormwalther (2024) menar bidrar med en struktur och viss dynamik till planteringarna innan småplantorna växt upp. I exploateringsområden har det varit positivt att anlägga mikroskogar i ett tidigt skede, så att vegetationen fått tid att etablera sig innan området var klart för inflyttning. Redan på sjuttio- och åttioalet anlades naturlika planteringar i parkområden, men på större ytor, som byggdes upp med tätt planterade småplantor. I Malmö stad har man ännu inte testat mikroskogar i hårdgjorda miljöer, såsom gator och refuger. Här har Malmö stad sett ett behov av mer "färdiga" resultat, så även om det anlagts flerskiktade skogslika planteringar i gatumiljö har det gjorts med stora kvaliteter. Stormwalther (2024) ser dock det som intressant att utforska mikroskogar i denna typ av miljöer. Placeringen måste då vara noga genomtänkt så att vegetationen inte skymmer sikten, men kan fungera bra på raksträckor (ibid.).

Mikroskogar skulle kunna användas i många olika situationer, beroende på vilket resultat som efterfrågas. Stormwalther (2024) anser att småplantor är bra att använda i mer utsatta situationer, till exempel där det är mycket vind- och solexponerat. Fördelen är att de tar sig snabbt och ger en volym som skyddar mot vind samtidigt som luftfuktigheten i beståndet ökar vilket skyddar mot torka. I exploateringsområden kan det vara ett bra sätt att få upp en robust vegetation, där stora kvaliteter kan få det tufft och stå och må dåligt. Vid urbanisering i närheten av naturområden tror Stormwalther (2024) att mikroskogar kan vara ett sätt att knyta an till den naturkänsla som redan finns, vilket kan ge en förståelse till varför man arbetar med den typen av planteringar. Mikroskogar kan också vara en bra metod att använda när projekt har en begränsad budget, då Stormwalther (2024) ser att det ger mycket resultat för lite pengar. Det tar några år extra innan vegetationen har kommit upp, men Stormwalther (2024) menar att den tiden många gånger finns (ibid.). Stormwalther (2024) tror dock att det kan vara svårt att anlägga en mikroskog i en park som redan används mycket då plantorna inte får vara ifred och slitaget hade gjort det svårt för planteringen att etablera sig.

Vid anläggning av mikroskogar är det viktigt att utgå från platsens förutsättningar och anpassa val av vegetation efter det (Stormwalther 2024). Många gånger anläggs mikroskogar på befintlig jord med tillförsel av kompost, men det finns också situationer där behov av att byta ut den befintliga jorden uppstått. Detta gjordes till exempel på Öresundslekplatsen, där en tät lerjord

ersattes med sandjord och på så sätt kunde växter som klarar klimatet vid kusten användas.

Malmö stad planterar oftast 1 planta/kvm, men det finns situationer där Stormwalther (2024) arbetat med buskar och buskträd och då satt dessa med ett planteringsavstånd på 80 centimeter, vilket anses som tätt. Vid plantering av mikroskogar används en mix av arter, där en viss del består av snabbväxande arter som fungerar som amträd och skyddar de mer långsamväxande arterna. Basen består av plantor i häckkvalitet, men det är väldigt olika vad som finns att tillgå på marknaden och en anpassning av artval kan behöva göras. Stormwalther (2024) lyfter att framför allt exotiska och exklusiva växter kan vara extra svårt att få tag på. I parkmiljöer används oftast häckplantor som en bas, där sedan några solitärträd i olika större kvaliteter kompletterar dessa (ibid.).

I Malmö stad har man alltid etableringsbevakning på mikroskogar de första tre åren, vilket ibland förlängs till fem år (Stormwalther 2024). Då det kan vara svårt att komma in och vattna när planteringen sluter sig används många gånger droppbevakning (ibid.).

Det är viktigt att få till en tät plantering snabbt när man anlägger mikroskogar så att man inte får in ogräs. På den öppna nyplanterade ytan sker en kapplöpning mellan ogräs och plantor och sätts plantorna för glest finns det en risk att ogräs tar sig in och kväver de små plantorna när mikroskogen är nyplanterad (Stormwalther 2024). För att hjälpa till att kväva ogräs använder

Malmö stad både barkflis, sand och 2-4 kross, beroende på vad som passar i den specifika miljön. I mer skogslika miljöer passar barkflis, medan sand kan passa nära havet. Trots att det planteras tätt och täckmaterial används kan ogräs leta sig in. Handrensning av ogräs används på mindre ytor, men efter ett par år kan det vara svårt att komma in och rensa. Förhoppningen är då att ogräset kvävs när det inte får solljus (ibid.).

I Malmö stad har man genom åren haft en del problem med vilt i de planteringar som satts med småplantor (Stormwalther 2024). Då gäller det att veta vilka arter som är attraktiva för vilt och inte ha för många av dem, och där lyfter Stormwalther (2024) alla arter inom Rosaceae-familjen. Alternativet är att inhägna mikroskogen i början, vilket man också arbetar med (ibid.).

Vilken gallring som görs och när beror på artsammansättningen (Stormwalther 2024). Av erfarenhet ser Stormwalther (2024) att det är bra att gallra tidigt för att ge resten av beståndet en möjlighet att ta sig och få en god utveckling. Utan gallring blir det väldigt tätt och kan upplevas som skräpigt. Stormwalther anser att mikroskogar generellt kräver en hög etableringsskötsel, framför allt de mikroskogar där människor rör sig, men att de i gengäld är billigare att anlägga. Där finns undantag av mikroskogar i periurbana områden där gallring inte gjorts, istället får plantorna konkurrera ut varandra. I Malmö stad görs planer för garantiskötseln men Stormwalther (2024) berättar att det ibland görs anpassningar efter hand. Det kan röra sig om att det växer fortare än förväntat och att skötselinsatserna då

behöver justeras. Skötsel på lång sikt handlar om att följa beståndet. Det kan vara problematiskt ur ett kommunalt perspektiv då olika avdelningar med skilda budgetar har hand om projekten under garantiskötseln och den senare skötseln. Det innebär att de som tar över driften inte alltid har följt beståndet och har inblick i de tidiga insatserna (ibid.).

I Malmö stad vill man gärna jobba med en diversitet av arter för att skapa resiliens mot klimat och sjukdomar (Stormwalther 2024). Artvalen anpassas till ståndortsförutsättningarna och aktuell forskning följs noggrant. Kommunen vill ha en bredd i genbanken för att trädbeståndet ska vara robust gentemot sjukdomar och klimatförändringar. Det innebär att man testar nya arter och sorter med några få individer för att sedan utvärdera resultatet. Vid val av växtmaterial menar Stormwalther (2024) att vi måste ställa oss frågan vad vi vill att vegetationen ska kunna leverera för tjänster på den specifika platsen? I stadsmiljö är det att träden ska bli stora och kunna ge skugga och då måste de kunna växa och få ett frodigt bladverk, vilket kräver att träden kan tolerera de växtförutsättningar som finns. I gatumiljöer behöver träden klara värme, torka och dålig vattentillgång under en längre tid, vilket gör att exoter behöver användas. I parker och grönområden där ståndortsförutsättningarna är annorlunda används mer inhemskt växtmaterial, medan det i naturområden i princip bara används inhemskt (ibid.).

Det kan var positivt att tillföra ett fältskikt i mikroskogar för att öka upplevelsevärdena, men

Stormwalthers (2024) erfarenhet är att det inte är så lätt att etablera. Då rötterna från den befintliga vegetationen tar upp nästan all yta under mark skapas en konkurrenssituation både ovan och under mark. För att lyckas med etableringen av ett fältskikt måste växtbädden byggas upp ytterligare med nytt substrat. Ett annat sätt att få in ett fältskikt kan vara att anlägga det i brynzonen där det sedan naturligt kan sprida sig inåt i planteringen. En annan problematik Stormwalther (2024) ser är kontiuiteten i projekten. Etableringen av ett fältskikt ligger 10-15 år framåt i tiden och då är oftast personen som arbetat i projektet fränkopplad, vilket gör att den ursprungliga intentionen inte alltid blir verkställd. I Malmö stad har nyligen en mikroskog anlagts där en ängsvegetation såtts in, som senare kommer skuggas ut när den vedartade vegetationen växer upp och skuggar ut fältskiktet. Detta ger ett successionstänk där fältskiktet ger upplevelsevärden och effekt tidigt för att sedan följas av en annan effekt när mikroskogen växer till sig (ibid.).

För att få allmänheten positivt inställd till mikroskogar menar Stormwalther (2024) att det kan vara bra att ge dem en tydlig inramning, till exempel komplettera med snygga kanter, belysning och möbler, så att mikroskogen inte upplevs ovårdad i förhållande till andra omkringliggande ytor. Då ser allmänheten att det är meningen att det ska vara så här, att mikroskogen är planerad. Stormwalther (2024) menar också att det är bra att använda mikroskogar i kombination med annat, som öar eller liknande, så att en plats inte bara består av mikroskog

på hela ytan. Kontakten med allmänheten är viktig och även om Malmö stad inte arbetat med informationsskyltar vid mikroskogar så lyfter Stormwalther (2024) att det är ett positivt sätt att visa att det finns en målbild för platsen och på så sätt få en acceptans av det som anläggs.

Det finns många funktioner som mikroskogar kan bidra med och generellt är det positivt att få in grönska i städerna (Stormwalther 2024). Mikroskogar bidrar till att kyla ner städer och minskar Urban heat island- effekten och generellt mår människor bra av grönskan. Däremot kan det vara svårt att få in många funktioner på en liten yta, och Stormwalther (2022) anser att det kan vara bättre att välja några funktioner som man vill att en mikroskog på en specifik plats ska leverera. Den mest uppenbara motsättningen som Stormwalther (2024) ser är att mikroskogar kan upplevas som otrygga i fall vegetationen är väldigt tät. Då kan man behöva anpassa uppbyggnaden och det kan krävas mer skötsel för att inte platsen ska upplevas otrygg. Att arbeta med anlagda gångar och sittplatser är också ett sätt att öka den upplevda tryggheten i en mikroskog. Det kan finnas ytor som inte är lämpliga för mikroskogar, till exempel där det krävs en genomsikt för att platsen ska upplevas trygg (ibid.).

För att en mikroskog ska upplevas som en skog menar Stormwalther (2024) att den behöver vara omslutande, och att det krävs en viss storlek för det. Samtidigt ser Stormwalther (2024) att den effekten kan fås genom att mikroskogen samspelar med andra planteringar, till exempel kan flera

rader av planteringar på en gata tillsammans bilda ett krontak att gå under. I Stormwalthers (2024) resonemang kan en mikroskog i en refug tillsammans med ett grönt torg bredvid dra nytta av varandra och tillsammans bilda en skog, även om de var för sig är för små för att skapa den upplevelsen.

3.3.3 Köpenhamns kommun

I Köpenhamns kommun har man anlagt mikroskogar i många skiftande miljöer, både i gatumiljö och i mer parkliknande miljöer (Christensen 2024). De minsta mikroskogarna som anlagts är på Landsdommervej, där två stycken på tolv respektive tjugo kvadratmeter anlagts. Christensen (2024) ser arbetet med mikroskogar som ett strategiskt arbete. Tidigare fanns det enbart solitära träd och trädader i gatumiljöer i Köpenhamns kommun. Trädgrupper i gatumiljöer ger andra upplevelser till invånarna och därför har ett strategiskt arbete gjorts för att få in dessa i stadsbilden och då har mikroskogar varit ett sätt att nå målet. Från politiskt håll har det efterfrågats planteringar som skiljer cyklister och gående från biltrafiken och gör att den upplevs längre bort. Det är alltså inte så att man efterfrågat mikroskogar från politiskt håll men Christensen (2024) har sett mikroskogar som ett sätt att uppnå det som efterfrågats politiskt. I Köpenhamn skiljs Miyawaki-skogar och mikroskogar åt, där Miyawaki-skogar ses som en metod som berör själva jordbearbetningen (Ellerbæk 2024). Metoden innebär att befintliga jordar berikas med kompost och mycorrhiza, och är en viktig del av processen. På platser där jorden

varit kompakterad och förstörd efter byggarbeten, vilket gjort det svårt att anlägga trädplanteringar på traditionellt sätt, har man utgått från den befintliga jorden och använt Miyawaki-metoden för att anlägga planteringar. Mikroskog använder man i Köpenhamns kommun som begrepp för små skogsplanteringar, vilka kan anläggas i många skiftande miljöer och byggas upp på olika sätt. Miyawaki-metoden skiljer sig inte från mikroskogar i övrigt när det kommer till vilka arter och artsammansättningar som används (ibid.).

När mikroskogar anläggs i gatumiljöer i Köpenhamns kommun används en lerblandad sandjord, eller sandjord med kompost (Christensen 2024). Även inblandning av pimpsten görs. Det viktigaste enligt Christensen (2024) är att jorden är väl-dränerad. Vid anläggning av en mikroskog är det också viktigt att plantera tätt och i Köpenhamn har man planterat ca 2-3 plantor/kvm, men oftast 3. I de flesta planteringar har man också använt sig av 1-3 huvudträdarter, vilket Christensen (2024) definierar som de träd som med tiden blir höga och utgör krontaket. Dessa kombineras med arter som kommer att befinna sig i det lägre trädskiktet och mellanskiktet. En kombination av både inhemskt och exotiskt växtmaterial används, beroende på platsens förutsättningar (ibid.). Hur man ser på artval, artsammansättning och planteringstäthet skiljer sig inte åt om det är en Miyawaki-skog eller en mikroskog (Ellerbæk 2024).

Bevattning görs den första växtsäsongen vid

nio tillfällen, därefter görs en utvärdering för att se om planteringen behöver vattnas längre (Christensen 2024). Det har resulterat i att det finns planteringar som fått bevattning i 3 år. Även rensning av ogräs görs. De mikroskogar som har anlagts i gatumiljö samlar mer skräp än vad det gör vid traditionella gatuträd, vilket gör att driften måste ha tätare intervaller för att det inte ska se skräpig ut i dessa planteringar (ibid.).

Christensen (2024) ser att det finns ett större behov av att inhägna mikroskogarna ju längre in i centrum av staden man befinner sig, då slitaget av människor ökar och gör att planterings ytterkanter slits hårdare. För att inte riskera att människor går igenom planteringarna när de är unga och känsliga används inhägnad tills planteringarna har nått ca 2 meter. Efter det är de så täta att de inte blir lika känsliga för eventuellt slitage (Christensen 2024).

I Köpenhamns kommun har man ingen förutbestämd plan för hur och när gallringen ska utföras (Christensen 2024). Istället utvärderar man planteringarna efterhand som de växer och utvecklas och arbetar efter det. Christensen (2024) lyfter att en mikroskog är ett dynamiskt system och det är mycket viktigt att förstå växterna och deras utveckling för att få ett gott resultat. Slutresultatet för mikroskogarna är inte alltid förutbestämt, utan kan komma att ändras med tiden. Målet kan vara att det ska upplevas som en skog, men det kan också sluta med fem stora träd på rad. Det kan också vara så att man i framtiden faller vissa träd för att kunna plantera in nya småplantor som bildar ett lägre skikt

igen. Med mikroskogar kan man inte bestämma på förhand exakt hur de utvecklas och hur det estetiska uttrycket blir. Då artrikedomen gör det till ett väldigt robust system, kan vissa arter falla bort, men det kommer alltid att finnas arter som klarar sig och kan fylla luckorna efter de som slås ut. Försvinner arter kan det också komma in andra arter i planteringen, vilket Christensen (2024) anser är okej och fungerar i en mikroskog. Artrikedomen ger en robusthet som är viktig för framtiden, med tanke på sjukdomar (ibid.).

Krontäckning är något som efterfrågas från politiskt håll i Köpenhamns kommun och Christensen (2024) ser mikroskogar som positivt då dessa ger en långt större krontäckningsgrad mycket snabbare än en traditionell gatuplantering med solitärträd ger. Två år efter en mikroskog planterats har man uppnått en krontäckning på hela ytan som mikroskogen täcker, vilket enligt Christensens (2024) erfarenhet dröjer längre med solitära träd. Christensen (2023) ser inte krontäckningen som målet eller anledningen till att plantera mikroskogar, utan en konsekvens av att anlägga mikroskogar. Mikroskogar bidrar också till många andra ekosystemtjänster, genom att få in mer träd i gaturummen bidrar de till exempel effektivt till att sänka temperaturen. Mikroskogarna har också en funktion i att skilja trafikanter åt genom att skapa en vegetationsridå i gaturummet, vilket är positivt (ibid.). Motsättningar kan uppstå när man arbetar med mikroskogar i gatumuljöer om vegetationen placeras för nära korsningar och då skymmer sikten och påverkar tryggheten negativt. Christensen understryker vikten av rätt placering

av mikroskogen i förhållande till biltrafik, gångtrafikanter och cyklisterna och att det är något som måste tas stor hänsyn till i planeringen för att det inte ska uppstå motsättningar.

Både Christensen (2024) och Ellerbæk (2024) menar att responsen på mikroskogarna varit mestadels positiv och att de uppskattas. De Miyawaki-skogar som anlades 2022 och 2023 har blivit väldigt uppskattade enligt Ellerbæk (2024). När folk ser nyplanterade mikroskogar kan de tas för buskplanteringar, innan man vet vad det ska bli, vilket i sig inte är ett problem (ibid.). De första åren efter att en mikroskog planterats dör alltid en viss del av individerna, vilket Christensen (2024) inte upplever som ett problem så länge det intill dem finns levande trädplantor. Om däremot stora grupper av träd dör så är det problematiskt då det kan upplevas som negativt med en alldeles för stor mängd döda träd.

Ellerbæk (2024) menar att mikroskogar kan användas på väldigt många och skiftande platser som ersättning för traditionella trädplanteringar. Det är enbart tradition och vår uppfattning om estetik som står i vägen för användandet. Men det behövs också en kunskap för hur man sköter och förvaltar denna typ av planteringar för att de ska utvecklas så som det är tänkt i planeringen och gestaltningen av dem, vilket Ellerbæk (2024) ser kan vara ett hinder för att använda dem.

Christensen (2024) är övertygad om att man kan göra en mikroskog på en så liten yta som 10 kvm, men resonerar också kring om det är

någon mening med en så liten plantering. Om mikroskogen ska uppfattas som någon form av skog så behöver den kanske vara 20 kvm. Om den är för liten så upplevs den inte längre som en skog. Christensen (2024) menar att man till slut kommer till en punkt när platsen är så liten att den inte längre kan rymma det som gör den till en skog, ett flerskiktat bestånd.

3.4 Fältstudie

I arbetets fältstudie presenteras åtta olika bestånd av mikroskogstyp i Öresundsregionen:

1. Landsdommervej, Köpenhamn - PL1 & PL2
2. Västra Berga, Helsingborg - Blomskogen
3. Mariastaden, Helsingborg - PL1
4. Iduns park, Malmö - Ek- och Hassellunden
5. Iduns park, Malmö - Lundmodellen
6. Klaksvigsgade, Köpenhamn
7. Västerskog, Alnarps Landskapslaboratorium - V14 Trolleholmsmodellen, gallrat
8. Västerskog, Alnarps Landskapslaboratorium - V14 Trolleholmsmodellen, ogallrat

Bestånden presenteras i åldersordning, från yngsta till äldsta bestånd och varierar från 14 kvm till 2500 kvm. Två bestånd i Västerskog, Alnarp, fyller inte arbetets definition av mikroskogar rent storleksmässigt, då de är större än 500 kvm. Däremot uppfylls arbetets övriga definitionsmässiga krav för en mikroskog och bestånden tas med i fältstudien för att ge kunskap om den dynamiska utvecklingen av äldre bestånd (30 år).

I samtliga bestånd beskrivs planteringsår, storlek, placering, ursprungligt planteringsavstånd och artsammansättning. Därutöver beskrivs det ursprungliga målet med planteringen, tidigare

skötselinsatser som har gjorts och planerade skötselinsatser, samt befintlig skiktning, höjd, ljusförhållande och rumslighet. Därefter görs en reflektion, med utrymme för övriga observationer och vidare analys av det som studerats. Bestånden artinventeras på plats och nuvarande artsammansättning jämförs med den ursprungliga. För tre av bestånden, Landsdommervej, Mariastaden och Västra Berga, redovisas även höjdtillväxt per säsong artvis.

3.4.1 Landsdommervej, Köpenhamn - PL1 & PL2

55°42'30"N 12°32'21"E

DATUM FÖR BESÖK

2024-02-29

PLANTERINGSÅR

2022, senhöst

STORLEK

34 kvm (PL1 20 kvm + PL2 14 kvm)

BAKGRUND

Mikroskogen är belägen i Köpenhamns nordvästra del, i en utpräglad urban innerstadsmiljö omgiven av hus och gator med enstaka gatuträd (se figur 8 & 9). Mikroskogen består av två mindre planteringar, placerade på en öppen hårdgjord yta i korsningen Landsdommervej/Tagensvej/Lygten, vilket ses i situationsplanen, figur 8. Mikroskogarna är tänkta att skapa ett skydd från biltrafiken för de människor som går och cyklar här (Christensen 2024). Vid plantering sattes ca 3,5 planter/kvm (ibid.). Fyra olika arter användes, med svarttall (*Pinus nigra*) som huvudträd (Köpenhamn 2022). Plantorna är planterade i block, med undantag för några fläder (*Sambucus nigra*) som är spridda i blocken av ambraträd (*Liquidambar styraciflua*), svarttall (*Pinus nigra*) och körsbärspplommon (*Prunus cerasifera*) (Christensen 2022). Plantorna är satta i FLL typ 1-substrat, ett substrat uppblandat med krossmaterial för god dränering (Christensen 2024). Planteringarna har hägnats in för att skyddas från slitage.

MÅL

Målet med planteringen är att bidra med rumsbildning till torgytan och avskärmning mot biltrafiken, i form av två gröna ridåer (Christensen 2024). Målet med planteringen är en ökad krontäckning och ökad valfrihet i artsammansättningen framöver (ibid.).

SKÖTSELINSATSER

Etableringsbevakning utfördes 9 gånger under den första växtsäsongen (Christensen 2024). Ogräsrensning har gjorts under första växtsäsongen. Behovet av gallring utvärderas efterhand och lämpliga insatser sätts in (ibid.).

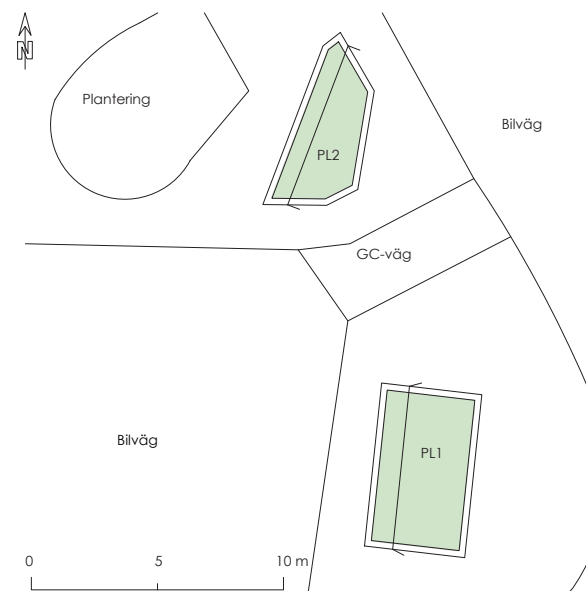


Fig 8: Situationsplan för PL 1 och PL 2 på Landsdommervej med placerade snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).

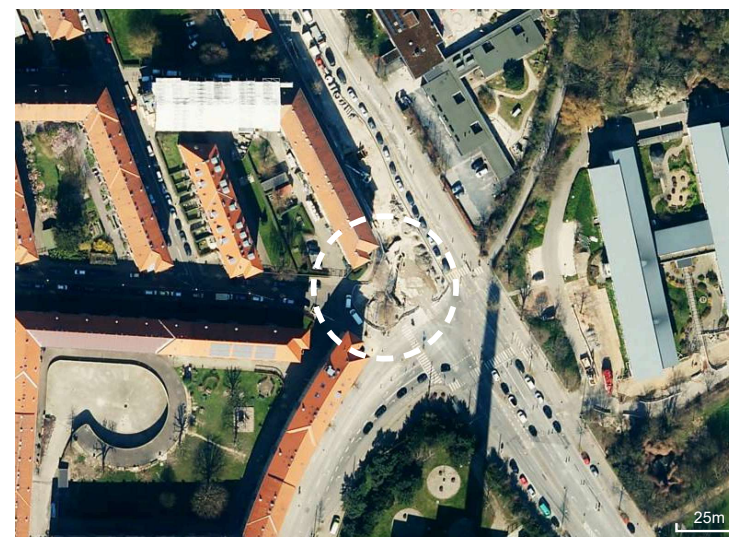


Fig 9: Ortofoto över platsen för PL 1 och PL 2 på Landsdommervej. Baskarta, raster © Eniro (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

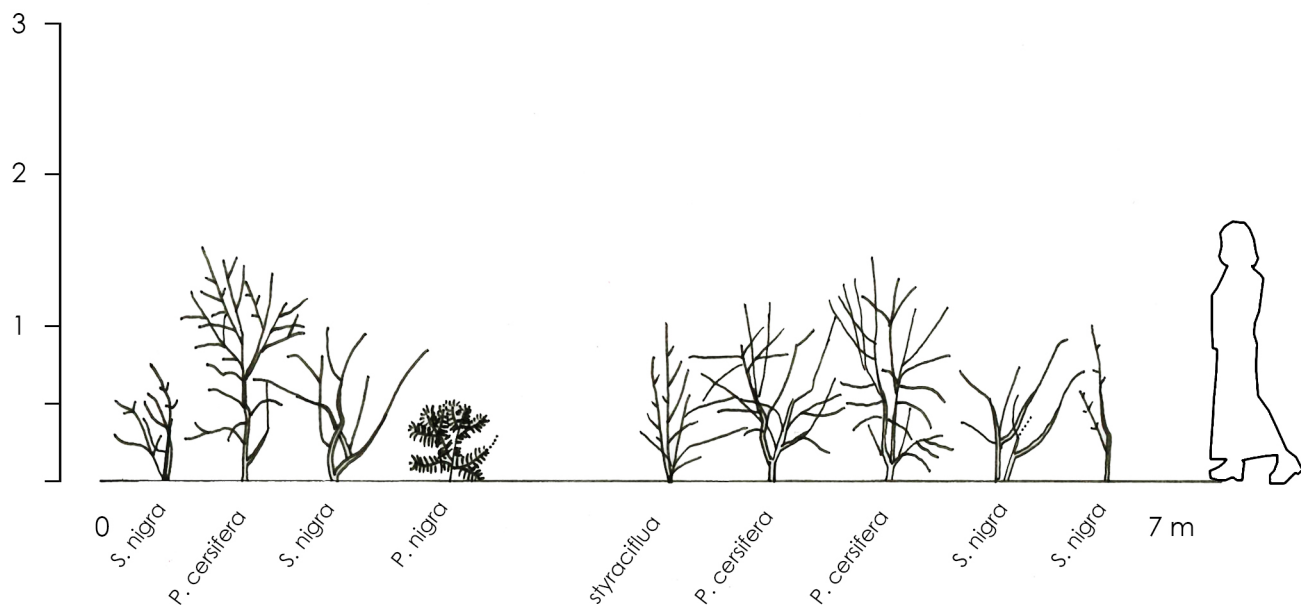


Fig 10: Profildiagram på PL 1 i skala 1:50 (Nessmar & Wetterup 2024).

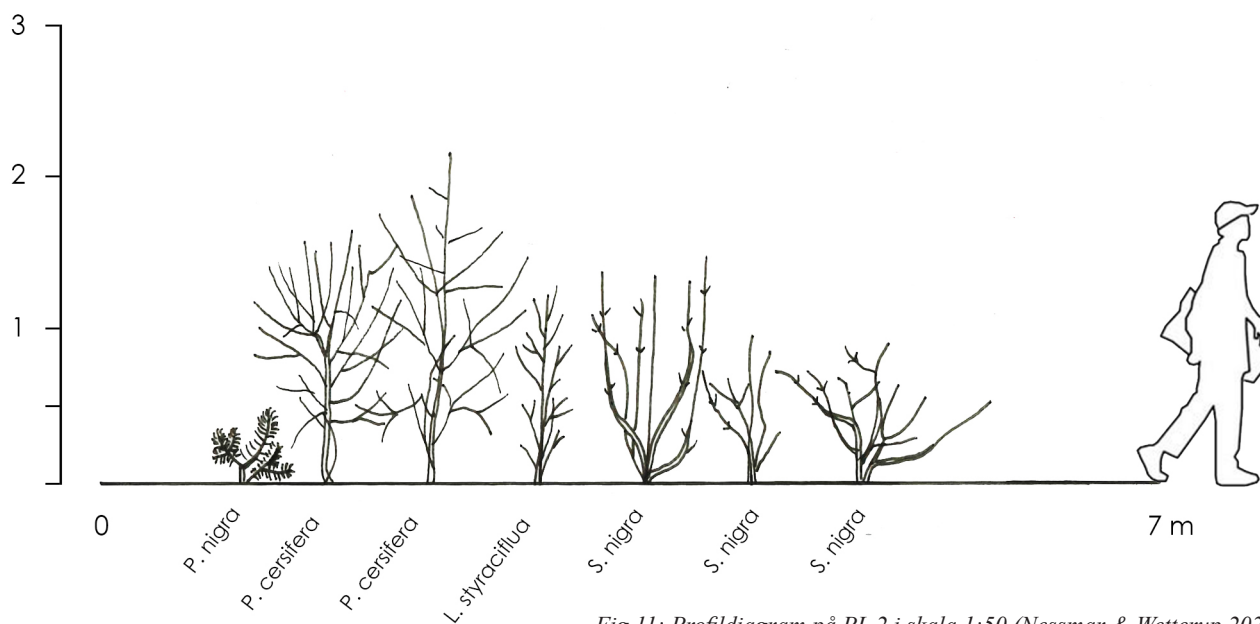


Fig 11: Profildiagram på PL 2 i skala 1:50 (Nessmar & Wetterup 2024).

BESTÅNDETS HÖJD: 1,5 - 2 meter

SKIKTNING

Enligt Gustavssons & Franssons (1991) modell för att beskriva ett bestånds visuella indelning går det, trots beståndets unga ålder, att urskilja två nivåer, ett trädskikt och ett buskskikt (se fig. 10 och 11). I trädskiktet finns körsbärsplommon (*Prunus cerasifera*), som har en snabbare tillväxt än de övriga arterna. Även ambraträdet (*Liquidambar styraciflua*) finns i detta skikt. Tall och fläder tillhör underväxten, men ett stort bortfall av svarttall (*Pinus nigra*) gör att det uppstår stora luckor i planteringarna, vilket kan ses i profildiagrammet för PL2 (se figur 11).

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Planteringarna är solexponerade större delen av dagen (se fig. 13-16). Ljusnedsläppet är relativt stort ner till markytan, än så länge är det framför allt körsbärsplommon som växt samman. Det finns ett stort ljusinsläpp i kantzonen och i de block där svarttall dött ut.

RUMSLIGHET

Mikroskogarna delar av den öppna platsen i olika delar, så att passerande inte kan gå rakt över platsen, vilket skänker en viss rumslighet. Den än så länge låga höjden på planteringarna sett till platsens stora skala gör att de fortfarande har en relativt låg rumsskapande effekt. Mikroskogarnas lilla skala gör att de även när de vuxit sig högre och tätare inte kommer ha någon rumslig inre interiör. De kommer istället ge en upplevelse sett utifrån och påverka rumsligheten i det stadsrum de ligger i.

REFLEKTIONER

Höjdinventeringen visar att körsbärsploμμon (*Prunus cerasifera*), men även ambraträd (*Liquidambar styraciflua*) har en god tillväxt (se figur 12), medan svarttall (*Pinus nigra*) och fläder (*Sambucus nigra*) har en betydligt lägre tillväxt. Alla arter, med undantag för svarttall, har en mycket god överlevnad (se tabell 1). Det stora bortfallet av svarttall har skapat luckor som, på grund av att svarttallen är planterad i block, blir väldigt tydliga och visar på nackdelen med blockplanteringar. Luckorna kommer så småningom att täckas av körsbärsploμμon och fläder och andelen buskarter kommer att vara hög i planteringen. Konsekvenserna på lång sikt när svarttallen har fallit bort är att det endast finns en trädart kvar i trädskiktet, vilket kan vara problematiskt när det kommer till skiktning i beståndet. En mikroskog med endast fyra arter gör planteringen mindre robust och känsligare för sjukdomar och bortfall, i relation till en mikroskog med en högre artsammansättning.

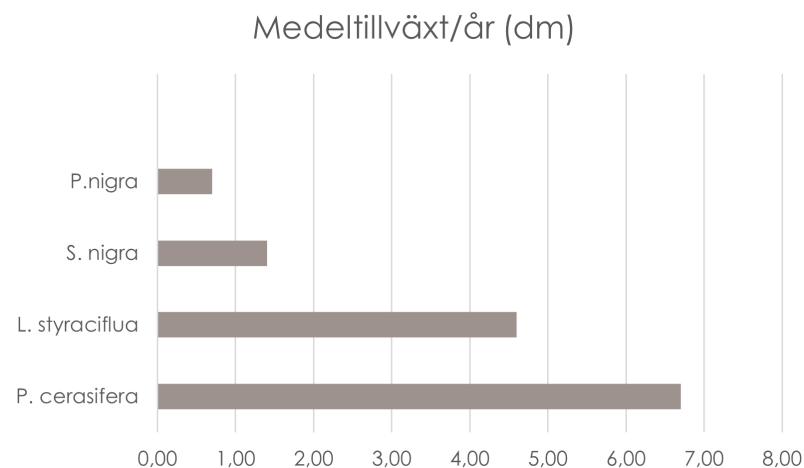


Fig 12: Stapeldiagram som visar medeltillväxten per år i decimeter. Se fullständiga latinska namn i tabell 1.

Tabell 1: Inventeringstabell för arter i PL 1 och PL 2 på Landsdommervej.

Artnamn	Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Pinus nigra</i>	☀️ 2/2 20-40	55st	48%	5st	7%	-91%
<i>Prunus cersifera</i>	☀️ 1/1 60-100	30st	26%	34st	47%	+13%
<i>Sambucus nigra</i>	☀️ 2/0 60-100	20st	17%	24st	34%	+20%
<i>Liquidambar styraciflua</i> 'Worplesdon'	☀️ Sol ungräd 6-8	10st	9%	9st	12%	-10%

☀️☁️☁️ Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.



Fig 13: Foto PL 1 2024-02-29 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 14: Foto PL 1 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 15: Foto PL 2 2024-02-29 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 16: Foto PL 2 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).

3.4.2 Västra Berga, Helsingborg - Blomskogen

56°04'15"N 12°42'25"E

DATUM FÖR BESÖK

2024-02-26

PLANTERINGSÅR

2021, november

STORLEK

189 kvm

BAKGRUND

Blomskogen är belägen på Västra Berga (se figur 18), ett bostadsområde anlagt på 60-talet, i Helsingborg. Här fanns tidigare stora oanvända gräsytor mellan husen och man såg en möjlighet att kunna skapa större rekreativområden med hjälp av mikroskogar (Halling 2024). Blomskogen är planerad för att öka de estetiska värdena med en rik blomning (ibid.) och ses både från de gång- och cykelvägar som går genom området och inifrån bostäderna. Blomskogen har anlagts som två separata planteringar, där fältstudien har undersökt den östra planteringen. I planteringen finns också en bevarad lind. Vid plantering sattes 2 plantor/kvm (Halling 2024). Mikroskogen anlades med en hög artsammansättning där alla arter är exoter (se tabell 2). Som amträad användes hybridlärk (*Larix x eurolepis*) (Helsingborgs stad u.å.b). Planteringen gjordes i befintlig jord med tillförsel av kompost (Halling 2024). Planteringen är inhägnad för att skydda mot skadedjur (ibid.).

MÅL

Målet med Blomsterskogen är en mångskiktad plantering där träden och buskarna kan få plats att breda ut sig (Helsingborgs stad u.å.c). Det ska finnas blommande arter i alla skikten tillsammans med en mindre andel barrträd (ibid.).

SKÖTSELINSATSER

Ingen bevattning vid etablering eller senare (Halling 2024). Ogräsrensning 2 ggr/växetsäsong (Helsingborgs stad u.å.b). Första gallringen är planerad 2024, då samtliga hybridlärkar (*Larix x eurolepis*) samt 70% av bergskörbär (*Prunus sargentii*) och tokyokörbär (*Prunus yedoensis*) ska gallras bort (ibid.).

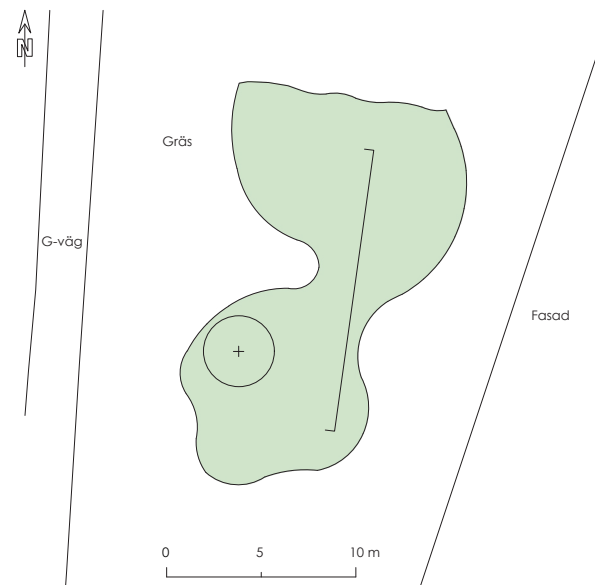


Fig 17: Situationsplan för Blomskogen i Västra Berga med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 18: Ortofoto över platsen för Blomskogen i Västra Berga. Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

BESTÅNDETS HÖJD: 2 - 2,5 meter

SKIKTNING

Trots planterings unga ålder visar profildiagrammet (se fig. 19) att det går att urskilja ett trädskikt och ett buskskikt/underväxt, enligt Gustavsson & Franssons (1991) modell för att beskriva ett bestånds visuella indelning. Hybridlärk (*Larix x eurolepis*) och kinesisk sekvoja (*Metasequoia glyptostroboides*) ligger båda överst i trädskiktet. Även körsbär (*Prunus spp.*) och tulpanträd (*Liriodendron tulipifera*) återfinns i detta skikt, strax under föregående arter. I buskskiktet finns flera buskarter, tillsammans med träd med lägre tillväxt. Exempel på dessa är kornell (*Cornus spp.*), olvon (*Viburnum spp.*), magnolia (*Magnolia spp.*) och kryptomeria (*Cryptomeria japonica*).

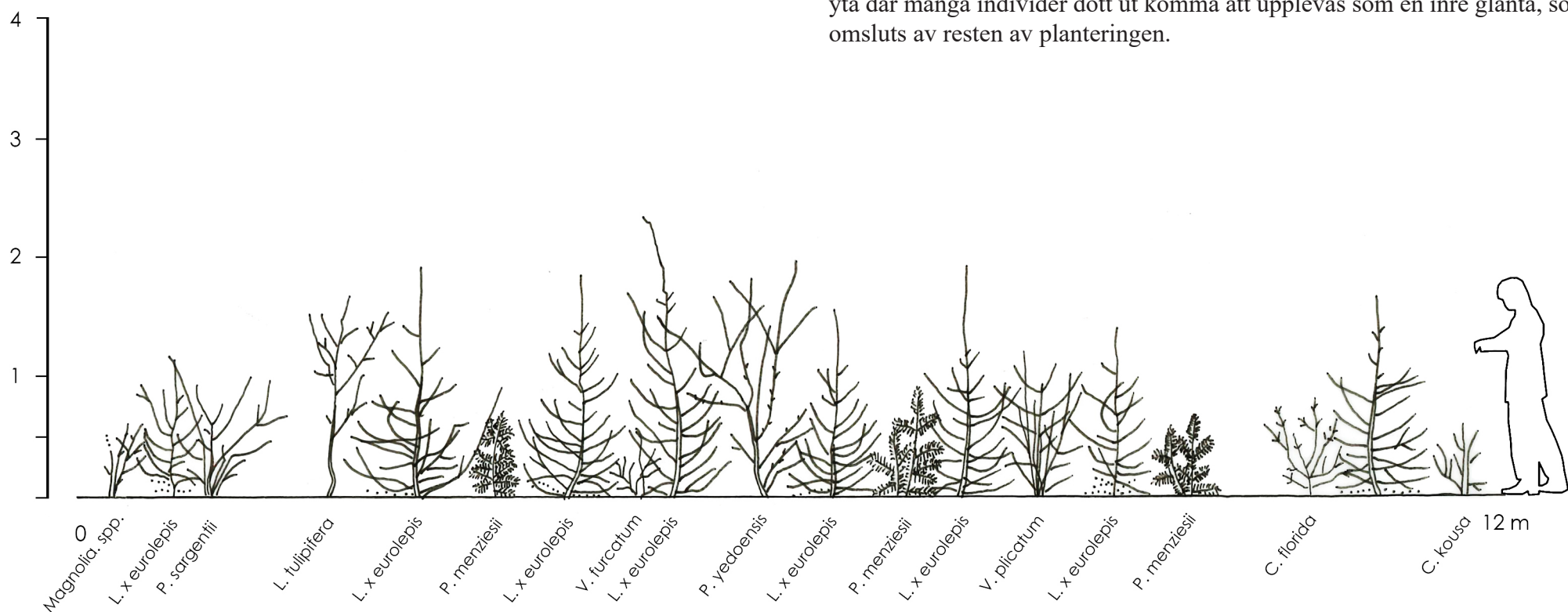


Fig 19: Profildiagram för Blomskogen i skala 1:50 (Nessmar & Wetterup 2024).

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Beståndet ligger relativt öppet med mycket solinsläpp men får en viss beskuggning från fasaden i öst (se fig. 21 & 22). Beståndets unga ålder och en större yta i planterings inre där många individer dött ut, gör att det på vissa ställen är relativt mycket ljusinsläpp, medan andra delar är mer slutna.

RUMSLIGHET

Mikroskogen bidrar till en rumsskapande effekt i det stora parkrummet, där den bryter av de stora gräsytona. I nuläget är den tydligt avskärmd med staket och trots dess ännu låga höjd skapar mikroskogen en stor kontrast mot den övriga ytan. Denna effekt kommer efterhand som mikroskogen ökar i höjd få stor påverkan på den rumsliga upplevelsen och skalan på platsen. Mikroskogen har en storlek som gör att den har potential att vistas i, där rumsligheter kan skapas. När träden får höjd och kronor kan till exempel den yta där många individer dött ut komma att upplevas som en inre glänta, som omsluts av resten av planteringen.

REFLEKTIONER

I det inre av planteringen finns en större yta där samtliga arter uppvisar en dålig utveckling, där en stor andel av individerna antingen har dött ut eller har en betydligt lägre tillväxt än i övriga planteringen. Resultatet visar inte på orsaken till detta, men skulle kunna bero på skillnader i markförhållanden och resurstillgångar.

I tabell 2. kan ses att det finns flera fall där det befintliga antalet av en art har ökat i relation till det ursprungliga antalet, såsom bergkörsbär, tokyokörsbär, sekvoja, hybridlärk och tulpanträd. Planteringen är så ung att en fröspridning ännu inte kan ha skett, vilket visar på en viss felmarginal mellan de planteringslistor som tillhandahållits och det som faktiskt planterats. På samma sätt kan ett färre antal planterats av en art än det som angetts i planteringslistorna. Detta gör att den förändring av artsammansättning och förändring inom arterna som redovisas kan ha en viss felmarginal. Förändringen inom dessa arter är därför svår att dra korrekta slutsatser kring. Trots detta ger den procentuella förändringen inom arten en idé om överlevadsgraden för övriga arter (se tabell 2). Där ses att alla individer av koreansk blomsterkornell (*Cornus kousa*) har försvunnit och amerikansk blomsterkornell (*Cornus florida*) har minskat med 84%. Bortfallet av *Cornus spp.* och *Magnolia spp.* kan bero på avsaknaden av etableringsbevattning, då dessa arter generellt är känsliga för torka (Sjöman & Slagstedt 2015b).

Höjdtillväxten i figur 20 visar att kinesisk sekvoja visar på en mer jämn och stabil tillväxt med en medeltillväxt på 6.9 dm, i förhållande

till hybridlärken som har en medeltillväxt på 5,1 dm. Hybridlärken har angetts som amträd i planteringen, men den kinesiska sekvojan visar här på en minst lika god funktion som amträd. Liknande resultat har observerats i Magnoliaskogen, Alnarp, där kinesisk sekvoja hade en medeltillväxt på 6.4 dm/år och hybridlärken en medeltillväxt på 5.8 dm/år (Andersson 2020). I Vindarnas park, Lund visade däremot hybridlärken en avsevärt högre tillväxt på 6.7 dm/år än kinesisk sekvoja som där hade en medeltillväxt på 3.7 dm/år (ibid.). Att arterna uppvisar olika god tillväxt kan vara ett utslag av olika ståndortsförutsättningar.

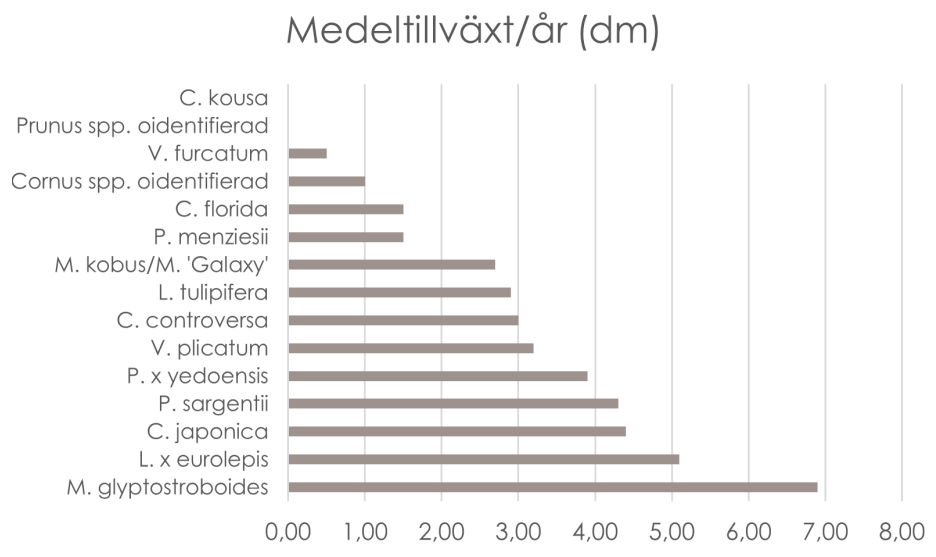


Fig 20: Stapeldiagram som visar medeltillväxten per år i decimeter. Se fullständiga latinska namn i tabell 2.

Tabell 2: Inventeringstabell för arter i Blomskogen, Västra Berga i Helsingborg.

Blomskogen

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Larix x eurolepis</i>	☀	50-60	187st	50%	192st	48%	+3%
<i>Liriodendron tulipifera</i>	☀	60-80	30st	8%	34st	8%	+13%
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	☁	30-60	29st	7%	27st	7%	-7%
<i>Prunus spp.*</i>		-	-	-	3st	>1%	-
<i>Prunus sargentii</i>	☀☁	60-80 co	25st	7%	34st	8%	+36%
<i>Cornus spp.**</i>		-	-	-	3st	>1%	-
<i>Cornus florida</i>	☁	30-40 C1	25st	7%	4st	>1%	-84%
<i>Metasequoia glyptostroboides</i>	☀☁	50-80 co	20st	4%	35st	8%	+75%
<i>Prunus x yedoensis</i>	☀☁	60-80 co	10st	3%	36st	9%	+260%
<i>Viburnum plicatum</i>	☀☁	30-40 co	10st	3%	10st	2%	+0
<i>Cryptomeria japonica</i>	☀☁	30-60	10st	3%	9st	2%	-10%
<i>Magnolia spp.***</i>		-	-	-	8st	2%	-
<i>Magnolia kobus</i>	☀☁	50-60 C3,5	10st	3%	-	-	-100%
<i>Magnolia 'Galaxy'</i>	☀☁	50-60 C5	6st	2%	-	-	-100%
<i>Cornus controversa</i>	☀☁	50-60 C3,5	5st	1%	4st	>1%	-20%
<i>Viburnum furcatum</i>	☀☁	30-40 co	5st	1%	4st	>1%	-20%
<i>Cornus kousa 'Milky Way'</i>	☀☁	50-60 C3,5	2st	>1%	-	-	-100%

*Vid inventering kunde ej art särskiljas. De inventeras som *Prunus spp.*

**Vid inventering kunde ej art särskiljas. De inventeras som *Cornus spp.*

***Vid inventering kunde ej art särskiljas. De inventeras som *Magnolia spp.*

☀☁☁ Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.



Fig 21: Foto Blomskogen 2024-02-26 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 22: Foto Blomskogen 2024-05-03 (Nessmar & Wetterup 2024).

3.4.3 Mariastaden, Helsingborg - PL1

56°04'59"N 12°41'56"E

DATUM FÖR BESÖK

2024-02-20

PLANTERINGSÅR

2020, november-december

STORLEK

154 kvm

BAKGRUND

Mikroskogen är belägen i Mariastaden, en stadsdel i Helsingborgs utkant. Den är en av sju mikroskogar som anlagts i öppna gräsytor, i ett grönstråk som ligger mellan två bostadsområden (Halling 2024). Mikroskogarna anlades som ett komplement till befintliga parkträd, för att skapa en rumslighet längs grönstråket med vegetation i flera nivåer (ibid.). PL1 ligger där grönstråket möter en kvartersgata (se figure 23, 24, 27 & 28).

Vid plantering sattes ca 4 plantor/kvm (Halling 2024). Då platsen ligger i utkanten av staden med närhet till naturområden användes enbart inhemska arter (se tabell 3). Inga amträd användes i artsammansättningen. Planteringen gjordes i befintlig jord med tillförsel av kompost (ibid.).

MÅL

Det övergripande målet för platsen är en eller flera skogsekar (*Quercus robur*) med ett buskskikt av skogsolvon (*Viburnum opulus*). I brynet finns sälj (*Salix caprea*) (Halling 2024).

SKÖTSELINSATSER

Ingen bevattning vid etablering eller senare (Halling 2024). Ogrärensning 2 ggr/växstsäsong (Helsingborgs stad u.å.a). Första gallringen är planerad till 2024, då samtliga skogsalmar (*Ulmus glabra*) och vresalmar (*Ulmus laevis*) ska gallras bort. Övriga arter ska gallras med 50%, förutom skogsolvon (*Viburnum opulus*) som sparas (ibid.).

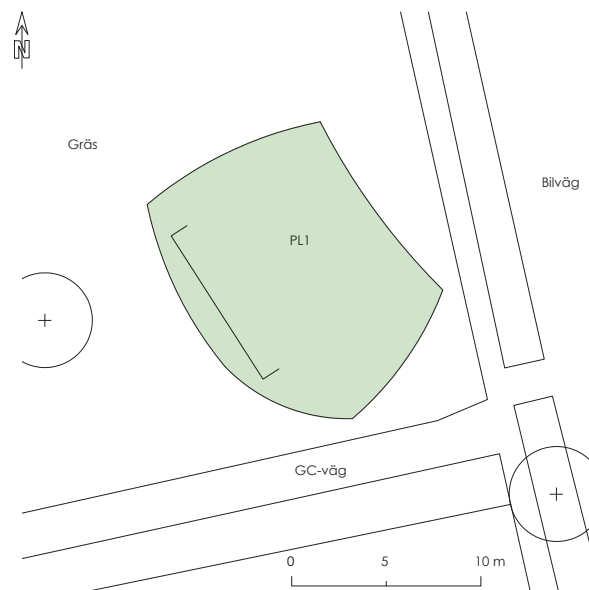


Fig 23: Situationsplan för PL 1 i Mariastaden med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 24: Ortofoto över platsen för PL 1 i Mariastaden. Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

BESTÅNDETS HÖJD: cirka 3,5 meter

SKIKTNING

Trots planteringsens unga ålder visar profildiagrammet (se figur 25) att det går att urskilja ett trädskikt och ett buskskikt/underväxt, enligt Gustavsson & Franssons (1991) modell för att beskriva ett bestånds visuella indelning. Skogsalm (*Ulmus glabra*), vresalm (*Ulmus laevis*), fågelbär (*Prunus avium*) och skogslönn (*Acer platanoides*) är arter som återfinns i trädskiktet. Framför allt almen har börjat breda ut sig och skapat ett skikt över underväxten av

buskarter, samt de mer långsamväxande ekarna (*Quercus spp.*) och avenboken (*Carpinus betulus*). I brynet dominerar sälgen (*Salix caprea*).

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Mikroskogen ligger öppet med solljus hela dagen. Beståndet är tätt och kronorna har slutit sig, så inget ljus når marken (se figur 27 % 28). Även brynet har slutit sig helt.

RUMSLIGHET

Mikroskogen delar av grönstråket så att det upplevs i "sekvenser", man ser inte hela platsen på en gång. Det ger också en rumslighet och ett skydd mot kvartersgatan. Tätheten i planteringen gör att den inte kan upplevas inifrån, som en interiör, men när den växer sig högre och gallras ur finns det potential till viss inre rumsbildning.



Figur 25: Profildiagram för PL 1, Mariastaden i skala 1:50 (Nessmar & Wetterup 2024).

REFLEKTIONER

I artsammansättningen anges ingen art som amträäd, men i praktiken får skogsalmen och vresalmen med sin snabba tillväxt både på höjden och bredden funktionen som amträäd.

Tabell 3 visar att skogslönn och skogsolvon har ökat 26% inom arten, och skogsalm och vresalm har ökat 10% inom arten vilket, precis som i Blomskog, förmodligen beror på att det finns en viss felmarginal mellan de planteringslistor som tillhandahållits och det som faktiskt planterats. Därför går det inte att dra en slutsats om just de arternas utveckling. Den procentuella förändringen inom arten visar ändå på bortfall, där skogsek och bergsek speciellt utmärker sig. Detta kan ses som en förväntad utveckling, då eken kräver mycket solljus för en god utveckling (Almgren et al. 2003; Sjöman et al. 2015), vilket saknas i en så tät plantering.

Höjdinventeringen (se figur 26) visar att sälgen, som är planterad i brynet tillsammans med oxeln (*Sorbus intermedia*) har en mycket högre höjdtillväxt än oxeln, och i fält ses också att sälgen har brett ut sig mycket. Oxeln har också ett högt bortfall på 50%, vilket kan förklaras av att det är ett ljusföredragande träd med en relativt långsam tillväxt (Sjöman & Slagstedt 2015b), som i samplantering med den snabbväxande sälgen har relativt svårt att konkurrera om utrymmet.

Planteringen består av inhemska arter, anpassade för ståndorten, vilket kan vara en anledning till att många arter har en relativt god utveckling

trots låg etableringsskötsel och avsaknad av bevattning. Den breda artsammansättningen gör planteringen robust och i framtiden finns det potential för en flerskiktad plantering, då det finns en spridning av arter med olika skiktillhörighet. Storleken på planteringen gör att det i framtiden kan bildas en inre interiör under kronorna. Dessutom kommer denna planteringen tillsammans med planteringen intill, anlagd med samma princip samma år (Halling 2024), att bidra med rumsbildande funktioner på den öppna gräsyten.

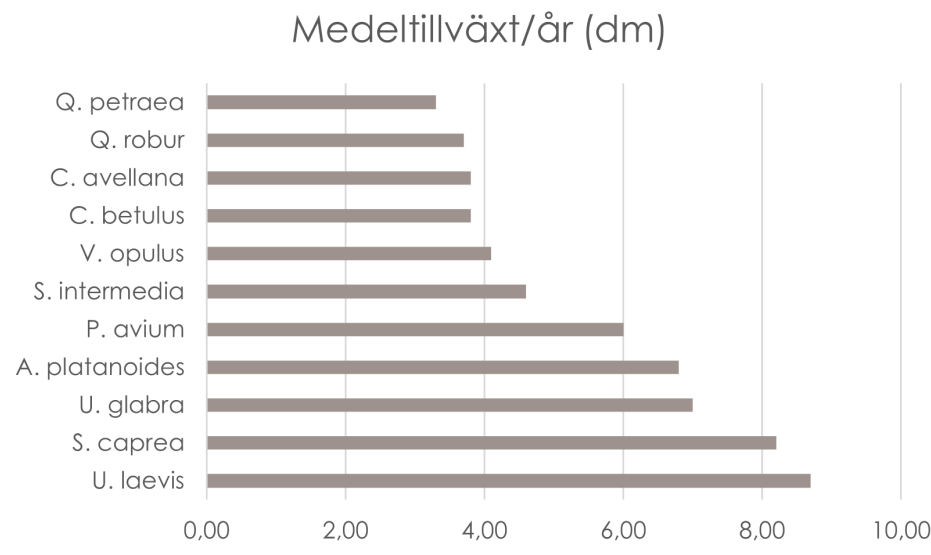


Fig 26: Stapeldiagram som visar medeltillväxten per år i decimeter. Se fullständiga latinska namn i tabell 3.

Tabell 3: Inventeringstabell för arter i PL 1, Mariastaden i Helsingborg.

PL1

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Quercus robur</i>	☀	50-80	180st	31%	45st	16%	-75%
<i>Quercus petraea</i>	☀	50-80	180st	31%	49st	16%	-73%
<i>Prunus avium</i>	☁☀	30-50	60st	9%	30st	10%	-50%
<i>Corylus avellana</i>	☁	30-50	40st	8%	33st	11%	-18%
<i>Viburnum opulus</i>	☀☁	30-50	30st	5%	38st	13%	+26%
<i>Acer platanooides</i>	☀☁	30-50	30st	5%	38st	13%	+26%
<i>Carpinus betulus</i>	☁	30-50	30st	5%	20st	7%	-33%
<i>Ulmus glabra</i>	☁	50-80	20st	3%	22st	7%	+10%
<i>Ulmus laevis</i>	☁	50-80	20st	3%	22st	7%	+10%
Brynväxter							
<i>Sorbus intermedia</i>	☀	30-50	30st	60%	15st	44%	-50%
<i>Salix caprea</i>	☀	50-80	20st	40%	19st	56%	-5%

☀☁☁ Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.



Fig 27: Foto PL 1 2024-02-20 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 28: Foto PL 1 2024-05-03 (Nessmar & Wetterup 2024).

3.4.4 Iduns park, Malmö - Ek- och Hassellunden

55°33'29"N 12°58'50"E

DATUM FÖR BESÖK

2024-19-02

PLANTERINGSÅR: Höst/vinter 2016 samt tidig vår 2017.

STORLEK: Veg 1: 58 kvm. Veg 2: 66 kvm. Veg 3: 137 kvm.

BAKGRUND

Iduns park är belägen i Hyllie, strax söder om Hyllievångskolan (se figur 30). Parkens södra sida ramar in av åtta olika biotoper inspirerade av skånska växtmiljöer, däribland Ek- och hassellunden (Malmö stad 2014). Biotoperna har en viktig roll som pedagogiska verktyg samtidigt som de bidrar till en hög artdiversitet. Kommunens mål var att skapa tåliga och slitstarka planteringar med naturlig karaktär. Planteringarna skulle gå att använda tidigt och vara intresseväckande redan vid etableringen (ibid.).

Ek- och Hassellunden består av fyra delar, där arbetet undersöker tre av dem; veg.1, veg.2 och veg.3, vilka skiljs åt av anlagda stigar (se figur 29). Planteringarna anlades till största del med små häckplantor, vilka fungerade som amträdsvegetation, tillsammans med ett fåtal större individer (Stormwalther 2024). De större individerna har i det tidiga skedet gett planteringen en struktur innan de små kvaliteterna hade växt upp. Planteringen gjordes med ca 1 planta/kvm. Befintlig jord användes (klass 10 åkermark) uppblandad med kompost (ibid.). Artsammansättningen består enbart av inhemska arter (Malmö stad 2015a), vilka kan ses i tabell 4.

MÅL

Målet är en lund med stora hasselbuketter tillsammans med grova ekar, som upplevs relativt ljus på våren för att senare på sommaren få ett mer slutet krontak (Malmö stad 2014).



Fig 29: Situationsplan för Ek- och Hassellunden i Iduns park med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 30: Ortofoto över platsen för Ek- och Hassellunden i Iduns park. Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

SKÖTSELINSATSER

Bevatning med droppslang de första 3 växtsäsongerna och ogräsrensning fram tills krontaket slutit sig (Stormwalther 2024).

Gallring genomfördes av studenter från SLU, Alnarp våren 2023, där skogseken (*Quercus robur*) generellt gynnades och björken (*Betula pendula*) reducerades (Niemi et al. 2023). Kronorna lyftes på en del träd, medan brynen behölls tätare. Flerstammiga träd, buskar och grupperingar gynnades. Fokus på att bevara en artdiversitet. I "veg 1" gynnades fågelbär (*Prunus avium*) och en del hassel (*Corylus*

avellana) gallrades bort. I "veg. 3" sparades fler björkar (*Betula pendula*) för att ge ett ljusare intryck (ibid.).

BESTÅNDETS HÖJD: cirka 8,5 m

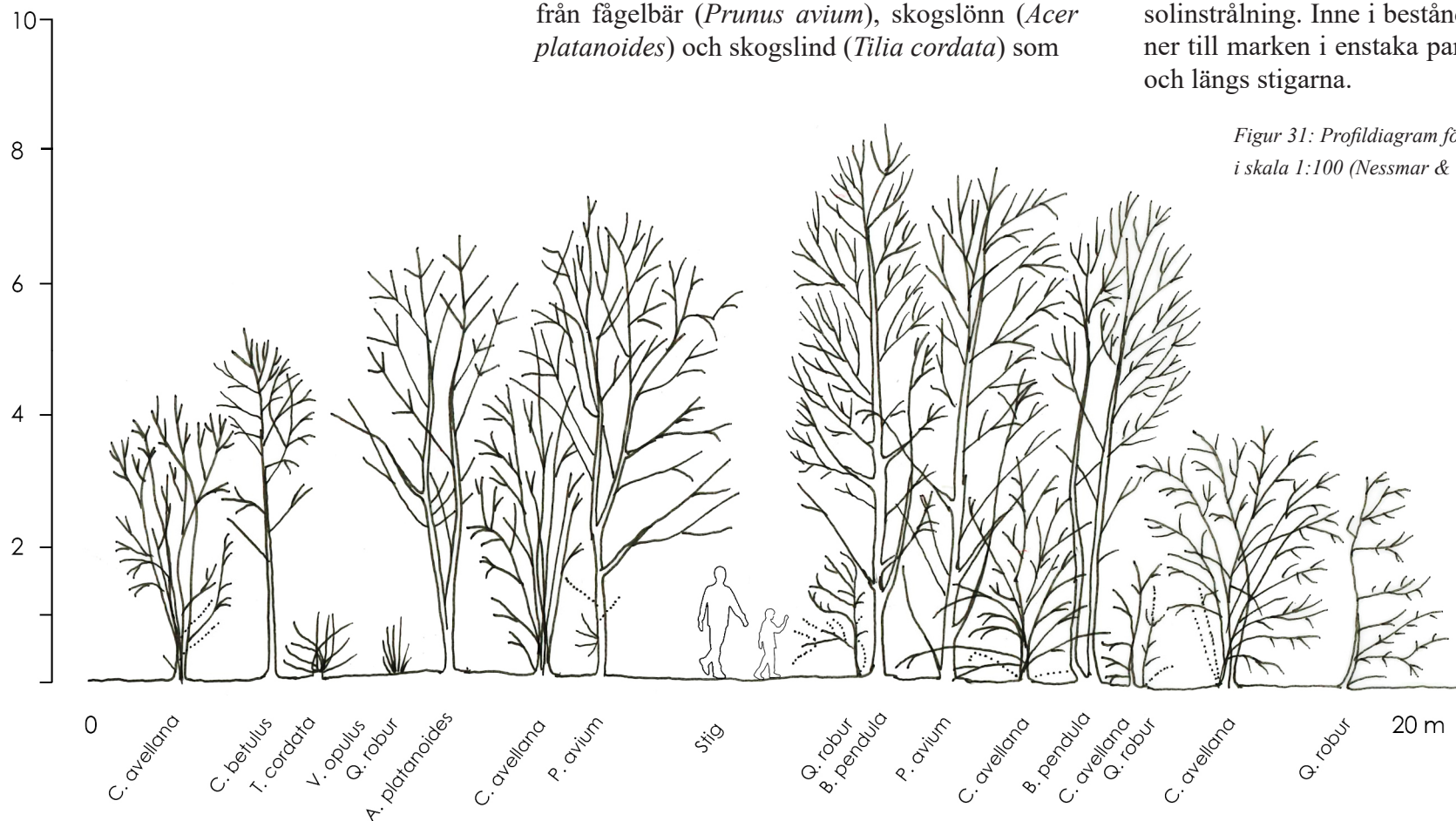
SKIKTNING

I profildiagrammet (se figur 31) ses att ett treskiktat bestånd med svagt utvecklat buskskikt (6.1), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2) har utvecklats. I trädskiktet är björken (*Betula pendula*) högst, men ännu inte tydligt separerad från fågelbär (*Prunus avium*), skogslönn (*Acer platanoides*) och skogslind (*Tilia cordata*) som

ligger strax under. Mellanskiktet består av hassel (*Corylus avellana*) och enstaka skogsekar (*Quercus robur*) samt avenbok (*Carpinus betulus*). I buskskiktet finns skogsolvon (*Viburnum opulus*) och många svagt utvecklade ekar. I brynzonen, framförallt i söder, finns däremot några individer av ek som växt till 2-3 meter.

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Beståndet är öppet mot väster och norr, medan det gränsar till andra skogsbestånd i öster och söder. Detta gör att beståndet skyddas från stark solinstrålning. Inne i beståndet når ljuset endast ner till marken i enstaka partier, samt i kanterna och längs stigarna.



Figur 31: Profildiagram för Ek- och Hassellunden i skala 1:100 (Nessmar & Wetterup 2024).

RUMSLIGHET

Ek- och Hassellunden är stor nog att vistas i och har anlagda gångar som skiljer planteringarna åt. Krontaket och de olika skikten av vegetation ger en tydlig upplevelse av att befinna sig inne i en skogsmiljö. Storleken och formen på de tre planteringarna i ek- och hassellunden gör att varje del för sig får en inre rumslighet. De tre planteringarna samspelar med varandra, och har en tydlig rumslig relation. Dock är det tydligt att varje plantering har tillräckligt mycket yta och volym för att var för sig ge en känsla av att vara omsluten av skogen, med tak och väggar. Det är tydligt att denna plantering, med en samlad och homogen form, skapar goda möjligheter att omslutas av skogen.

REFLEKTIONER

Ek- och Hassellunden har generellt en god artdiversitet och utveckling. Förändringen i artfördelning, som ses i tabell 4, kan härledas

till de gallringsinsatser som har gjorts, där till exempel björk (*Betula pendula*) som amträd har minskat kraftigt. Ökningen av fågelbär (*Prunus avium*) kan, precis som i övriga mikroskogar i fältstudien, bero på felmarginaler mellan växtlistor och vad som faktiskt planterats.

Ekarna (*Quercus robur*) i beståndet utmärker sig för att vara väldigt små, och har också ett relativt högt bortfall (se tabell 4). Det är tydligt, precis som i andra mikroskogar i fältstudien, att eken har svårt att hävda sig bland mer snabbväxande arter. Detta kan bero på att eken är en semi-pionjär art med relativt långsam tillväxt i början (Almgren et al. 2003). De behöver mer ljus än de utpräglade sekundärarterna men kräver, likt en pionjärart, mycket solexponering för att kunna växa (ibid.). Dessa faktorer gör att eken i Iduns park har en bättre utveckling i brynzonen där den exponeras för ljus. Hade en gallring av de mer snabbväxande arterna gjorts tidigare hade det

kunnat bidra till en bättre utveckling av eken i hela beståndet.

Målet med gallringen har varit tätare bryn, lyfta kronor och gruppering av individer, vilket kan ses i profildiagrammet (figur 31). Den tidiga skiktning som börjat ta form, med trädkikt, mellanskikt och buskskikt, kan vara en konsekvens av den gallring som har gjorts.

Nu när bestånden har blivit äldre har de individer som sattes i häckkvalitet vuxit ifatt i höjd med de få träd som är satta i större solitära kvaliteter. Dock går det fortfarande att se skillnad på habitus, där plantor satta i solitärkvalitet utmärker sig genom en homogen krona, karaktäristiskt för solitär- och parkträd, och grövre stam. Övriga plantor har fått konkurrera om utrymmet och dess kronor har formats efter de individer som växer intill.



Fig 32: Foto Ek- och Hassellunden 2024-02-19 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 33: Foto Ek- och Hassellunden 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).

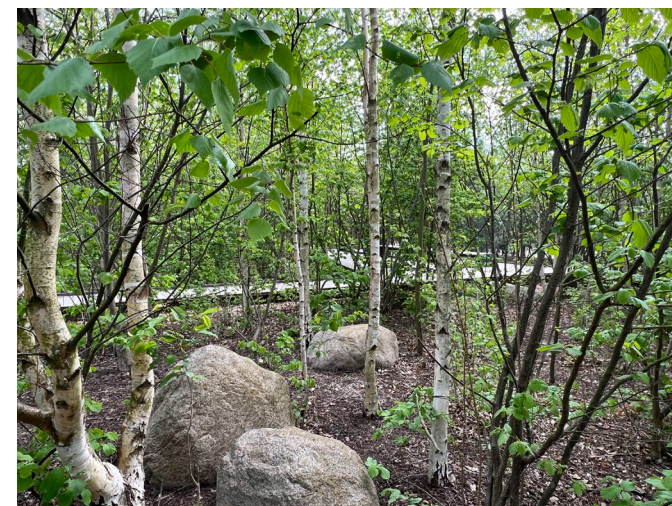


Fig 34: Foto interiör Ek- och Hassellunden 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).

Tabell 4: Inventeringstabell för arter i Veg 1, Veg 2 & Veg 3, Ek- och Hassellunden i Iduns park.

Veg 1

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Betula pendula</i>		60-100*	18st	27%	2st	5%	-89%
<i>Quercus robur</i>		50-80**	18st	27%	12st	24%	-33%
<i>Prunus avium</i>		50-80	15st	23%	21st	43%	+40%
<i>Corylus avellana</i>		50-80	11st	16%	9st	18%	-18%
<i>Viburnum opulus</i>		50-80	2st	3%	2st	4%	+0
<i>Acer platanoides</i>		50-80	1st	2%	1st	2%	+0
<i>Sorbus aucuparia</i>		50-80	1st	2%	1st	2%	+0
<i>Fraxinus excelsior</i>		-	-	-	1st	2%	-

* Undantag för 1 st *Betula pendula* som är satt i sol 4x 20-25

** Undantag för 1 st *Quercus robur* som är satt i ungräd 2x kl 250-300

Veg 2

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Betula pendula</i>		60-100	21st	31%	7st	18%	-66%
<i>Quercus robur</i>		50-80*	22st	31%	13st	30%	-33%
<i>Corylus avellana</i>		50-80**	18st	26%	13st	30%	-28%
<i>Prunus avium</i>		50-80	3st	6%	3st	7%	+0
<i>Acer platanoides</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Sorbus aucuparia</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Tilia cordata</i>		50-80	1st	1%	3st	7%	+200%
<i>Carpinus betulus</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Malus sylvestris</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Viburnum opulus</i>		50-80	1st	1%	-	-	-100%

* Undantag för 1 st *Quercus robur* som är satt i sol 4x kl 20-25

** Undantag för 1 st *Corylus avellana* som är satt i sol 4x kl 300-350

Veg 3

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Quercus robur</i>		50-80*	43st	30%	13st	16%	-70%
<i>Betula pendula</i>		60-100	41st	28%	11st	14%	-73%
<i>Corylus avellana</i>		50-80**	37st	26%	36st	44%	-3%
<i>Prunus avium</i>		50-80	6st	4%	7st	9%	+17%
<i>Acer platanoides</i>		50-80	3st	2%	1st	1%	-67%
<i>Carpinus betulus</i>		50-80	3st	2%	3st	4%	+0
<i>Malus sylvestris</i>		50-80	3st	2%	2st	2%	-33%
<i>Viburnum opulus</i>		50-80	3st	2%	3st	4%	+0
<i>Sorbus aucuparia</i>		50-80	3st	2%	2st	2%	-33%
<i>Tilia cordata</i>		50-80	3st	2%	3st	4%	+0

* Undantag för 2 st *Quercus robur* som är satt i sol 4x kl 20-25

** Undantag för 3 st *Corylus avellana* som är satt i sol 4x kl 300-350

Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.

3.4.5 Iduns park, Malmö - Lundmodellen

55°33'30"N 12°58'52"E

DATUM FÖR BESÖK

2024-19-02

PLANTERINGSÅR: Höst/vinter 2016 samt tidig vår 2017.

STORLEK: Veg 6: 148 kvm. Veg 7: 99 kvm.

BAKGRUND

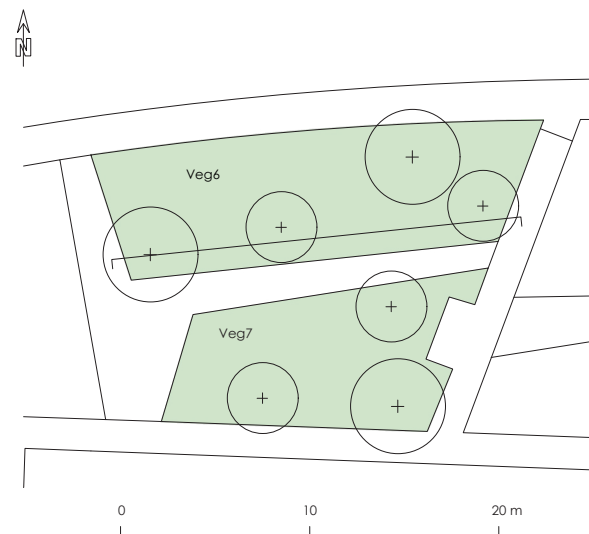
Lundmodellen är en annan av de biotoper som anlagts i Iduns park. Den består av tre delar, där arbetet undersöker två av dem; veg.6 och veg.7, vilka skiljs åt av en anlagd stig. Planteringarna anlades till största del med små häckplantor, tillsammans med ett fåtal större individer (Malmö stad 2015a; Malmö stad 2015b). De större individerna har i det initiala skedet gett planteringen en struktur innan de små kvaliteterna växt upp (Stormwalther 2024). Planteringen gjordes med ca 1 planta/kvm. Befintlig jord användes (klass 10 åkermark) uppblandad med kompost (ibid.). Artsammansättningen, som kan ses i tabell 5, består enbart av inhemska arter med en stor artdiversitet med arter hemmahörande i alla träd- och buskskikten (Malmö stad 2015b).

MÅL

Lunden ska domineras av stamträd såsom skogslönn, fågelbär, vårtbjörk, skogslind och skogsek (Malmö stad 2014). Målet är träd med stora kronor och grova stammar. Förhoppningen är att ett stort antal fåglar ska trivas här (ibid.).

SKÖTSELINSATSER

Bevattning med droppslang de första 3 växtsäsongerna och ogräsrensning fram tills krontaket slutit sig (Stormwalther 2024). Gallring genomfördes av studenter från SLU, Alnarp våren 2023 (Skans Mächs et al. 2023). Gallringen syftade till att få en bred artdiversitet och de arter som fanns i färre antal sparades. Gallringen gynnade också flerstammiga och unika individer. Grenar som växte under 1 meter på träd togs bort för att ge bättre möjlighet för lek. Gallringen syftade till att skapa rum inne i mikroskogen (ibid.).



Figur 35: Situationsplan för Lundmodellen i Iduns park med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).



Figur 36: Ortofoto över platsen för Lundmodellen i Iduns park. Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

BESTÅNDETS HÖJD: cirka 8,5 meter

SKIKTNING

I profildiagrammet (se figur 37) ses att ett tvåskiktat bestånd med underväxt/mellanskikt av främst trädarter (4.2/5.2), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2) har utvecklats. Det finns en stor diversitet i trädskiktet, där björk (*Betula pendula*) och en stor skogsek (*Quercus robur*) är ytterligare lite högre än övriga individer av asp (*Populus tremula*), hägg (*Prunus padus*),

fågelbär (*Prunus avium*) och skogslönn (*Acer platanoides*). Skogslönn är generellt smalare och inte lika förgrenad som övriga arter. Många av trädarterna har grenar långt ner, vilket gör skiktningen relativt otydlig. Hägg återfinns även längre ner i underväxten tillsammans med bok (*Fagus sylvatica*), skogsek, skogsolvon (*Viburnum opulus*) och hassel (*Corylus avellana*). Lägst i underväxten återfinns hassel och måbär (*Ribes alpinum*). Beståndet har fortfarande en juvenil karaktär där många individer växt på höjden med långa årsskott och svag förgrening.

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Beståndet är öppet mot norr, men gränsar i övrigt till andra mikroskogar, vilka skiljs åt av anlagda stigar. Beståndet upplevs relativt ljust och framför allt vid stigarna når ljuset in i beståndet (se figur 38 & 39).

RUMSLIGHET

Lunden är stor nog för att det ska skapas en inre interiör och rumslighet, vilket förstärks av den anlagda gången mellan planteringarna. Höjden på kronorna förstärker upplevelsen att vistas i en skog. De olika planteringarna har en form och storlek som gör att de var för sig har en inre rumslighet trots sin unga ålder.

Figur 37: Profildiagram för Lundmodellen i skala 1:100 (Nessmar & Wetterup 2024).



REFLEKTIONER

Lundmodellen har en mycket bred artdiversitet men den skiljer sig från Ek- och Hassellunden, då den ännu inte har en lika tydlig skiktning. Vid uppstamning av träd har endast grenar under en meter tagits bort, vilket har skapat en yvig karaktär. Detta synliggörs i profildiagrammet (se figur 37) där trädens låga grensättning blandar sig med individerna i buskskiktet. Detta har också gjort att många individer har långa årsskott men i övrigt svag förgrening. Karaktären som skapas är ännu juvenil i uttrycket. Beståndet har, beroende på den stora artdiversiteten och den svaga skiktningen, fortfarande många möjliga utfall gällande skiktningens utveckling på lång sikt.

De mest dominanta arterna i beståndet enligt inventeringsdata (se tabell 5) är skogslönn, fågelbär, björk, ek och hassel. Däremot upplevs fågelbär som mest dominant i beståndet sett till dess kronutbredning och tillväxt. Björkens antal i beståndet har minskat kraftigt, vilket kan vara en följd av att gallringen syftade till att få en bred artdiversitet och att björken, som fanns i stort antal, då var den art som reducerades mest.

Eken (*Quercus robur*), som inte finns med i sektionen för profildiagrammet, har i likhet med ekarna i ek- och hassellunden en sämre utveckling, både sett till överlevnad (se tabell 5) och till dess höjd. Trots ett relativt gott ljusinsläpp från beståndets bryn skulle eken, även här, få

bättre förutsättningar genom att gallras fram i luckor och även gynnats av tidigare gallring.

I likhet med Ek- och Hassellunden har många av de individer som sattes i häckkvalitet vuxit ifatt i höjd med de få träd som sattes i större solitära kvaliteter. I profildiagrammet (se figur 37) ses en skogsek längst till vänster, satt i solitärkvalitet, vars habitus med en mer samlad krona med tätare grenverk skiljer sig från övriga individer satta i häckkvalitet.



Fig 38: Foto Lundmodellen 2024-02-23 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 39: Foto Lundmodellen 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).

Tabell 5: Inventeringstabell för arter i Veg 6 & Veg 7, Lundmodellen i Iduns park.

Veg 6

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Acer platanoides</i>		50-80	21st	15%	15st	16%	-29%
<i>Prunus avium</i>		50-80	21st	15%	17st	18%	-19%
<i>Corylus avellana</i>		50-80	21st	15%	19st	20%	-10%
<i>Betula pendula</i>		60-100*	16st	11%	6st	6%	-63%
<i>Tilia cordata</i>		50-80**	16st	11%	8st	9%	-50%
<i>Prunus padus</i>		50-80	15st	10%	12st	12%	-20%
<i>Quercus robur</i>		50-80	15st	10%	5st	5%	-67%
<i>Fagus sylvatica</i>		50-80***	4st	3%	3st	3%	-25%
<i>Crataegus monpogyna</i>		50-80	3st	2%	3st	3%	+0
<i>Malus sylvestris</i>		50-80	3st	2%	-	-	-100%
<i>Populus tremula</i>		80-100	3st	2%	3st	3%	+0
<i>Ribes alpinum</i>		50-80	3st	2%	2st	2%	-33%
<i>Viburnum opulus</i>		50-80	3st	2%	3st	3%	+0

* Undantag för 1 st *Betula pendula* som är satt i co 3x kl 250-300

** Undantag för 1 st *Tilia cordata* som är satt i sol 4x kl 20-25

*** Undantag för 1 st *Fagus sylvatica* som är satt i sol 5x kl 25-30

Veg 7

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning		Procentuell förändring inom art
<i>Betula pendula</i>		60-100	21st	31%	7st	18%	-66%
<i>Quercus robur</i>		50-80*	22st	31%	13st	30%	-33%
<i>Corylus avellana</i>		50-80**	18st	26%	13st	30%	-28%
<i>Prunus avium</i>		50-80	3st	6%	3st	7%	+0
<i>Acer platanoides</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Sorbus aucuparia</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Tilia cordata</i>		50-80	1st	1%	3st	7%	+200%
<i>Carpinus betulus</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Malus sylvestris</i>		50-80	1st	1%	1st	2%	+0
<i>Viburnum opulus</i>		50-80	1st	1%	-	-	-100%

* Undantag för 1 st *Quercus robur* som är satt i sol 4x kl 20-25

** Undantag för 1 st *Corylus avellana* som är satt i sol 4x kl 300-350

Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.

3.4.6 Klaksvigsgade, Köpenhamn

55°40'01"N 12°34'49"E

PLANTERINGSÅR: December 2014

STORLEK: 85 kvm

DATUM FÖR BESÖK

2024-02-29

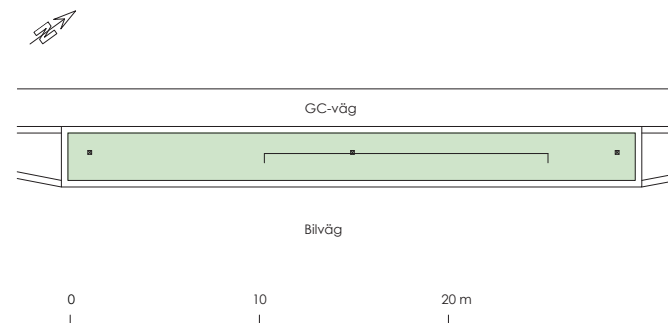
BAKGRUND

Planteringen längs Klaksvigsgade är placerad mellan en bilväg och en gång- och cykelväg i centrala Köpenhamn (se figur 40 & 41). Mikroskogen är anlagd i samarbete mellan Köpenhamns kommun och Köpenhamns universitet (Köpenhamns kommun 2014a). Syftet har varit att separera biltrafiken från gång- och cykeltrafikanter och ge ett ökat visuellt avstånd (Christensen 2024).

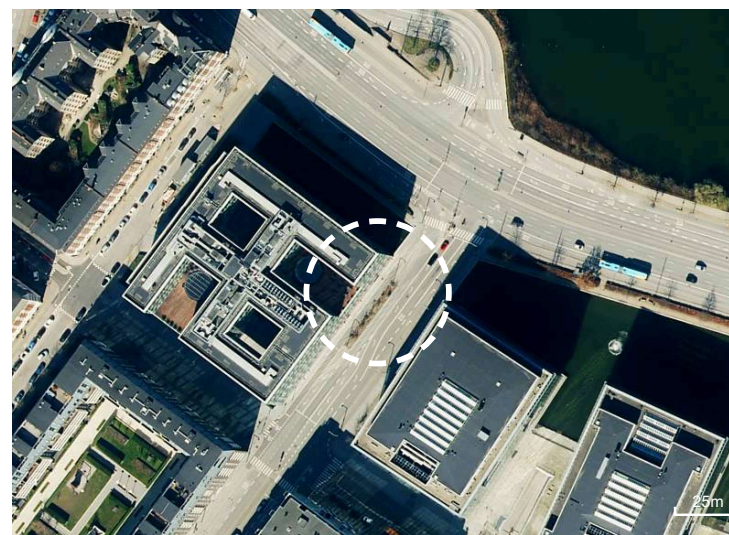
Mikroskogen ersatte en plantering med 6 stycken askar (*Fraxinus excelsior* 'Westhoff Glorie') med en underplantering av snöbär (*Symphoricarpos x chenaultii* 'Hancock'), som sedan planteringen 2009 växt dåligt och börjat dö ut (Christensen 2014). Mikroskogen är planterad i en växtbädd med konstruerad jord, en lerblandad sandjord, och planterades med cirka 3 plantor per kvm, i fyra rader (Köpenhamn 2014b; Christensen 2024). Bergek (*Quercus petraea*) sattes i grupper med jämna avstånd, och kompletterades med tall (*Pinus sylvestris*), tyskoxel (*Sorbus torminalis*) och amerikansk rönn (*Sorbus americana*) (Christensen 2014). Som grund över hela ytan sattes rönn (*Sorbus aucuparia*). Tyskoxel och amerikansk rönn sattes som ungträd, medan övriga arter sattes i häckkvalitet (ibid.). 2015 såddes 1-åriga blommande örter in för att förhindra ogräs att få fäste och samtidigt förhöja upplevelsevärdena när trädplantorna fortfarande var små (Christensen 2024).

MÅL

Målet med planteringen är en gatuplantering med träd som förändras över tid, där invånarna får en grön upplevelse redan från år 0-2 (Christensen 2014). Beslut om vilka trädarter som ska få utvecklas tas först efter 10-20 år, för att sprida riskerna (ibid.).



Figur 40: Situationsplan för Klaksvigsgade i Köpenhamn med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).



Figur 41: Ortofoto över platsen för Klaksvigsgade i Köpenhamn. Baskarta, raster © Eniro (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

SKÖTSELINSATSER

Bevattning gjordes de första tre växtsäsongerna och ogräsrensning har skett kontinuerligt (Christensen 2024). En första gallring gjordes efter tre växtsäsonger, då 16 individer av rönn (*Sorbus aucuparia*) som konkurrerade med bergseken (*Quercus petraea*) och tallen (*Pinus sylvestris*) gallrades bort (Köpenhamn 2017). Gallring skedde främst i de två inre raderna, för att hålla en täthet utåt. Flerstammiga individer av rönn sparades framför enstammiga. Målet med gallringen var att bevara beståndets flerskiktning samt säkra grenar mot marken (ibid.). Från 2019 har beståndet gallrats varje år, då cirka 5 individer tagits bort per gång, utöver det har en del döda träd tagits bort (Christensen 2024).

BESTÅNDETS HÖJD: cirka 6 meter

SKIKTNING

I profildiagrammet, se figur 42, ses att ett tvåskiktat bestånd med mellanskikt av främst trädarter har utvecklats (5.2), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). En skiktning har uppstått, även om den ännu är juvenil och beståndet troligtvis inte kommer att visa på samma skiktning framåt i tiden. Rönn och oxel (*Sorbus spp.*) har nått högst höjd, medan bergseken befinner sig lägre ner. Tallen och stubbskott av rönn och bergsek bildar ett buskskikt. Flera trädarter har lågt sittande grenar vilket också bidrar till en skiktning i buskskiktet.

LJUSFÖRHÅLLANDEN

Då planteringen ligger mot en fasad i väst och har flera högre huskroppar runt sig som ger viss

beskuggning, får beståndet endast sol under delar av dagen. Den smala formen på beståndet gör att ljuset når marken.

RUMSLIGHET

Mikroskogen skapar en avskildhet och verkar som en barriär mellan biltrafik och GC-väg. Den smala formen på planteringen ger inget utrymme för en rumslig interiör, men sedd utifrån har den en stark påverkan på upplevelsen av det storskaliga stadsrummet. Det blir tydligt att en plantering med en utdragen och smal form, kan vara relativt stor i storlek, sett till kvadratmeter, men ändå inte ha några inre rumsliga kvaliteter. Den skogligen känslan blir också mindre tydlig när planteringen saknar djup (se figur 43 & 44).



Figur 42: Profildiagram för Klaksvigsgade i skala 1:100 (Nessmar & Wetterup 2024).

REFLEKTIONER

Tabell 6 visar att alla ingående arter har minskat procentuellt. Den höga procentuella förändringen av rönn (*Sorbus aucuparia*) och amerikansk rönn (*Sorbus americana*) kan förklaras av de gallringsinsatser som gjorts i omgångar, men även andra faktorer kan ha påverkat förändringen.

I nuläget finns en skiktning och individer på olika nivåer. Det finns fortfarande arter i det lägre skiktet då tillväxten skiljer sig något mellan arterna. Artsammansättningen innehåller

inga arter som på sikt tillhör busk- eller mellanskiktet. Går man inte aktivt in för att skapa en flerskiktning, blir beståndet över tid ett tvåskiktat system med övre och undre trädskikt. Detta skulle innebära att beståndet får en öppen pelarsalskaraktär, och skulle då inte längre ha en funktion som grön vägg mellan bil- och GC-trafikanter, med t.ex. buller- och vindskydd. För att nå en flerskiktad struktur som bidrar till en avskärmning mellan bilväg och gång- och cykelväg finns det däremot möjlighet att använda stubbskottsbruk på rönn och ek, som då kommer

att ta plats i busk- och mellanskiktet. Även i denna plantering ligger ekarna (*Quercus petraea*) i ett lägre skikt, jämfört med rönn (*Sorbus sp.*), vilket ses i profildiagrammet i figur 42. Däremot har de i denna plantering en betydligt bättre överlevnad (se tabell 6) vilket kan bero på att de planterats i grupper och på så sätt inte blivit lika beskuggade av de mer snabbväxande arterna. Även den smala formen på planteringen, som ger ett högt ljusinsläpp, kan påverka ekarnas överlevnad i beståndet.



Fig 43: Foto Klaksvigsgade 2024-02-29 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 44: Foto Klaksvigsgade 2024-05-04 (Nessmar & Wetterup 2024).

Tabell 6: Inventeringstabell för arter på Klaksvigsgade i Köpenhamn.

Artnamn	Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning	Befintlig artfördelning	Procentuell förändring inom art
<i>Sorbus aucuparia</i>	☀️ 1/2 40-60	170st 70%	34st 46%	-80%
<i>Quercus petraea</i>	☀️ 3/0 80-100	30st 14%	20st 27%	-33%
<i>Sorbus torminalis</i>	☁️ ungräd 200-250	20st 8%	10st 14%	-50%
<i>Sorbus americana</i>	☁️ ungräd 200-250	10st 4%	3st 4%	-70%
<i>Pinus sylvestris</i>	☀️ 60-80 kl	10st 4%	7st 9%	-30%

☀️☁️☁️ Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.

3.4.7 Västerskog, Alnarps Landskapslaboratorium - V14 Trolleholmsmodellen

55°39'25"N 13°04'21"E & 55°39'20"N 13°04'20"E

PLANTERINGSÅR:1994

STORLEK: Cirka 2500 kvm (norra) & cirka 800 kvm (södra)

DATUM FÖR BESÖK: 2024-02-19 (norra) & 2024-02-15 (södra)

BAKGRUND

Västerskog är en del av Landskapslaboratoriet på Alnarps campus, beläget mellan Malmö och Lund i ett peri-urbant landskap omgivet av jordbruksmark (Nielsen et al. 2023b; Gustavsson et al. 2023b). Landskapslaboratoriet Västerskog anlades i två steg, 1994 och 1998, och består av 34 olika bestånd med olika storlek och artfördelning, med olika strukturella uppbyggnader. Västerskog anlades som ett svar på den tidens ökade efterfrågan på multifunktionella skogar i urbana sammanhang, där biodiversitet, produktion och rekreationella värden kombinerades. Här bedrivs forskning och studier, samtidigt som platsen används för rekreation (ibid.).

Trolleholmsmodellen, V14, anlades efter en förlaga av ett skogsbestånd på Trolleholms slott i Skåne, uppmärksammat för att kombinera produktion med artrikedom och upplevelsevärden (Gustavsson & Ingelög 1994). V14 är planterad på två olika geografiska platser i Västerskog (se figur 45 & 46), anlagda med samma artfördelning och plantkvalitet (Gustavsson et al. 2023b; Nielsen et al. 2023a:368). Senare har olika skötselinsatser gjorts, där den norra plotten har gallrats medan den södra plotten lämnats orörd, vilket gett bestånden olika utveckling (Wiström 2024, muntligt).

Trolleholmsmodellen planterades slumpvis blandat med små häckplantor av olika inhemska arter (se tabell 7). Vid planteringen användes klibbal (*Alnus glutinosa*) som amträäd och skogsekar (*Quercus robur*) planterades gruppvis (Nielsen et al. 2023a: 368). Planteringen gjordes i befintlig jord, som bearbetades genom djupluckring, plöjning och harvning (Wiström 2024, muntligt). Plantorna sattes med 1,5 meters avstånd för att kunna ogrärensas mekaniskt, vilket gjordes de tre första säsongerna (ibid.).



Fig 45: Situationsplan för V14 Trolleholmsmodellen (Norra) med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).

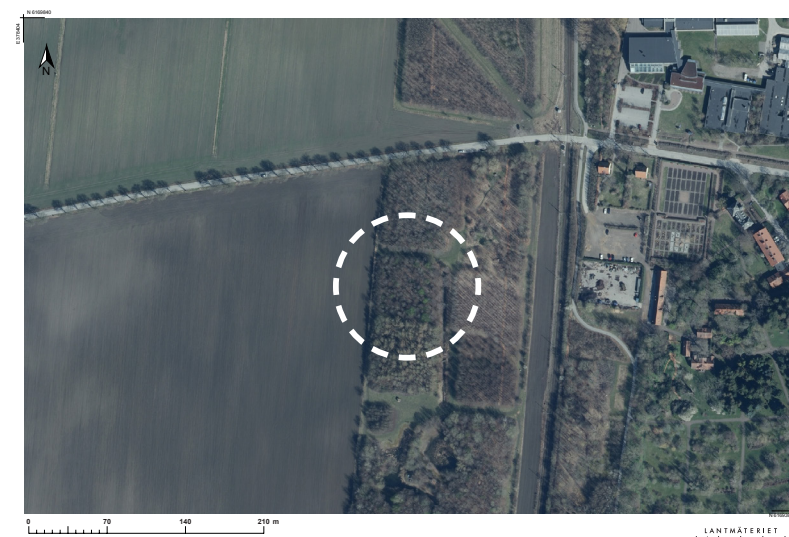


Fig 46: Ortofoto över platsen för V14 Trolleholmsmodellen (Norra). Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

MÅL

Målet med Trolleholmsmodellen var en artrik och mångskiktad struktur där ekologiska och rekreationella värden kombineras med produktion. Skogseken skulle vara huvudträdet i det övre trädsiktet medan de skuggtåliga arterna formar ett lägre skikt som skuggar ekens stammar (Nielsen 2023:370).

BESTÅNDETS HÖJD: cirka 17 meter (norra), cirka 16 meter (södra).

SKÖTSELINSATSER V14 NORRA

Beståndet har gallrats i flera omgångar (Sveriges Lantbruksuniversitet 2023). År 2001 gjordes en beskärning av ek och ask. År 2003-2004 gallrades 33% al, 23% hägg, 2% av ask och avenbok, samt 1% av lind. Troligen gjordes även en svagare gallring år 2009-2010. År 2014-2015 gallrades beståndet med upp till 50% styrka. Dominanta lindar, avenbokar och häggar sattes på stubbe, speciellt linden behövde reduceras i trädsiktet, och goda exemplar av eken gynnades. Vintern år 2018-2019 gallrades cirka 25% med fokus på att gynna beståndets huvudträd, ek, och två stycken individer av andra arter, vilka ej skulle vara ask. Olika höjder på stubbar av lind och avenbok sparas för att undersöka skillnaden i återväxt samt skapa en intressant karaktär (ibid.). År 2024, efter att fältstudien gjorts, har en ny gallring utförts (Wiström 2024, muntligt).

SKIKTNING V14 NORRA

Ett treskiktat bestånd med svagt utvecklat buskskikt (6.1), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2), vilket kan ses i figur 55. I övre trädsiktet finns lind (*Tilia cordata*), där också ett fåtal al (*Alnus glutinosa*) återfinns. Ek (*Quercus robur*) finns i det lägre trädsiktet. Avenbok (*Carpinus betulus*) hittas i det lägre trädsiktet samt i mellanskiktet, där också ett fåtal hägg (*Prunus padus*) återfinns. I busk- och mellanskiktet finns också stubbskott av lind och avenbok. Några få måbär (*Ribes alpinum*) finns i buskskiktet. Ekarna har generellt tunna stammar samt mindre kronor än lindarna som är mer förgrenade med större kronor.



Fig 47: Situationsplan för V14 Trolleholmsmodellen (Södra) med placerat snitt för profildiagram (Nessmar & Wetterup 2024).

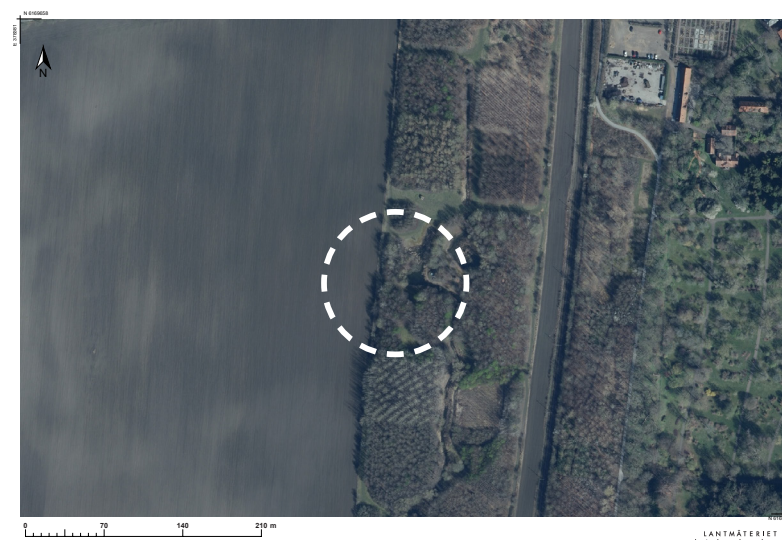


Fig 48: Ortofoto över platsen för V14 Trolleholmsmodellen (Södra). Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).

LJUSFÖRHÅLLANDEN V14 NORRA

Beståndet upplevs som relativt ljust vintertid men med bladverk från lind och avenbok släcks mycket av ljuset. Luckor av ljus kommer dock ner där eken gallrats fram, liksom gruppering av stubbskott av lind och avenbok i buskskiktet (se figur 49-51).

RUMSLIGHET V14 NORRA

Beståndet upplevs som omslutande och relativt tätt i busk- och mellanskiktet till följd av stubbskott från avenbok och lind (se figur 55). Skogen har ett tydligt krontak och en rumslig interiör med stigar genom beståndet.

SKIKTNING V14 SÖDRA

Ett tvåskiktat bestånd med mellanskikt av främst trädarter (5.2), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2), vilket kan ses i figur 56. I trädskiktet ligger klibbalen (*Alnus glutinosa*) överst, tillsammans med lind (*Tilia cordata*) och avenbok

(*Carpinus betulus*). I mellanskiktet finns lind (*Tilia cordata*) och avenbok (*Carpinus betulus*, tillsammans med de få ekar (*Quercus robur*) som finns i beståndet. Mycket dött material i den nedre delen av beståndet tyder på att beståndet självgallrats. Här finns även stående död ved i beståndet. I brynet återfinns hägg (*Prunus padus*) i trädskiktet samt lägre vegetation och slyuppslag. Enstaka slyuppslag av asp (*Populus tremula*) finns inne i beståndet.

LJUSFÖRHÅLLANDEN V14 SÖDRA

Beståndet är semiljust, men upplevs något ljusare än V14 Norra, då en större andel pionjärarter, såsom al, släpper ner mer ljus. I övrigt domineras beståndet av linden, som hindrar solens strålar från att komma ner i stora delar av beståndet sommartid.

RUMSLIGHET V14 SÖDRA

Beståndet har en mogen pelarsalskänsla, med inslag av flerstammighet (se figur 52-54). Upplevs

som ljus och luftig med en rumslig interiör.

REFLEKTIONER

Dessa planteringar är de enda i studien med mer mogen karaktär. Den södra delen har en något högre artdiversitet men framförallt jämnare procentuell fördelning mellan arterna, samt något högre spontan invandring än den norra (se tabell 7). Beståndet i norra delen har en hög andel avenbok (*Carpinus betulus*) och lind (*Tilia cordata*) (se tabell 7) och ekarna (*Quercus robur*) har gallrats fram i luckor på sina ställen. En större gallring av lind för att gynna eken skedde först när beståndet var 20 år gammalt, vilket innebär att linden fram till dess tagit mycket ljus i trädskiktet vilket hämmat den ljuskrävande ekens utveckling. Skiktningen är mer utvecklad i det gallrade (norra) beståndet än i det ogallrade (södra) beståndet, vilket tyder på att skötseln har påverkat skiktningens utveckling.



Fig 49: Foto V14 Norra 2024-03-27
(Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 50: Foto V14 Norra 2024-05-03
(Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 51: Foto V14 Norra 2024-05-03
(Nessmar & Wetterup 2024).

Tabell 7: Inventeringstabell för arter i V14 Norra & V14 Södra, Trolleholmsmodellen i Alnarp.

V14 Norra

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning		Befintlig artfördelning*		Procentuell förändring inom art
<i>Quercus robur</i>	☀	50-80	580st	30%	15st	18%	-
<i>Alnus glutinosa</i>	☀	80-100	387st	20%	1st	1%	-
<i>Tilia cordata</i>	☁	50-80	387st	20%	34st	41%	-
<i>Carpinus betulus</i>	☁	50-80	387st	20%	30st	36%	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	☀☁	50-80	97st	5%	-	-	-
<i>Prunus padus</i>	☀☁	50-80	77st	5%	2st	3%	-
<i>Ribes alpinum</i>	☁	-	-	-	1st	1%	-

*Den befintliga artfördelningen avser inventering för provruta 1 & 2, 15x15m.

V14 Södra

Artnamn		Kvalitet (vid plantering)	Ursprunglig artfördelning*		Befintlig artfördelning**		Procentuell förändring inom art
<i>Quercus robur</i>	☀	50-80	185st	30%	2st	2%	-
<i>Alnus glutinosa</i>	☀	80-100	125st	20%	24st	27%	-
<i>Tilia cordata</i>	☁	50-80	125st	20%	33st	36%	-
<i>Carpinus betulus</i>	☁	50-80	125	20%	22st	24%	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	☀☁	50-80	30st	5%	2st	2%	-
<i>Prunus padus</i>	☀☁	50-80	30st	5%	4st	5%	-
<i>Populus tremula</i>	☁	-	-	-	2st	2%	-
<i>Crataegus monogyna</i>	☀	-	-	-	1st	1%	-
<i>Sambucus nigra</i>	☀☁	-	-	-	1st	1%	-

*Antalet plantor baseras på angivet antal plantor/m² i V14 Norra och avrundas till närmaste 5-tal. ☀☁☁ Symbolerna visar på en kategorisering utifrån ljus- eller skuggart.

**Den befintliga artfördelningen avser inventering för provruta 1 & 2, 15x15m.



Fig 52: Foto V14 Södra 2024-02-29
(Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 53: Foto V14 Södra 2024-05-03
(Nessmar & Wetterup 2024).

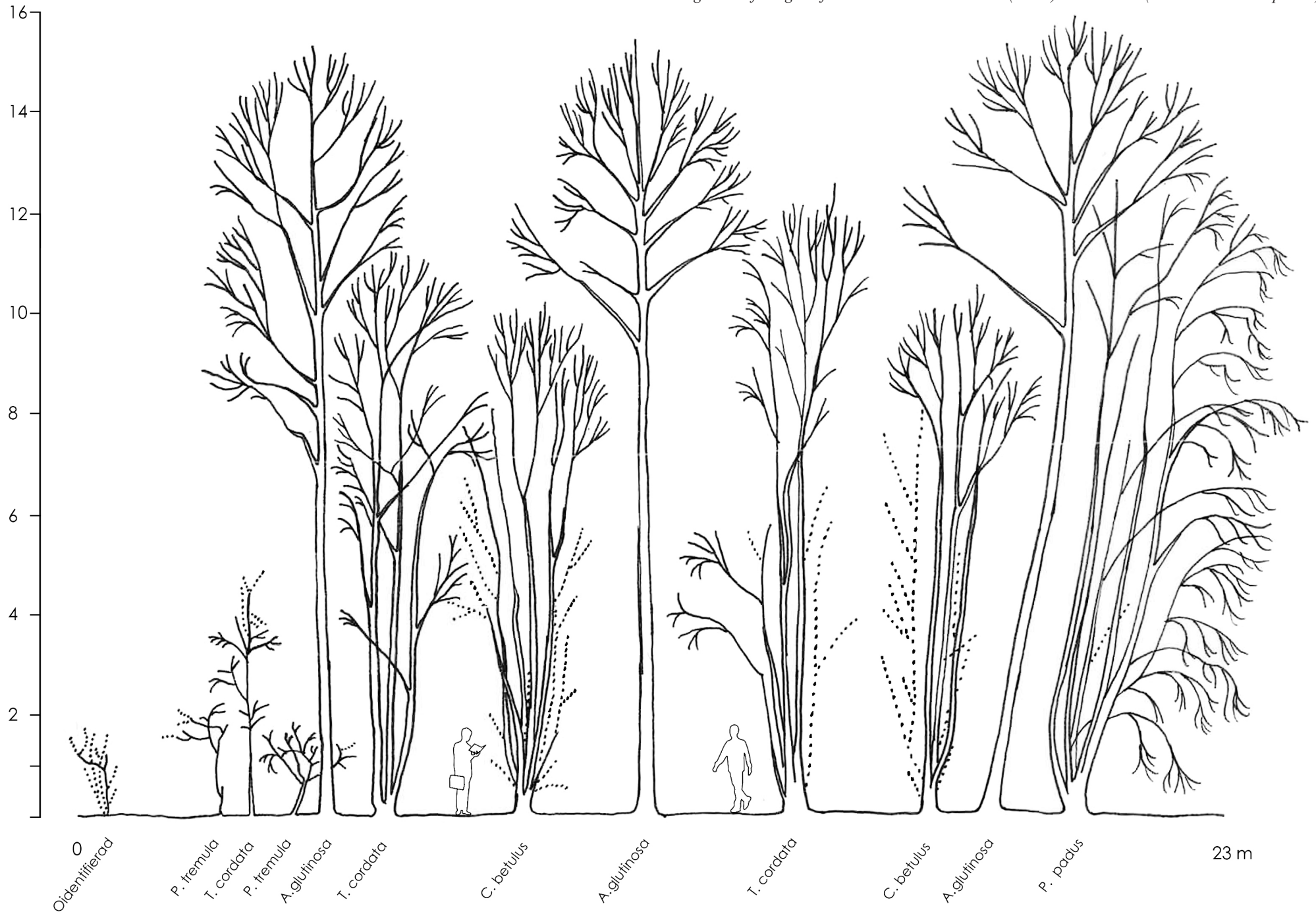


Fig 54: Foto interiör V14 Södra 2024-05-03
(Nessmar & Wetterup 2024).

Figur 55: Profildiagram för V14 Trolleholmsmodellen (Norra) i skala 1:100 (Nessmar & Wetterup 2024).



Fig 56: Profildiagram för V14 Trolleholmsmodellen (Södra) i skala 1:100 (Nessmar & Wetterup 2024).



4. Syntes

I detta avsnitt sammanställs principer för hur mikroskogar kan utformas och utvecklas, utifrån det resultat som presenterats i kap.3, för att sedan tillämpas i kap.5, i framtagandet av fyra stycken prototyper för olika typsituationer i Östra Ramlösa, Helsingborg.

4.1 Skiktning & dynamik

- Resultatet visar att mikroskogar med en flerskiktad struktur är att föredra utifrån flera ekosystemtjänster, såsom värme- vind- och bullerdämpning, upptag av partiklar och bevarande av biologisk mångfald (Erell et al. 2010; Deak Sjöman et al. 2015; Zellweger et al. 2010; Gustavsson & Ingelög 1994; Reid et al. 2005; Ottburg et al. 2018; Miyawaki & Golley 1993).

- Dessutom bidrar en flerskiktad struktur bättre lekmiljöer för barn, vilket gynnar deras mående och utveckling (Mårtensson et al. 2014; Jansson et al. 2014; Kylin 2003; Samboroski 2010; Nicholson 1971). Däremot kan ett flerskiktat bestånd som saknar antydan om omvårdnad skapa otjänster i form av upplevd otrygghet. Det kan därför behövas inramning, struktur och trygghetsskapande skötselinsatser (Nassauer 1995; Kaplan 1998; Gunnarsson et al. 2012; Jorgensen et al. 2002; 2007; Sjöman & Slagstedt 2015a; Stormwalther 2024)

- Resultatet visar att gestaltandet av mikroskogar

är beroende av den dynamiska utvecklingen, det vill säga förståelse för de naturliga processerna, succession och växtstrategier (Deidrich 2023; Oliver & Larson 1996; Dunnett 2004; Sjöman et al. 2015; Sjöman & Andersson 2023; Watkins et al. 2021; Reich 2014; Almgren et al. 2003).

4.2 Arter

- I resultatet nämns Miyawaki-metoden som ensam metod där mikroskogar byggs uteslutande på semisekundära och sekundära arter (Miyawaki 1998), medan metoder där skogen byggs på såväl pionjära och sekundära arter är flera (Shirone et al. 2010; Gustavsson & Ingelög 1994; Sjöman et al. 2015; Sjöman & Andersson 2023). Enligt föregående källor, fältstudier och intervjuer (Halling 2024; Stormwalther 2024; Christensen 20024) har inblandning av pionjärarter gett ett gott resultat i skandinavisk kontext. Även i en studie från Medelhavet där Miyawaki-metoden användes med modifiering, fungerade inblandning av pionjärarter väl (Shirone et al. 2010).

- En mikroskog bör vara artrik, för att skapa ett dynamiskt system och möjligheter för biologisk mångfald, och därmed bidra med ökad resiliens (Reid et al. 2005; Heyman 2010; Ottburg et al. 2018; Gustavsson & Ingelög 1994; Miyawaki 2004; Sjöman et al. 2015; Persson & Andersson 1986; Stormwalther 2024).

- Resultatet visar att flera studier och sakkunniga förespråkar val av växter utifrån ekologiska principer - till exempel klimat, jord, funktion,

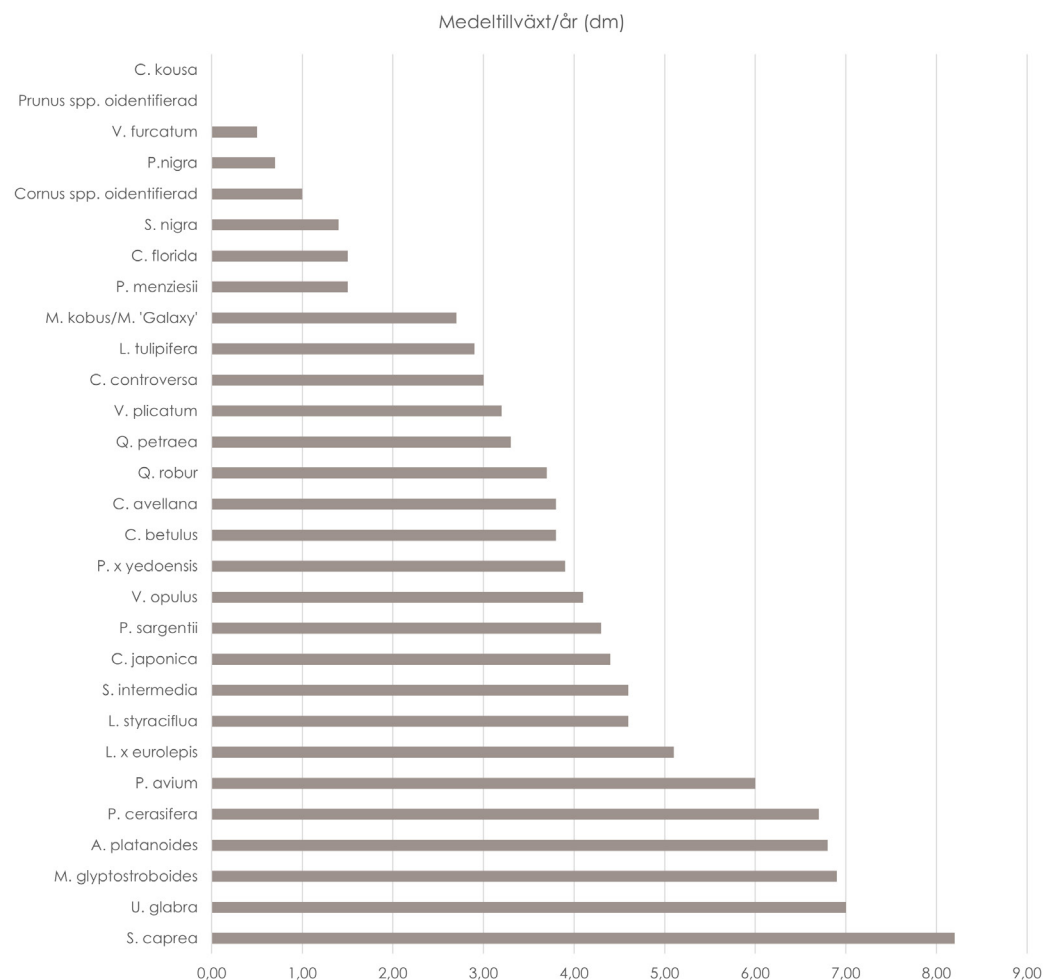
natur- och kulturhistoria, samt härdighet (Watkins et al. 2021; Sjöman et al. 2015; Sjöman & Slagstedt 2015a; Oliver & Larson 1996; Watkins et al. 2021; Reich 2014; Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki 1998; Sugi Pocket Forests 2021; Egerer & Suda 2021; Gustavsson & Ingelög 1994; Halling 2024).

- Idén om potentiell naturlig vegetation kan vara en god metod att utgå ifrån (Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki 1998), förutsatt att växterna är härdiga, friska och fungerar i den tänkta miljön. I den urbana miljön kan det däremot vara svårt att använda naturlig/inhemsk vegetation då dess funktion påverkas negativt av de rådande förhållandena och ett förändrat klimat kommer dessutom att påverka förutsättningarna framåt (Chiarucci et al. 2010; Farris et al. 2010; Hickler et al. 2012; Hinze et al. 2023; Sjöman & Andersson 2023; Sjöman et al. 2016a; Sjöman et al. 2018a; Helden et al. 2012; Halling 2024; Stormwalther 2024).

- Resultatet har gett artspecifik information om användning av ek i mikroskogar. I Iduns park, Mariastaden och det ogallrade beståndet i Västerskog (V14) hade eken svårt att hävda sig under krontaket. Eken som semipionjär art är mycket ljuskrävande och behöver gallras fram i luckor, alternativt också planteras i grupp (Almgren et al. 2003; Sjöman et al. 2015), vilket har visat på gott resultat på Klaksvigsgade i Köpenhamn. Blockplanteringar kan däremot vara problematiskt, framför allt i ett mindre bestånd, i fall att en specifik art dör ut och det då uppstår luckor i planteringen, vilket i fältstudien

ses på Landsdommervej.

I figur 57 ses en sammanställning av höjdtillväxt för samtliga höjdinventeringar i fältstudien. Sammanställningen visar att pionjära och semipionjära arter, som utifrån ”Fast-slow spektrumet” (Reich 2014) har som strategi att satsa på tillväxt vid goda resurstillgångar (Sjöman et al. 2015), generellt har en snabb höjdtutveckling, såsom alm (*Ulmus spp.*), skogslönn (*Acer platanoides*), sälg (*Salix caprea*) och kinesisk sekvoja (*Metasequoia glyptostroboides*). Dessa arter får funktionen som amträd, och kommer om de inte gallras ur, att släcka ljuset i beståndet och hämma tillväxten och överlevnaden av vissa av de arter som har en långsammare tillväxt men kräver ljus för att få en god utveckling, däribland eken (*Quercus spp.*) (Almgren et al. 2023). Almen (*Ulmus spp.*) kommer, på grund av almsjukan, att själv dö om den inte gallras ur, vilket kan ses som en fördel om skötseln skulle utebli eller göras med längre intervaller än planerat. I sammanställningen av höjdtillväxt (se figur 57) ses däremot att en pionjärart som tall (*Pinus sylvestris*), som ligger i andra änden av ”Fast-slow spektrumet”, har en låg höjdtillväxt, vilket förklaras av att den på fattiga marker sparar på resurserna till fördel för överlevnad (Sjöman et al. 2015), vilket i fältstudien representeras av den hårdgjorda innerstadsmiljön. Av de mer sekundära arterna visar flertalet på en lägre höjdtillväxt, däribland kornell (*Cornus spp.*) och olvon (*Viburnum furcatum* och *Viburnum plicatum*). Dessa är mer sekundära arter som kräver god tillgång på resurser för att få en god utveckling (Sjöman & Slagstedt 2015b). Detta tyder på att resurstillgångarna varit lägre än vad arten kräver för en god utveckling.



Figur 57: Sammanställning av höjddata för samtliga höjdinventeringar, Landsdommervej, Blomskogen och Mariastaden.

4.3 Plantering, anläggning och skötsel

Tabell 8 visar en sammanställning av det som framkommit i intervjuerna avseende anläggning, etablering och skötsel. I tabellen synliggörs likheter och olikheter gällande anläggning och skötsel av mikroskogar. Stora skillnader kan ses när det kommer till planteringstäthet och bevattning, där Malmö stad utmärks med en lägre planteringstäthet och mer bevattning. Däremot har etableringsskötseln och instängsling som skydd större likheter, där samtliga kommuner utför ogräsrensning och vid behov stängs in. Även jordbearbetningen har stora likheter, där enbart Köpenhamns kommun använder konstruerad jord, vilket görs i hårdgjord stadsmiljö. Övriga kommuner har ännu inte anlagt mikroskogar i hårdgjorda miljöer. Även gallringen har likheter, även om det skiljer sig åt i hur den planeras, där den i Helsingborgs stad och Malmö stad planeras på förhand i upprättade skötselplaner, till skillnad från i Köpenhamns kommun där det sker efter kontinuerlig utvärdering.

- Teoretiskt sett finns det en spridning av åsikter kring planteringstäthet, där Miyawaki-metoden förespråkar 3-5 plantor/kvm (Miyawaki & Golley 1993). Principer för naturlika planteringar och landskapsplanteringar förespråkar 1,5 meters avstånd och uppåt mellan plantorna (Sjöman et al. 2015; Gustavsson & Ingelög 1994), vilket bygger på en teknisk aspekt av att komma åt att ogräsrensa mekaniskt och inte på växttekniska aspekter. I fältstudierna kan det inte urskiljas en bättre etablering eller tillväxt hos planteringar

som är planterade med 4 plantor/kvm kontra 1 planta per/kvm, däremot visar litteraturen att tätare planteringsintervall kan bidra till högre etablerings- och gallringskostnad (Gustavsson & Ingelög 1994; Sjöman et al. 2015). En högre planteringstäthet kan ge mindre ogräsutslag (Gustavsson & Ingelög 1994), vilket kan ge lägre etableringsskötsel.

- Skötsel behövs för att skapa flerskiktning, biodiversitet och god etablering (Richnau et al. 2012; Persson & Anderson 1986; Nielsen 2016; Wiström et al. 2023; Gustavsson 2002). Miyawaki och principen för Tiny Forest är de enda metoder som menar att naturen ska styra processen själv, och att skötseln ska hållas till ett strikt minimum (Miyawaki & Golley 1993; Miyawaki & Fujiwara

1988; Sugi Pocket Forests 2021; Egerer & Suda 2021). Dock styrker fältstudiens jämförelse mellan det gallrade och det ogallrade beståndet i Västerskog (V14), men också utvecklingen i Iduns park och Klaksvigsgade, tillsammans med den tidigare litteraturhänvisningen, att gallring och skötsel kan bidra med en mer flerskiktad struktur. Gallringen bör med fördel göras ofta och i mindre grad än sällan och i hög grad (Sjöman et al 2015; Halling 2024; Stormwalther 2024).

- Instängsling är ett effektivt sätt att skydda skogen från vilt men även slitage från människor under etableringstiden (Halling, 2024; Stormwalther 2024; Christensen 2024).

Tabell 8: Sammanfattning av information som framkommit i intervjuer.

	Helsingborgs stad	Malmö stad	Köpenhamns kommun
Antal plantor/m ²	4-5/m ² , senare planteringar 2-3/m ²	ca 1/m ² + ev. solitärkvaliteter	ca 3/m ²
Plantkvalitet	Häckplantor	Häckplantor som bas, oftast med enstaka solitärkvaliteter	Häckplantor, ibland med inblandning av ungträd
Jord	Befintlig + kompost	Befintlig + kompost, undantagsfall byte av jord	Befintlig + kompost, alt. uppbyggd växtbädd med lerblandad sandjord, sandjord+kompost, FFL1-jord
Täckmaterial	Lövträflis	Barkflis, sand, 2-4 kross	-
Bevattning	Nej	3 år, vanligen med droppslang	9 ggr år 1, kan förlängas efter utvärdering
Ogräsrensning	2 ggr/säsong tills krontaket sluter sig	Ja	Ja
Instängsling	Vid behov, mot vilt	Vid behov, mot vilt	Vid behov, skydd mot nedtrampning
Gallring	Gallring enligt skötselplaner. Första gallring år 4	Enligt skötselplaner med viss flexibilitet. Enstaka periurbana mikroskogar gallras ej	Gallring efter utvärdering av mikroskogens utveckling

Genom att presentera profildiagrammen från fältstudien i samma skala och med stigande ålder, såsom i figur 58, tydliggörs den höjdtillväxt och skiktning som uppstått. Här sticker Ek- och Hassellunden samt Lundmodellen i Iduns park (vilka båda är 7 år gamla) ut med en betydligt högre höjd på beståndet i relation till planteringen på Klaksvigsgade (vilken är 10 år gammal). Planteringarna i Iduns park är anlagda på gammal åkermark av klass 10 med tillförsel av kompost och bevattning med droppslang har gjorts de första 3 säsongerna. Den rika tillgången på resurser kan vara en förklaring till att höjdtutvecklingen utmärker sig i relation till planteringen på Klaksvigsgade, som är planterad i en konstruerad jord med bevattning 9 gånger per säsong de första tre växtsäsongerna. Planteringen på Klaksvigsgade har därmed haft mindre resurser att tillgå och till följd fått en lägre tillväxt.

Planteringen i Mariastaden har liksom planteringarna i Iduns park anlagts på god mark med tillförsel av kompost. I båda planteringarna harendast inhemska arter använts, men till skillnad mot Iduns park har planteringen i Mariastaden inte haft någon bevattning. Bestånden i Iduns park har vid 7 års ålder nått en höjd av cirka 8 meter, medan beståndet i Mariastaden vid 4 års ålder nått en höjd på cirka 3,5 meter. Detta tyder på att bevattningen påverkar höjdtillväxten positivt.

Den gallring som gjorts har också påverkat beståndens totala höjd. På Klaksvigsgade har framförallt de mer snabbväxande arterna gallrats

bort, till förmån för den mer långsamväxande eken (*Quercus petraea*) och tallen (*Pinus sylvestris*). Genom att gynna de snabbväxande arterna hade beståndet troligen haft en högre total höjd. Vid gallring i Iduns park har de snabbväxande arterna bevarats, och beståndet består av en relativt hög andel björk (*Betula pendula*) men även fågelbär (*Prunus avium*) och skogslönn (*Acer platanoides*). Genom att gallra dessa arter i högre utsträckning, hade beståndets totala höjd sannolikt varit lägre.

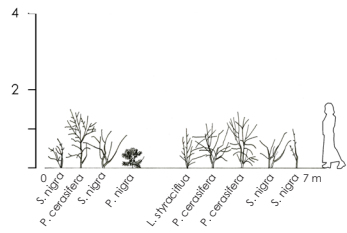
Den skiktning som uppstått i bestånden kan kopplas till beståndens ålder men även till de gallringsinsatser som gjorts. I de unga bestånden från Landsdommervej, Västra Berga och Mariastaden har ingen gallring gjorts. I de två sistnämnda bestånden kan ses att det har börjat bildas ett övre trädsikt som skuggar underväxten.

De två bestånden från Iduns park har samma ålder, sju år, men gallringen som utförts skiljer sig åt, där Ek- och Hassellunden har gallrats hårdare än vad Lundmodellen gallrats. Profildiagrammen visar att Ek- och Hassellunden har en tydligare skiktning, med träd- mellan- och buskskikt, i relation till Lundmodellen, som är ett tvåskiktat bestånd med underväxt främst bestående av trädarter.

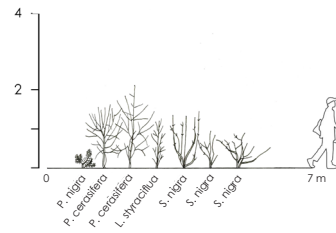
Gallringens betydelse för skiktningen visas tydligast i profildiagrammen för de två bestånden i Västerskog. Det gallrade beståndet har utvecklats till ett treskiktat bestånd med ett svagt utvecklat buskskikt, medan det ogallrade är ett

tvåskiktat bestånd med mellanskikt av främst trädarter. Förutom att gallringen har bidragit till skiktningen har den också bidragit till ett ljusinsläpp i beståndet som gjort att eken kunnat utvecklas, medan det ogallrade beståndet endast har ett fåtal ekar kvar.

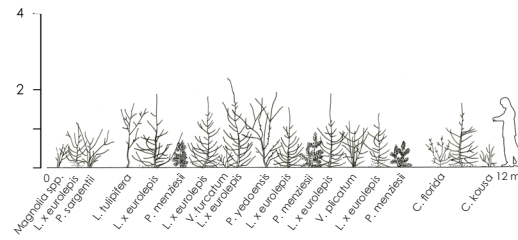
PL 1 Landsdommervej, 1 år



PL 2 Landsdommervej, 1 år



Blomskogen, 3 år



PL 1 Mariastaden, 4 år



Ek- og Hassellunden, 7 år

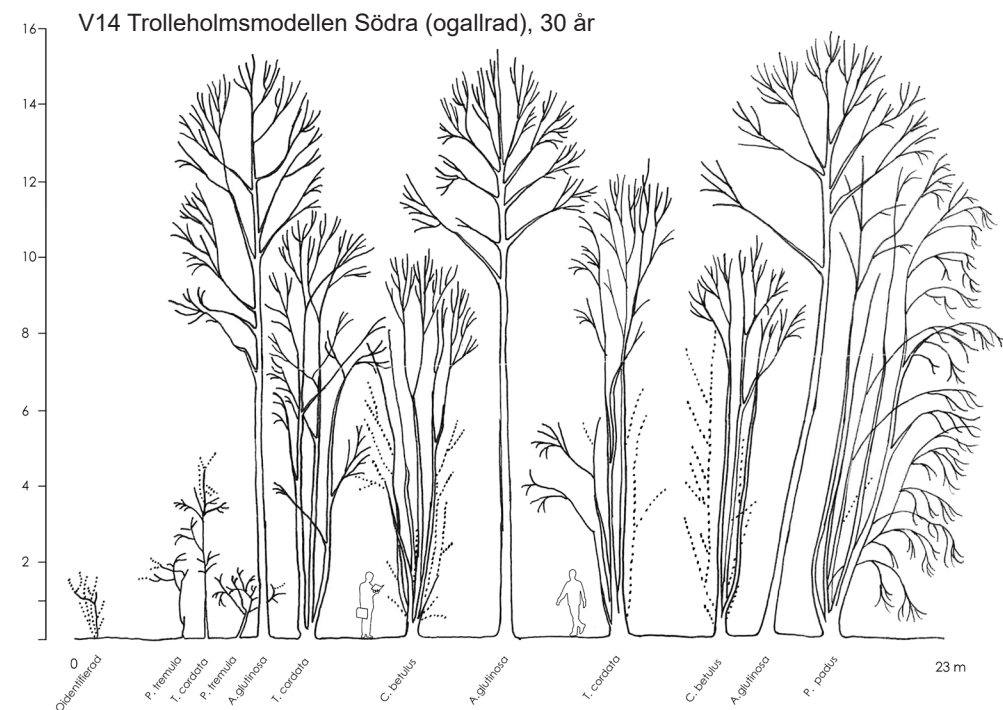
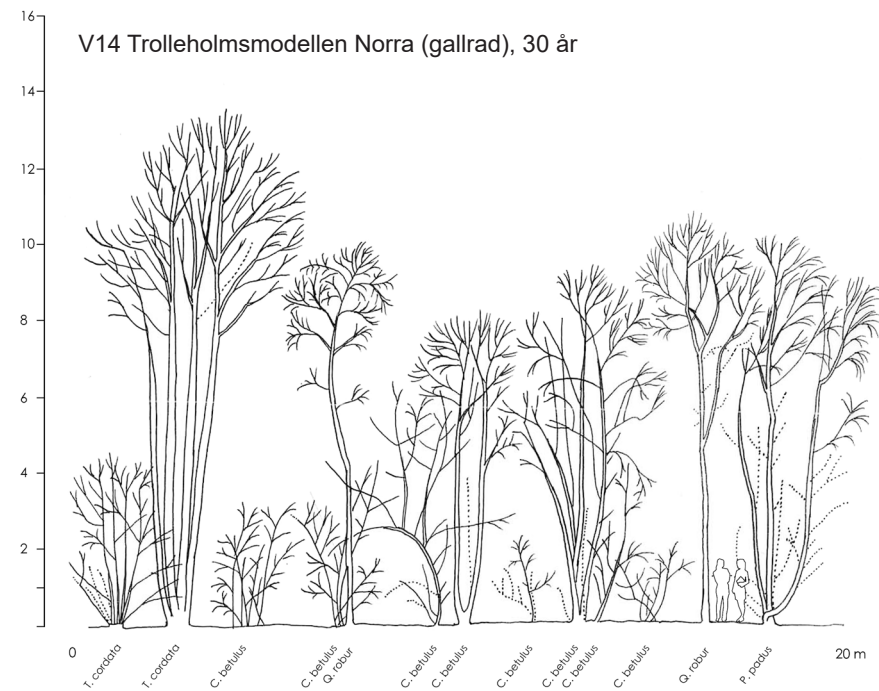


Lundmodellen, 7 år



Klaksvigsgade, 10 år





Figur 58. Sammanfattning av profildiagram fältstudier; kategoriserade efter ålder i skala 1:200.

4.4 Skala och typsituationer

- Skalan på en mikroskog kan variera beroende på situation och syfte. De kan anläggas på 10 kvm, och som smal plantering kan den skapa en grön ridå och läverkan - som visats i fältstudien från Klaksvigsgade. Är man ute efter en inre rumslighet krävs däremot cirka 15-20 meter i bredd (Gustavsson & Ingelög (1994); Persson & Andersson (1986). Fältstudier i Mariastaden, Västra Berga och Iduns park visar att en rumslig upplevelse kan nås vid ca 10 meters bredd, förutsatt att planteringen är minst lika lång, vilket styrks av Gustavsson (2004). För en omslutande, skoglig känsla behöver mikroskogen vara större (Stormwalther 2024; Christensen 2024), och Gustavsson & Ingelög (1994) menar att cirka 60-70 meters bredd krävs.

- Resultatet visar att mikroskogar kan anläggas i flera olika typsituationer. I urban kontext hänvisar Halling (2024), Stormwalther (2024) och Christensen (2024) till mikroskogar som ett kostnadseffektivt sätt att anlägga grönska i park- och gatumiljö. Litteratur, intervjuer och fältstudier styrker mikroskogens funktion i såväl bostadsmiljö som lekmiljö, parkmiljö och gatumiljö. De kan även anläggas som lä- samt barriärplanteringar (Miyawaki, Gustavsson & Ingelög; Halling 2024; Christensen 2024).

5. Prototyper

5.1 Östra Ramlösa

I Östra Ramlösa, i södra Helsingborg, planeras för en helt ny stadsdel. Enligt planprogrammet är huvudsyftet att skapa en långsiktigt hållbar stadsdel med blandad bebyggelse, verksamhet, skola, förskola och bostadsnära naturupplevelser (Helsingborg, 2022). I området planeras för cirka 1500 bostäder i form av villor, radhus och flerfamiljshus (ibid.). Söder om Östra Ramlösa planeras ett helt nytt sjukhusområde, vilket i framtiden gör Östra Ramlösa till en central och urban stadsdel (Norberg 2024).

Helsingborgs stad har höga ambitioner om att stadsdelen ska bli grön och ett eget hållbarhetsprogram med mål om att öka krontäckningen tas fram (Norberg 2024). I planområdet ska kommunen arbeta med grönytefaktorn, vilket inte har gjorts tidigare i Helsingborgs stad (ibid.). Grönytefaktorn mäter och premierar de gröna och blå ytor som har positiv betydelse för platsens ekosystem och bidrar till ett bättre mikroklimat, dagvattenhantering och bullerdämpning samt sociala värden kopplade till grönska och vatten (Andersson et al. 2019). Grönytefaktorn premierar multifunktionalitet, då dessa lösningar är yteffektiva. En balans mellan olika funktioner såsom biologisk mångfald, sociala/rekreativa värden, klimatanpassning och buller eftersträvas (ibid.).

En stor del av planområdet består idag av

jordbruksmark, men befintlig vegetation återfinns längs Lussebäcken, i Långebergaskogen och i form av trädrader med äldre ekar (se figur 59). Med tanke på den goda jordbruksmarken som tas i anspråk vid bebyggelsen, anser kommunen att det är extra viktigt att bevara de gröna värdena vid byggandet av en ny stadsdel (Norberg 2024). Vägnätet i stadsdelen är planerat för att gå längs trädraderna och således blir ekarna gatuträd. Långebergaskogen utvidgas med en 50 meters buffert med nyplanterad skog runt den befintliga skogen, för att skydda skogens artrika kärna (ibid.).

Helsingborgs stad har generellt höga ambitioner för lekplatser och barns utemiljö, så även i Östra Ramlösa (Norberg 2024). Den planerade aktivitetsparken i Östra Ramlösa ska därför rymma ett pärlband av funktioner och aktiviteter, med en temalekplats och dagvattendamm. I anslutning till aktivitetsparken är tanken att aktiviteterna ska sippra vidare ut i stadsdelen via de gröna kilar som planeras. Detta är bara ett av många sätt att göra stadsdelen mer barnvänlig och på så sätt uppmuntra barnfamiljer till att flytta dit och stanna kvar. En planerad gång- och cykelväg med häststig intill kommer gå genom området i öst-västlig riktning och binda samman stadsdelen med omgivningarna (ibid.).

Östra Ramlösa ska utgöra en trafiksäker miljö och därför planeras bilgator endast genom en del av området, som sedan delas av med en vändzon (Helsingborg 2022). I Östra Ramlösa planeras även för mobilitetshus där bilarna parkeras, i syfte att dämpa trafikintensiteten (Norberg

2024). I mobilitetshuset samlas bilparkering, bil- och cykelpool samt service i bottenplan och dessa kommer, tillsammans med intilliggande kvarterstorg, att utgöra en av de mest urbana miljöerna i stadsdelen (ibid.).

I Östra Ramlösa planeras för två förskolor med vardera 150 barn, en i norr och en i söder, och i söder planeras en grundskola för 600 elever (Helsingborg 2022). Skolgården i söder är väl tilltagen för att rymma både grundskola och förskola i ett (Norberg 2024). På skolgårdens västra del planeras en bullervall som skydd för biltrafiken på Österleden/väg 111. De mer högljudda aktiviteterna, såsom basket och skate placeras närmast Österleden (ibid.). Skolgård och förskolegårdar i Östra Ramlösa ska ha en direkt anslutning till parker och naturområden, vilka ses som viktiga pedagogiska miljöer (Helsingborg 2022).

Planprogrammet omfattar även en naturvärdesinventering gjord i juni 2020 (Tyréns 2020). Inventeringen berättar bland annat att Långebergaskogen är en mindre ädellövskog med äldre träd och mycket död ved. Bland trädarterna finns ek (*Quercus robur*), ask (*Fraxinus excelsior*), bok (*Fagus sylvatica*), klibbal (*Alnus glutinosa*) och alm (*Ulmus glabra*). I buskskiktet växer hassel (*Corylus avellana*), fläder (*Sambucus nigra*) och hägg (*Prunus padus*). Skogsområdet bedöms ha en hög värdekärna i den naturvärdesinventering som gjorts (ibid.). Stigarna går idag längs ytterkanten av skogen vilket skyddar det inre av skogen (Norberg 2024).

Lussebäcken rinner genom den östra delen av planområdet (Tyréns 2020). Den norra delen av vattendraget är delvis dikad och rätad, men bedöms ha ett påtagligt naturvärde. Bäckens kantas av klibbal (*Alnus glutinosa*), sälg (*Salix caprea*), asp (*Populus tremula*), druvfläder (*Sambucus racemosa*), slån (*Prunus spinosa*) och fågelbär (*Prunus avium*). Den södra delen av vattendraget är mer varierad med ett mer naturligt flöde och bedöms ha ett högt naturvärde. Bäckens kantas av både smalare vegetationsridåer och bredare skogspartier, med arter som klibbal (*Alnus glutinosa*), ask (*Fraxinus excelsior*), fågelbär (*Prunus avium*), bok (*Fagus sylvatica*), ek (*Quercus robur*), sälg (*Salix caprea*), hägg (*Prunus padus*), slån (*Prunus spinosa*), hagtorn (*Crataegus monogyna*), fläder (*Sambucus nigra*) och hassel (*Corylus avellana*). Längs Lussebäcken hittas även grova och gamla träd, samt en hel del död ved. Småfåglar och fladdermöss bedöms nyttja vegetationen längs hela Lussebäcken (ibid.).

Ett sätt att skapa de bostadsnära naturupplevelser som enligt planprogrammet efterfrågas i stadsdelen (Helsingborg 2022) är att anlägga mikroskogar. Mikroskogar kan, utifrån arbetets syntes, bidra till bättre lekmiljöer för barn, samtidigt som den flerskiktade strukturen bidrar till en hög artdiversitet och ökade biologiska värden, vilket också ger en ökad resiliens. Den multifunktionalitet som mikroskogar kan ge, kan vara ett sätt att uppnå en hög grönytefaktor med balans mellan olika ekosystemtjänster. Dessutom kan mikroskogar bidra till att tidigt ge en ökad krontäckningsgrad (Christensen 2024).

Utifrån de typsituationer som lyfts fram i syntesen kan fyra olika typsituationer urskiljas i Östra Ramlösa som lämpliga för anläggning av mikroskogar. Dessa är gatumiljö, torgmiljö, skol- eller lekmiljö och parkmiljö, där fyra olika platser, representativa för dessa typsituationer, har valts ut. En prototyp för anläggandet av mikroskog har skapats för varje plats och utgår från den typsituation platsen representerar. De fyra platser som representerar typsituationerna är "Vändzonen", "Kvarterstorget", "Aktivitetsparken" och "Skolgården". I illustrationsplanen för Östra Ramlösa är platserna för de fyra prototyperna markerade, se figur 60. Prototyperna är tänkta att, med viss platsspecifik anpassning, kunna appliceras på andra platser i samma typsituation. Prototyperna bygger på syntesen för hur mikroskogar kan utformas och utvecklas.



Nedan redovisas generella principer som gäller för samtliga prototyper.

- Prototyperna görs med inblandning av pionjärarter.
- Vid plantering planteras plantorna i förband om inget annat anges.
- Inga specifika frökällor väljs i artsammansättningen, då prototyperna är tänkta att kunna användas på olika platser i samma typsituation. Vid användning av prototyperna kan det vara en fördel att välja frökällor utifrån passande proveniens för den specifika platsen.
- Artkvaliteter kan behöva revideras utifrån plantskolornas tillgänglighet, då den utgår från en teoretisk bild av vad som finns att tillgå.
- Ogräsrensning görs två gånger per år tills planteringen har slutit sig.
- De gallringsscheman som tillhör varje prototyp visar endast skötselinsatser för de första 10 åren, därefter behöver det göras en utvärdering av beståndet, så att kommande skötselinsatser går i linje med slutmålet. Gallringsintervallen är 2-4 år.
- Gallringsscheman bygger på en idealiserad bild av hur gallringen kan utföras och total överlevnad om inte annat anges.

Figur 59: Östra Ramlösa idag med ungefärlig utbredning. Baskarta, raster © Lantmäteriet (2023). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).



Figur 60: Illustrationsplan på ortofoto visar den planerade stadsdelen Östra Runlösa (Helsingborgs stad 2024b). (Helsingborgs stad 2024b). Röd markering visar detaljplanelans utbredning. Bilden bearbetad med text och markering av prototypernas läge av Nessmar & Wetterup (2024).



- 1. Vändzonen
- 2. Kvartersforget
- 3. Aktivitetsparken
- 4. Skolgården

5.3 Prototyp 1 - Vändzonen

BAKGRUND

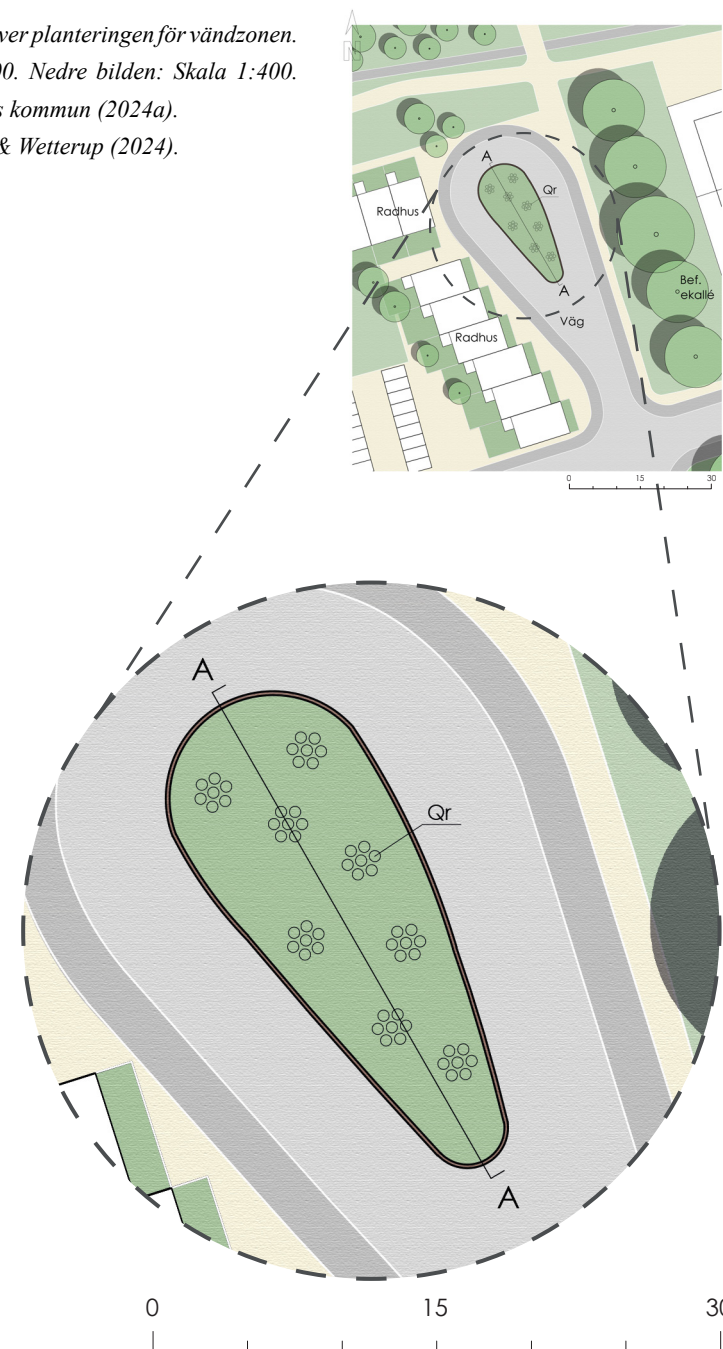
Planerna för Östra Ramlösa visar att en typsituation som återkommer i stadsdelen är den där planteringar återfinns i gatu- och trafikmiljö. En av dessa planteringar är placerad i en vändzon i form av en "mittrefug", i Östra Ramlösas norra del (se figur 61). Planteringen är cirka 220 kvm och omgiven av ett grönstråk i norr, en bevarad allé med stora ekar i öster och planerade bostadshus i väster. Genom att anlägga planteringen i form av en mikroskog kan det bidra till förbättrade ekosystemtjänster på platsen. En mikroskog kan tidigt bilda ett rumsskapande element i gatumiljön i form av en grön ridå (Christensen 2024), vilket kan ge positiva effekter på människors fysiska och mentala välbefinnande. En mikroskog kan i den här typsituationen bidra till vind- och bullerdämpning, sänkta temperaturer och omhändertagande av dagvatten i form av evapotranspiration och interception (Erell et al. 2010; Deak Sjöman et al. 2015; Zellweger et al. 2010; Gustavsson & Ingelög 1994).

Platsen förväntas vara exponerad för vind och sol, och kommer karaktäriseras av en relativt torr ståndort. Efter anläggning av vägnätet förväntas den befintliga lerjorden ersättas med en konstruerad jord. Mikroskogen kan utsättas för slitage under de första växtsäsongerna och kommer behöva skydd mot människor som genar över platsen när den är nyplanterad (Christensen 2024).

MÅLBILD

Ett mångskiktat bestånd med svagt eller oregelbundet fördelade individer (7.1), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). Målet är en relativt tät och flerskiktad plantering, som ett rumsbildande element i trafikmiljön i form av en grön ridå. Det långsiktiga målet för beståndet är en ekblandskog där skogsek (*Quercus robur*) och tyskokoxel (*Sorbus torminalis*) återfinns i det övre trädskiktet, samt rysslönn (*Acer tataricum*) i det nedre trädskiktet eller mellanskiktet. Även körsbärskornell (*Cornus mas*) finns i mellanskiktet, och krypidegran (*Taxus baccata*) och blåtry (*Lonicera caerulea*) i buskskiktet. I kantzonen finns även enstaka hagtorn (*Crataegus monogyna*).

Figur 61: Situationsplan över planteringen för vändzonen.
Övre bilden: Skala 1:1000. Nedre bilden: Skala 1:400.
DWG-fil av Helsingsborgs kommun (2024a).
Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).



ANLÄGGNING, ETABLERING & PRINCIPIELL SKÖTSEL

Med inspiration från gatuplanteringar i Köpenhamn bör växtbädden vara väl-dränerad och kan med fördel vara sandblandad jord med kompost och inblandning av pimpsten (Christensen 2024). En planterings-täthet på 2 plantor/kvm ger en relativt tät plantering som snabbt sluter sig och därmed kan ge mindre ogräsutslag. I den här typen av gatumiljö, där bilvägen skapar ett avstånd mellan mikroskogen och gångvägen, förväntas en tolerans för ett tätt uttryck i det tidiga skedet. Den ljuskrävande skogseken planteras i grupper om 7, då plantering i grupp kan ge bättre utveckling (Almgren et al. 2003; Sjöman et al. 2015). Övriga arter

planteras slumpvis blandat. I tabell 9 ses artsammansättningen för prototypen.

Täckmaterial i form av ett 10 centimeter tjockt lager av täckbark minskar ogräsutslag och skyddar mot uttorkning (Halling 2024; Stormwalther 2024). Ett lågt planteringsskydd i trä skyddar planteringen mot nedtrampning. Detta tas bort när vegetationen växt till sig och bedöms som motståndskraftig. Med inspiration från Malmö stad används droppbevattning de första 3 växtsäsongerna (Stormwalther 2024), för att få en god tillväxt.

Pionjärarter i trädskiktet gallras ut initialt för att öka ljusgenomsläppet. Goda exemplar av skogsekar (*Quercus robur*) bör gynnas. Kraftigt växande individer av björk (*Betula pendula*) och rönn (*Sorbus aucuparia*) missgynnas i gallringen för att hållas tillbaka. Rysslönn (*Acer tataricum*) och oxel (*Sorbus torminalis*) bör även gynnas i beståndet men inte på bekostnad av eken. Det är viktigt att växterna inte skymmer sikten och påverkar trafiksäkerheten negativt (Christensen 2024; Stormwalther 2024), därför görs uppstamning av trädarter i brynzonen. Alla buskarter behålls, med undantag för individer med dålig utveckling. Gallringsschemat i figur 62 visar gallringen för de första 10 åren och figur 63, beståndets utveckling över tid.

Tabell 9: Växtförteckning Vändzonen.

Artnamn	Skikttillhörighet		Kvalitet	Andel	Kommentar
<i>Betula pendula</i>	Övre trädsikt (amträd)	☀	Häck 50-80	20%	
<i>Sorbus aucuparia</i>	Nedre trädsikt	☁☀	Häck 50-80	20%	
<i>Quercus robur</i> *	Övre trädsikt	☀	Häck 50-80	14%	Planteras i grupp om 7.
<i>Acer tataricum</i>	Mellanskikt	☁☀	Häck 50-80	10%	
<i>Sorbus torminalis</i>	Nedre trädsikt	☁☀	Häck 50-80	10%	
<i>Crataegus monogyna</i>	Mellanskikt	☀	Häck 50-80	8%	
<i>Cornus mas</i>	Busksikt	☁☀	Häck 30-50	6%	
<i>Taxus baccata</i> 'Repandens'	Busksikt	☁	K 25-30	6%	
<i>Lonicera caerulea</i>	Busksikt	☁	Häck 30-50	6%	

*Se "Qr" i plan.

ARTVAL

***B. pendula*:** Utpräglad pionjärart med goda ammande egenskaper (Sjöman & Slagstedt 2015b). Mycket ljuskrävande och vindtålig (ibid.). Konkurrerar väl på näringsfattiga och sandiga jordar (Hirons & Sjöman 2019).

***S. aucuparia*:** En pionjärart som klarar en del skugga (Sjöman & Slagstedt 2015b). Relativt anspråkslös och vindtålig, kräver dock väl-dränerade jordar (ibid.).

***Q. robur*:** En långlivad semipionjär art med höga krav på ljus (Almgren et al. 2003; Sjöman & Slagstedt 2015a). Etableringen av unga ekplantor gynnas av amning av björk (*Betula pendula*) (Sjöman & Slagstedt 2015b).

***A. tataricum*:** Anspråkslös art med hög tolerans mot vind, torka, salt och föroreningar (Hirons & Sjöman 2019).

***S. torminalis*:** Bred ståndortsamplitud, lämpar sig väl för hårdjord miljö och gynnas av högt pH (Sjöman & Slagstedt 2015b). Torktålig och klarar delvis skugga (Hirons & Sjöman 2019)

***C. monogyna*:** Utpräglad pionjärart med god tolerans för värme, vind och temperaturväxlingar (Sjöman & Slagstedt 2015b). Ljuskrävande men klarar delvis skugga och får då ett skärmliknande habitus (ibid.).

***C. mas*:** Mycket hög tolerans för torka (Sjöman et al. 2023) samt skuggiga förhållanden, då den naturligt växer som undervegetation i lövskogar i östra Rumänien, Moldavien och Kaukasus (Sjöman & Slagstedt 2015b). Gynnas av högt pH (ibid.).

***T. baccata*:** Sekundärart med god tolerans för torr skugga (Sjöman & Slagstedt 2015b; Hirons & Sjöman 2019), samt luftföroreningar (Hirons & Sjöman 2019).

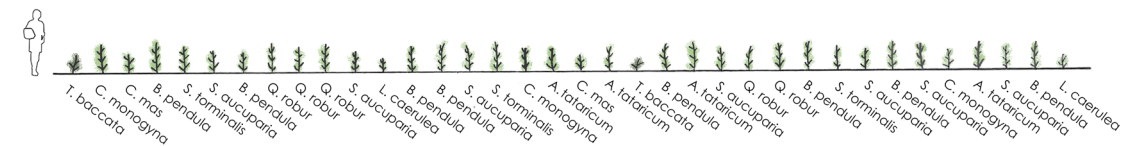
***L. caerulea*:** Anspråkslös buskart på 1-2 meter (Mossberg & Stenberg 2018) med relativt god tolerans för torka (Sjöman et al. 2023).

Gallringsschema

Artnamn	År 2-4	År 4-6	År 7-10
<i>Betula pendula</i>	Gallras 30%	Gallras 50%	Gallras 100%
<i>Sorbus aucuparia</i>	Gallras 30%	Gallras 50%	Gallras 100%
<i>Quercus robur</i>		Gallras 20%. Starkväxande individer gynnas så att dess kronor får utrymme att utvecklas.	Gallras 20%. Kraftigt växande individer gynnas.
<i>Acer tataricum</i>		Gallras 20%	Gallras 20%. Flerstammiga individer gynnas.
<i>Sorbus torminalis</i>		Gallras 20%	Gallras 20%. Kraftigt växande individer gynnas.
<i>Crataegus monogyna</i>		Gallras 20%	Gallras 20%. Svagväxande individer missgynnas.
<i>Cornus mas</i>			Svagväxande individer missgynnas.
<i>Taxus baccata</i> 'Repandens'			Svagväxande individer missgynnas.
<i>Lonicera caerulea</i>			Svagväxande individer missgynnas.

Figur 62: Gallringsschema för Vändzonen 10 år framåt.

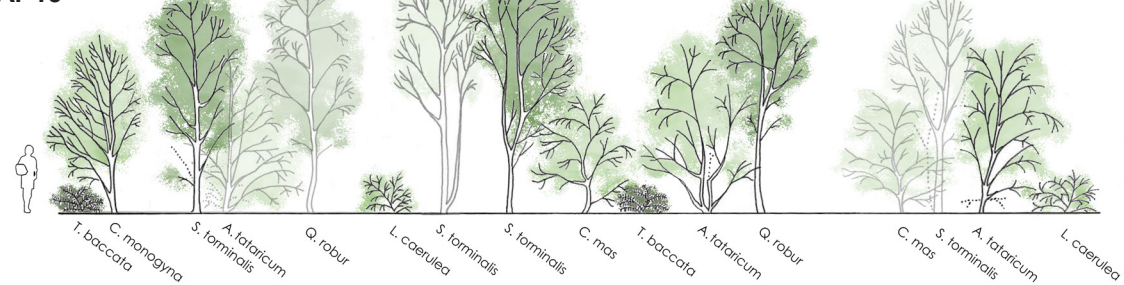
År 1



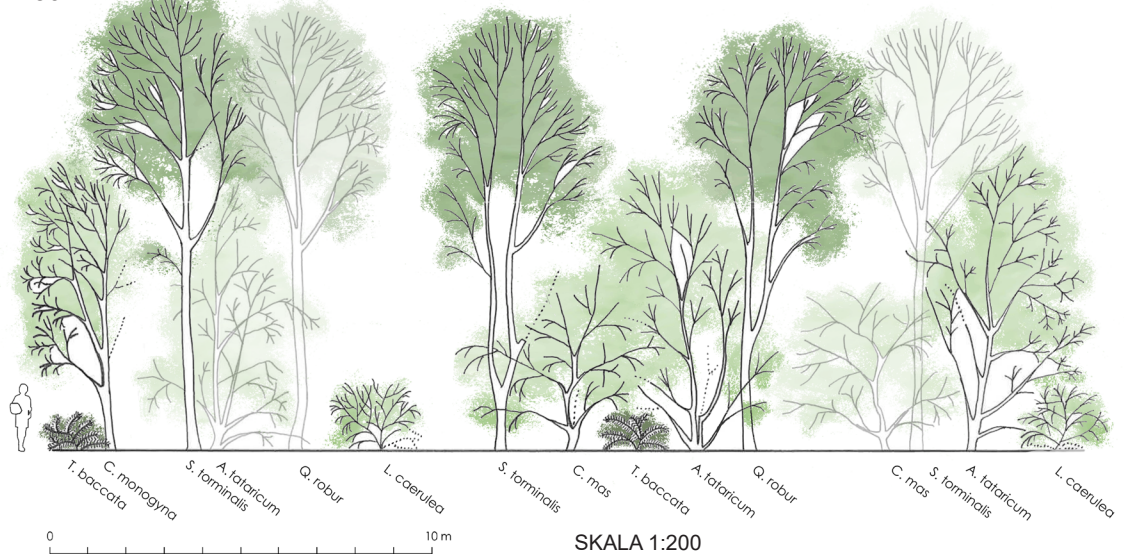
År 5



År 15



År 30



Figur 63: Profildiagrammen visualiserar den tänkta utvecklingen och målbilden för mikroskogen, från planteringstillfället och 30 år framåt i tiden.

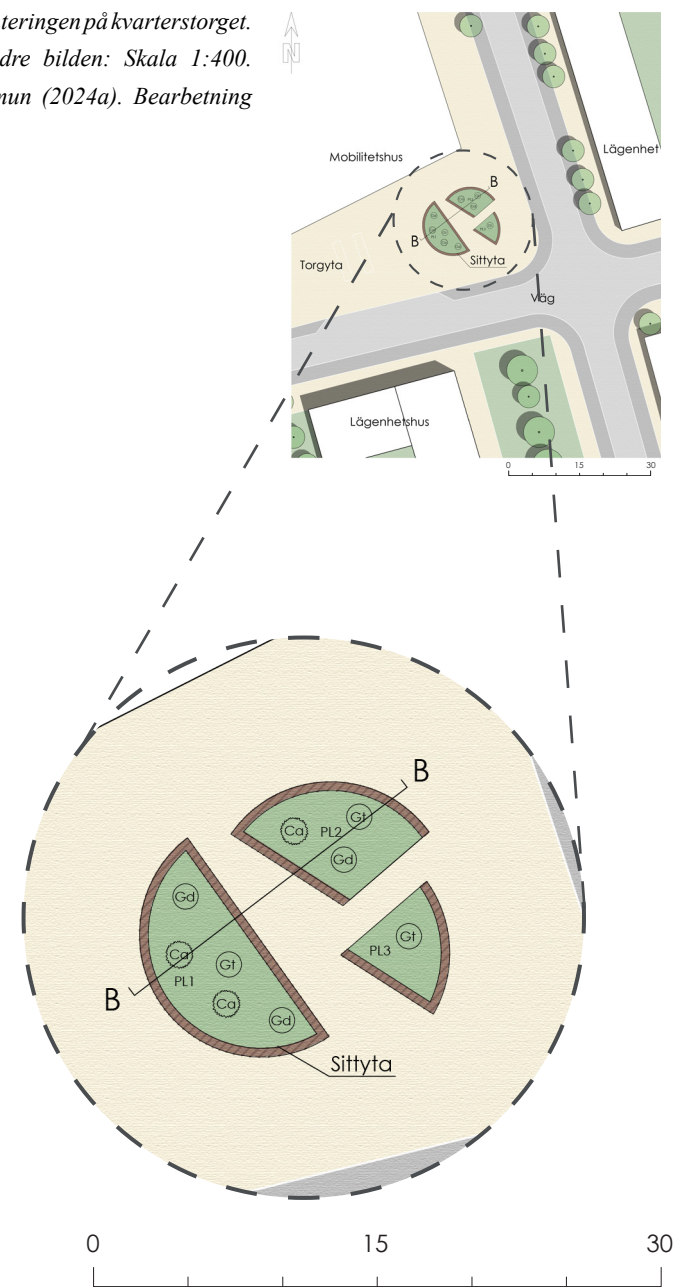
5.4 Prototyp 2 - Kvarterstorget

BAKGRUND

En återkommande typsituation i stadsdelen är torgmiljön som representeras av de kvarterstorg som går att återfinna på flera platser i Östra Ramlösa. Kvarterstorget ligger i anknäytning till de planerade mobilitetshusen men även vid entréer till bostadshus. Ett av kvarterstorget är beläget i södra delen av stadsdelen, placerat i en gatukorsning, med ett mobilitetshus på upp till 5 våningar i norr (Norberg 2024). I söder och öster finns bebyggelse i 4-5 våningar. Kvarterstorget kommer att bli en av de mest urbana miljöerna och utgöra en viktig nod i stadsdelen (ibid.). I illustrationsplanen framtagna av Helsingborgs stad (2024b) finns solitärträd utplacerade på kvarterstorget. Genom att istället placera en mikroskog på platsen, kan flera ekosystemtjänster gynnas. Karaktäristiskt för torget som ståndort är en torr och varm miljö, utsatt för vind och hög solexponering större delen av dagen. En mikroskog kan här bidra till ett bättre mikroklimat genom att sänka ytemperaturen, ge beskuggning och dämpa vindar (Erell et al. 2010; Deak Sjöman et al. 2015; Zellweger et al. 2010; Gustavsson & Ingelög). En mikroskog kan även bidra till social interaktion och platsidentitet (Sjöman & Slagstedt 2015a; Gustavsson & Ingelög)

Många människor kommer att röra sig på torget och på en sådan plats kan de estetiska värdena vara av stor vikt för att vegetationen ska accepteras och passa in i miljön. Med inspiration från fältstudien i Iduns park i Malmö och Klaksvigsgade i Köpenhamn används större plantkvaliteter som komplement till häckplantorna. Detta kan vara ett sätt att tidigt få en rumslighet på platsen. En tydlig inramning av planteringen och möblemang kan göra att mikroskogen upplevs som mer vårdad, och i samspel med omgivande ytor, vilket kan öka acceptansen för det vilda uttrycket (Nassauer 1995; Jorgensen 2004; Stormwalther 2024). Den föreslagna mikroskogen delas upp i tre upphöjda planteringar omgivna av kantstöd, samt bänkytor (se figur 64). De tre planteringarna är 15, 30 respektive 50 kvm stora. Genom att dela upp mikroskogen i tre delar skapas ett inre rum där människor kan vistas och få upplevelsen av att vara i en skog, under trädkronorna, samtidigt som planteringarna skyddas mot slitage.

Figur 64: Situationsplan överplanteringen på kvarterstorget. Övre bilden: Skala 1:1000. Nedre bilden: Skala 1:400. DWG-fil av Helsingborgs kommun (2024a). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).



MÅLBILD

Ett tre-skiktat bestånd med svagt utvecklat buskskikt (6.1), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). Målet är en artrik och kontrastfull plantering i tre skikt med lövträd av uppstammad karaktär i trädskiktet, grupperad underväxt och städsegröna inslag. Beståndet ska vara en blandplantering med atlasceder (*Cedrus atlantica*), turkisk ek (*Quercus cerris*), korstörne (*Gleditsia triacanthos*) och kentuckykaffeträd (*Gymnocladus dioica*) i trädskiktet. I mellanskiktet finns persikomandel (*Prunus x persicoides*) och blodplommon (*Prunus cerasifera* 'Nigra') och i buskskiktet finns myrten (*Lonicera nitida*) och körsbärsbenved (*Euonymus planipes*). Den turkiska eken ger en långsiktig stabilitet i beståndet.

KARAKTÄRSVÄXTER

Karaktärsväxter för kvarterstorget är träd med gles grenarkitektur som bidrar med ljusgenomsläpp på vinterhalvåret, samt ett skugggivande lövverk under den varma sommarperioden. Detta kompletteras med inslag av solitära barrträd, som ger en stabil struktur till mikroskogen året runt. Karaktärsväxterna bidrar med estetiska aspekter som vacker blomning och kontrasterande bladverk. För att möta de ståndortsmässiga förutsättningarna på torget kommer artsammansättningen bestå av exotiska arter.

ANLÄGGNING, ETABLERING & PRINCIPIELL SKÖTSEL

Efter anläggning av torgytan ersätts den befintliga jorden med en mer anpassad dränerad jord. Med inspiration från gatuplanteringar i Köpenhamn kan det med fördel vara sandblandad jord med kompost och inblandning av pimpsten (Christensen 2024). Jorden bör även vara anpassad för de ståndortsmässiga förutsättningarna som finns på platsen, och passa växtmaterialet. En planteringstäthet på 1 planta/kvm används, för att inte skapa ett allt för vilt uttryck i den utpräglat urbana kontexten. Häckplantorna planteras slumpvis blandat och kompletteras med några individer i solitärkvalitet. I tabell 10 ses artsammansättningen för prototypen.

Kross i fraktion 2-4 som täckmaterial hjälper till att skydda mot uttorkning och ogräsutslag (Stormwalther 2024). Med inspiration från Malmö stad används droppbevattning de första 3 växtsäsongerna för att få en god tillväxt (ibid.).

Ett vårflor, bestående av krokus (*Crocus spp.*) tulpaner (*Tulipa spp.*) och våriris (*Iris reticulata*), planteras in. De första säsongerna, innan busk- och trädarterna har slutit sig, ger lökskiktet estetiska kvaliteter till platsen. Lökarna försvinner i takt med att planteringen sluter sig och solinstrålningen minskar.

Efter 7-10 år planteras ett fältskikt in bestående av perenna örter och gräs, anpassade efter ståndorten som då kan antas vara torr och relativt skuggig, med ljusinsläpp i brynzonen. Fältskiktet syftar till att höja de estetiska aspekterna på platsen och täcka barmark.

Amträden, som består av italiensk al (*Alnus cordata*) gallras ut de första 10 åren för att öka ljusgenomsläppet och på lång sikt ska övriga trädarter gynnas likvärdigt. Den turkiska eken bör gynnas genom att gallras fram i ljusluckor. Andra arter bör ej missgynna eken. I övrigt bör starkväxande individer gynnas och träd- och buskarter med dålig vitalitet samt döda grenar tas bort. Alla planterade buskarter behålls, såvida de inte självdör. Uppstamning sker löpande av den turkiska eken, korstörnet och kentuckykaffeträdet. Flerstammiga individer av persikomandel och blodplommon gynnas, vilka stammas upp vid behov. Efter cirka 10 år väljs 5 starkväxande individer av ek ut och resterande gallras bort. Solitära exemplar ingår ej i gallringsschemat, såvida inte individen har självdött och då avlägsnas. Gallringsschemat i figur 65 visar gallringen för de första 10 åren och figur 66 visualiserar beståndets utveckling över tid.

Planttäthet: 1 plantor/kvm + solitärkvaliteter

Tabell 10: Växtförteckning Kvarterstorget.

Artnamn	Skikttilhörighet	Kvalitet	Andel	Antal	Kommentar
MIX					
<i>Alnus cordata</i>	Trädsikt (amträd)	☀	Häck 50-80	18%	
<i>Gleditsia triacanthos</i> 'Skyline'	Trädsikt	☀	C/K 50-80	15%	
<i>Quercus cerris</i>	Trädsikt	☀	Häck 50-80	15%	
<i>Prunus cerasifera</i> 'Nigra'	Mellanskikt	☀☁	Häck 50-80	12%	
<i>Prunus x persicoides</i> 'Spring glow'	Mellanskikt	☀☁	Häck 50-80	12%	
<i>Lonicera nitida</i> 'Maigrun'	Busksikt	☁	Häck 30-50	10%	
<i>Euonymus planipes</i>	Busksikt	☀☁	Häck 30-50	10%	
<i>Gymnocladus dioicus</i>	Trädsikt	☀	C/K 50-80	8%	
SOLITÄR					
<i>Cedrus atlantica</i> 'Glauca'	Trädsikt	☀	C/K 200-250	-	4 st Planteras solitärt, se "Ca" i plan.
<i>Gymnocladus dioicus</i>	Trädsikt	☀	Hst 4x 20-25	-	3 st Planteras solitärt, se "Gd" i plan.
<i>Gleditsia triacanthos</i> 'Skyline'	Trädsikt	☀	Hst 4x 20-25	-	3 st Planteras solitärt, se "Gt" i plan.

ARTVAL

A. cordata: En utpräglad pionjärart som också är värmekrävande vilket gör den mycket användbar i innerstadsmiljöer (Sjöman & Slagstedt 2015b). Påvisat goda egenskaper som amträd (Stormwalther 2024).

G. triacanthos: Utpräglad pionjärart som tål torka och innerstadsmiljöer (Sjöman & Slagstedt 2015b; Hirons & Sjöman 2019). En gles grenarkitektur och ett ljusgenomsläppligt bladverk som slår ut sent (Sjöman & Anderson 2023). Tolererar luftföroreningar (ibid.).

Q. cerris: Anspråklös art med mycket god tolerans för varma och torra innerstadsmiljöer (Sjöman et al. 2018a; Sjöman & Slagstedt 2015b). Snabbväxande men långlivad. Gynnas i unga år av att växa i skydd av ljusgenomsläppliga arter (ibid.).

P. cerasifera: Utpräglad brynväxt som utvecklas bäst i sol eller halvskugga (Sjöman & Slagstedt 2015b). Tål torka och värme och lämpar sig i mer extrema stadsmiljöer. Karaktärsfull med nästan svart bark och mörkt bladverk, med enkla blommor (ibid.).

P. x persicoides: Utvecklas bäst i varmt innerstadsklimat i full sol (Sjöman & Slagstedt 2015b). Blommor med vackert svagt rosa blomning (ibid.).

L. nitida: Låg städsegrön buske (Sjöman et al. 2016b). Torktålig med anspråkslösa krav (Axelsson & Eriksson 2020).

E. planipes: Påvisar en relativt god torktolerans (Sjöman et al. 2023). Vasformigt växtsätt, med tiden överhängande (Sjöman et al 2018b). Fantastiska höstfärger och effektiv fruktsättning (ibid.).

G. dioicus: Arten tål viss torka (Sjöman et al. 2018a) och utvecklingen gynnas av varma innerstadsmiljöer (Sjöman & Slagstedt 2015b). Arten har en mycket sparsam grenarkitektur och tillsammans med ett väldigt sent bladutsping, där de stora bladen senare ger en god beskuggning, är det ett klimatsmart träd (Sjöman & Anderson 2023).

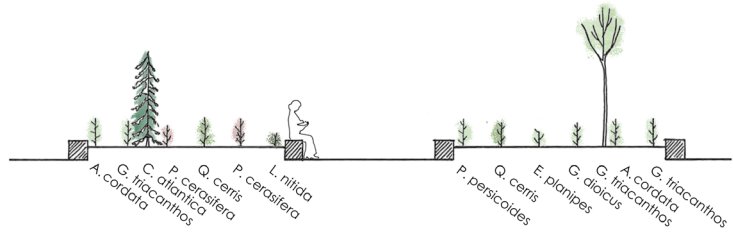
C. atlantica: Städsegrön art med blåtonade barr (Sjöman & Slagstedt 2015b). Lämplig för varma innerstadsförhållanden, där gott om rotutrymme finns. Känslig för uttorkning under etableringstiden (ibid), men är sedan torktålig (Hirons & Sjöman 2019).

Gallringsschema

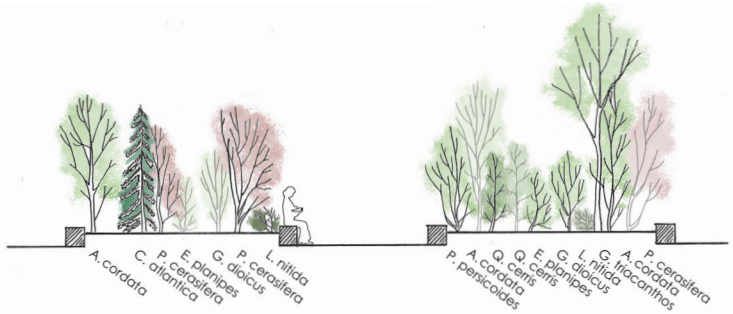
Artnamn	År 2-4	År 4-6	År 7-10
<i>Alnus cordata</i>	Gallras 30%	Gallras 50%	Gallras 100%
<i>Gleditsia triacanthos</i> 'Sunburst'		Gallras 20%	Gallras 20%
<i>Prunus cerasifera</i> 'Nigra'		Gallras 20%.	Gallras 20%. Flerstammiga individer gynnas.
<i>Prunus x persicoides</i> 'Spring glow'		Gallras 20%.	Gallras 20%. Flerstammiga individer gynnas.
<i>Quercus cerris</i>			Gallras. Spara 6 starkväxande individer.
<i>Gymnocladus dioicus</i>		Gallras 20%	Gallras 20%.
<i>Lonicera nitida</i> 'Maigrün'			
<i>Euonymus planipes</i>			

Figur 65: Gallringsschema för Kvarterstorget 10 år framåt.

År 1



År 5



År 15



År 30



Figur 66: Profildiagrammen visualiserar den tänkta utvecklingen och målbilden för mikroskogen, från planteringstillfället och 30 år framåt i tiden.

5.5 Prototyp 3 - Aktivitetsparken

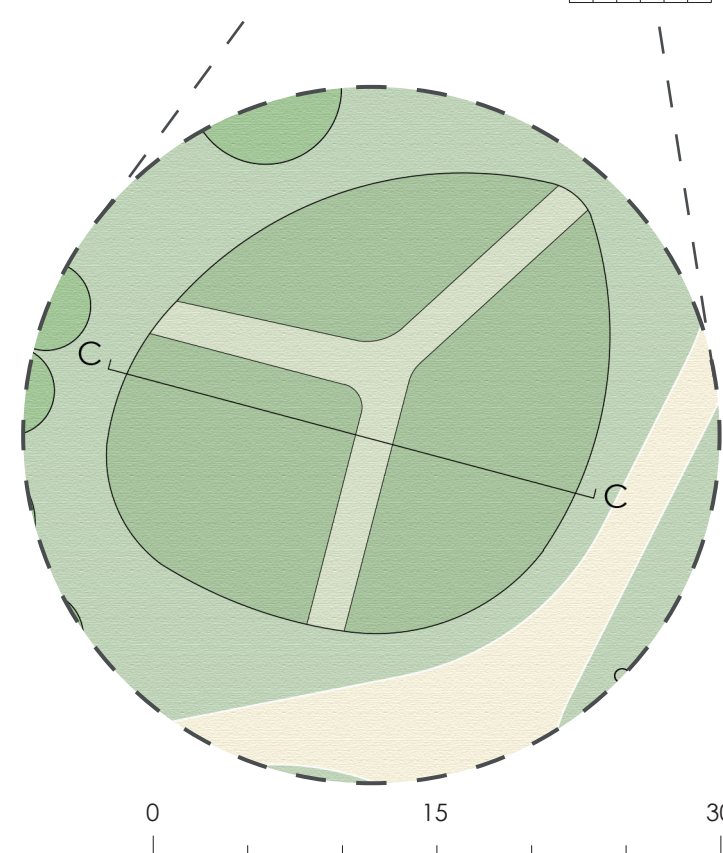
BAKGRUND

Parkmiljön är en typsituation som återkommer på flera platser i Östra Ramlösa. I den östra delen av stadsdelen planeras en aktivitetspark, som ska rymma både temalekplats, och olika samlings- och lekytor (Helsingborg 2022). Aktivitetsparken är belägen mellan den nya bebyggelsen och Lussebäcken, med Långebergsgaskogen och det omgivande åkerlandskapet i öster (se figur 60). Mot bebyggelsen i väster ges parken en mer urban prägel medan den får en mer naturlig prägel mot naturområdet (Helsingborg 2022). I Aktivitetsparkens norra del finns en yta som i illustrationsplanen (Helsingborg 2024b) visas som en grupplantering av träd i en gräsyta. En sådan plantering kan med fördel göras i form av en mikroskog, vilket kan bidra med flera ekosystemtjänster till platsen.

Mikroskogens flerskiktade struktur bidrar till goda lekmiljöer för barn (Mårtensson et al. 2012) och det bostadsnära läget gör den särskilt betydelsefull för barns lek och utveckling (Florgård & Forsberg 2006). Dessutom har en artrik mikroskog potential att öka den biologiska mångfalden (Heyman 2010; Ottburg et al. 2018) där användningen av inhemska arter är särskilt positiv (Helden et al. 2012). Mikroskogen anläggs på före detta åkermark och den befintliga rika lerjorden ger goda förutsättningar för en mikroskog att etableras (Halling 2024). Den föreslagna mikroskogen är 500 kvm stor och dess form (se figur 67) ger möjligheter till en inre rumsbildning, där barn kan skapa parallella stigar och rum för lek (Gustavsson & Ingelög 1994).

Mikroskogens läge intill gång- och cykelvägar och nära bebyggelse, gör att trygghetsaspekten är viktig att beakta. En grupperad underväxt kan bidra till ökad trygghet (Jansson et al. 2012) och ger dessutom en inre rumslighet för barns lek, samtidigt som det gynnar den biologiska mångfalden (Heyman 2010). Med inspiration från fältstudien i Iduns park anläggs stigar genom beståndet, för att ge en användning till platsen från början och inbjuda till rörelse. Stigarna bidrar också till ordning och struktur, vilket påverkar den upplevda tryggheten i naturlika miljöer positivt (Jorgensen 2004).

Figur 67: Situationsplan över planeringen i aktivitetsparken. Övre bilden: Skala 1:1000. Nedre bilden: Skala 1:400. DWG-fil av Helsingborgs kommun (2024a). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).



MÅLBILD

Ett mångskiktat bestånd med en starkt grupperad mosaikartad underväxt (7.2), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). På sikt ska mikroskogen bilda en ek- och hassellund, med inslag av fågelbär (*Prunus avium*), avenbok (*Carpinus betulus*) och måbär (*Ribes alpinum*), med ett blommande fältskikt av vitsippor (*Anemone nemorosa*) och svalört (*Ficaria verna*). Det kommer även finnas enstaka individer av vildapel (*Malus sylvestris*), sälg (*Salix caprea*) och hägg (*Prunus padus*) i beståndet. I beståndet finns både stående död ved och död ved i faunadepåer alternativt i högar för kojbygge.

KARAKTÄRSVÄXTER

Mikroskogen anläggs med inhemska växter, med inspiration från den naturliga floran längs Lussebacken och i Långebergaskogen. Genom att arbeta med arter som förekommer naturligt i den lokala floran blir planteringen väl anpassad till de ståndortsförhållanden som råder på platsen. Den inhemska floran kan även vara ett bra val i pedagogiskt syfte för barn, med inspiration från Iduns park (Malmö stad 2014). Att arbeta med inhemska arter i närheten av naturområden är också ett sätt att skydda de naturliga miljöerna (Stormwalther 2024).

ANLÄGGNING, ETABLERING & PRINCIPIELL SKÖTSEL

Den befintliga jorden på platsen bevaras och grönkompost tillförs, vilket visat på goda resultat i fältstudien i Mariastaden och Iduns park. En planteringsstäthet på 2 plantor/kvm ger en relativt tät plantering som snabbt sluter sig och därmed kan ge mindre ogräsuppslag. I den här typsituationen, förväntas en tolerans för ett tätt uttryck i det tidiga skedet. Häckplantorna planteras slumpvis blandat. I tabell 11 ses artsammansättningen för prototypen.

För att skydda mot ogräs och uttorkning används lövträflis som täckmaterial, vilket också skyddar mot den kompaktering som kan uppstå på platser där många barn leker (Beckman et al. 2023). När profildiagrammen från Mariastaden och Iduns park jämfördes i syntesen, visade det att etableringsbevattning kan ge en bättre höjdtillväxt i beståndet, även när planteringen är gjord på god före detta åkermark med tillförsel av kompost.

Därför görs etableringsbevattning 9 gånger under första växtsäsongen, för att sedan utvärdera behovet av fortsatt bevattning, med inspiration från Köpenham (Christensen 2024). Vegetationen runt stigarna stängslas in de första två växtsäsongerna som skydd mot vilt och slitage.

Efter 7-10 år planteras ett fältskikt in, vilket kan gynna den biologiska mångfalden men även bidra till höjda upplevelsevärden i form av blomning. Vitsippa (*Anemone nemorosa*) och svalört (*Ficaria verna*) planteras under tätare buskage, då de är känsliga för slitage (Gustavsson & Ingelög 1994). Därifrån kan de sedan sprida sig utåt till ytor som inte utsätts för slitage. Andra arter som Gustavsson & Ingelög anser passande att introducera är lundslok (*Melica uniflora*), löktrav (*Alliaria petiolata*), jordreva (*Glechoma hederacea*) och smultron (*Fragaria vesca*). Dessa sås eller planteras in i hela beståndet.

Klibball (*Alnus glutinosa*) och alm (*Ulmus glabra*) är amträd och gallras succesivt ut ur beståndet, för att helt gallras bort år 7-10. Vid gallring av amträden missgynnas starkväxande individer, för att ge plats åt andra arter och inte släcka ljuset nedåt. Skogseken (*Quercus robur*) gynnas och gallras fram i luckor. Vid gallring av fågelbär (*Prunus avium*) och avenbok (*Carpinus betulus*) gynnas starka individer, men inte på bekostnad av eken. Eken gallras ej, men vissa individer förväntas självdö där de inte får tillräckligt med ljus och utrymme. I detta fall ska icke vitala individer av ek gallras bort. Hassel (*Corylus avellana*), skogsolvon (*Viburnum opulus*), måbär (*Ribes alpinum*) och vildapel (*Malus sylvestris*) gallras svagt så gruppering gynnas, där första gallring av dessa arter sker år 7-10. Stående död ved sparas som högstubbar i beståndet och material från gallring kan samlas i faunadepåer eller i högar för kojbygge. Gallringsschemat i figur 68 visar gallringen för de första 10 åren och figur 69 visualiserar beståndets utveckling över tid.

Tabell 11: Växtförteckning Aktivitetsparken.

Artnamn	Skiktillhörighet		Kvalitet	Andel
<i>Quercus robur</i>	Övre trädsikt	☀	Häck 50-80	25%
<i>Corylus avellana</i>	Mellanskikt	☁	Häck 50-80	15%
<i>Alnus glutinosa</i>	Övre trädsikt	☀	Häck 50-80	10%
<i>Ulmus glabra</i>	Övre trädsikt	☁	Häck 50-80	10%
<i>Prunus avium</i>	Övre trädsikt	☀☁	Häck 50-80	8%
<i>Carpinus betulus</i>	Nedre trädsikt	☁	Häck 30-50	6%
<i>Viburnum opulus</i>	Busksikt	☀☁	Häck 30-50	6%
<i>Ribes alpinum</i>	Busksikt	☁	Häck 30-50	6%
<i>Salix caprea</i>	Nedre trädsikt	☀☁	Häck 30-50	5%
<i>Prunus padus</i>	Nedre trädsikt	☀☁	Häck 30-50	5%
<i>Malus sylvestris</i>	Mellanskikt	☀☁	Häck 30-50	4%

ARTVAL

***Q. robur*:** En långlivad semipionjär art med höga krav på ljus (Almgren et al. 2003; Sjöman & Slagstedt 2015a). Etableringen av unga ekplantor gynnas av amning av al (*Alnus glutinosa*) och fågelbär (*Prunus avium*) (Sjöman & Slagstedt 2015b).

***C. avellana*:** Stabil och skugggivande art (Hirons & Sjöman 2019), med stort lekvärde (Beckman et al. 2023). Arten har en snabb stubbskottsskjutning (ibid.) samt nötter (Mossberg & Stenberg 2018), till förmån för biologisk mångfald.

***A. glutinosa*:** I ungdomen snabbväxande art som framgångsrikt använts som amträd (Sjöman & Slagstedt 2015b; Halling 2024). Skjuter stubbskott efter att den gallrats bort, innan andra arter skuggar ut den (Sjöman & Slagstedt 2015b).

***U. glabra*:** Arten är lättetablerad, har en bred ståndortsamplitud och återfinns på rika marker (Sjöman & Slagstedt 2015b). Historiskt sett har de funnits på stora delar av det som idag är odlingslandskap (ibid.). Fungerar väl som amträd, vilket ses i fältstudien i Mariapark.

***P. avium*:** Semipionjär art (Sjöman & Slagstedt 2015b) som trivs i frisk parkmark. Bidrar med blomning samt fruktsättning som är av stort värde för pollinatörer (Hirons & Sjöman 2019). Trädet är lättetablerat och livskraftigt (Sjöman & Slagstedt 2015b), vilket sågs i fältstudien i Iduns park.

***C. betulus*:** Torktålig och skugggivande sekundärart (Sjöman & Slagstedt 2015b), med seg ved som tål lek (Beckman 2023). Skjuter stubbskott, vilket ses i fältstudien från Västerskog.

***V. opulus*:** Fungerar väl som undervegetation till ek (*Quercus robur*), fågelbär (*Prunus avium*) och hassel (*Corylus avellana*) (se Iduns park för referens). Relativt god tolerans för torka (Sjöman et al. 2023). Får bär (Mossberg & Stenberg 2018) vilket kan gynna fågellivet.

***R. alpinum*:** Seg buskart som anses väldigt tålig i lekmiljöer (Beckman et al. 2023). Får bär (Mossberg & Stenberg 2018) vilket gynnar fågelliv och biologisk mångfald.

***S. caprea*:** Utpräglad pionjärart som blommar tidigt på våren då den är en särskilt viktig källa för nektar och pollen (Sjöman & Slagstedt 2015b). Arten är lättetablerad (Hirons & Sjöman 2019) och har stark höjdtillväxt i parkmiljö vilket kan ses i brynet för PL1, Mariastaden.

***P. padus*:** Arten trivs i mullhaltig och frisk parkmark (Hirons & Sjöman 2019) och fungerar såväl i det soliga brynet som inne i ljusa lövträdsbestånd (Sjöman & Slagstedt 2015b). Trädet har blommor och bär vilket gynnar fågellivet (ibid.).

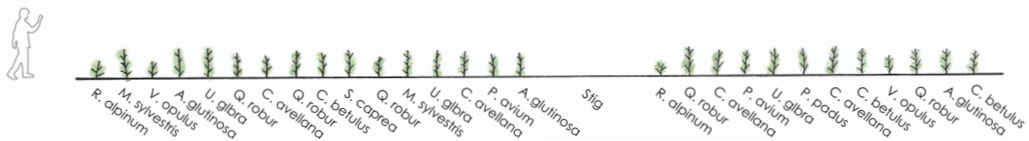
***M. sylvestris*:** Ljuskrävande pionjärart som fungerar väl i bryn- och landskapsplanteringar (Sjöman & Slagstedt 2015b). Tål lätt skugga (Hirons & Sjöman 2019), i fältstudien i Iduns park, ses att enstaka individer finns kvar som undervegetation. Blomning och fruktsättning gynnar pollinatörer (ibid.).

Gallringsschema

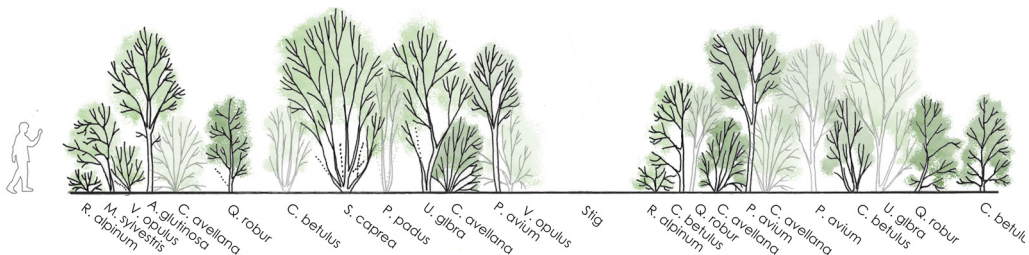
Artnamn	År 2-4	År 4-6	År 7-10
<i>Quercus robur</i>		Individer med svag tillväxt och döda individer gallras bort. Starkväxande individer gynnas.	
<i>Corylus avellana</i>		Gallras 20%	Gallras 20%
<i>Alnus glutinosa</i>	Gallras 30%	Gallras 20%. Starkväxande individer missgynnas.	Gallras 100%
<i>Ulmus glabra</i>	Gallras 30%	Gallras 20%. Starkväxande individer missgynnas.	Gallras 100%
<i>Prunus avium</i>	Gallras 20%	Gallras 20%. Starkväxande individer gynnas.	Gallras 20%
<i>Carpinus betulus</i>		Gallras 10%	Svag gallring för att gynna gruppering.
<i>Viburnum opulus</i>			Svag gallring för att gynna gruppering.
<i>Ribes alpinum</i>			Svag gallring för att gynna gruppering.
<i>Salix caprea</i>	Gallras 30%	Gallras 20%. Starkväxande individer missgynnas.	Stark gallring. Tre starkväxande individer i brynzonen sparas.
<i>Prunus padus</i>	Gallras 20%	Gallras 20%. Starkväxande individer missgynnas.	
<i>Malus sylvestris</i>			Svag gallring för att gynna gruppering.

Figur 68: Gallringsschema för Aktivitetsparken 10 år framåt.

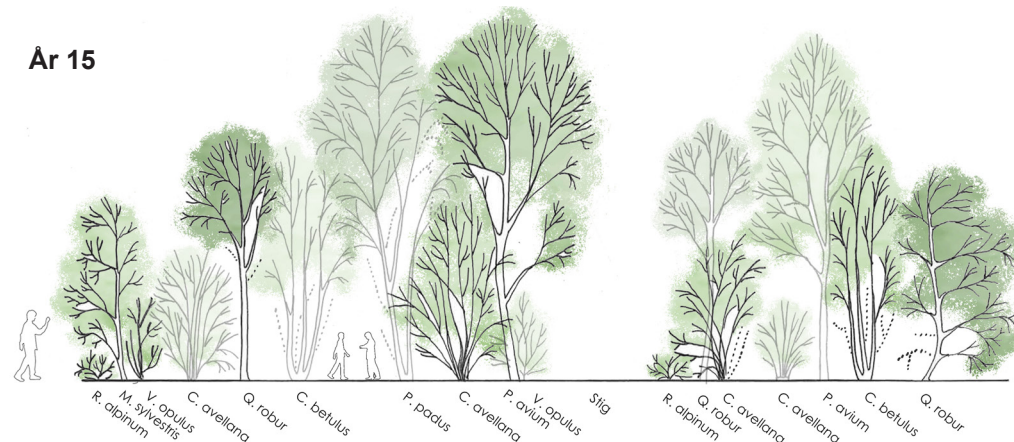
År 1



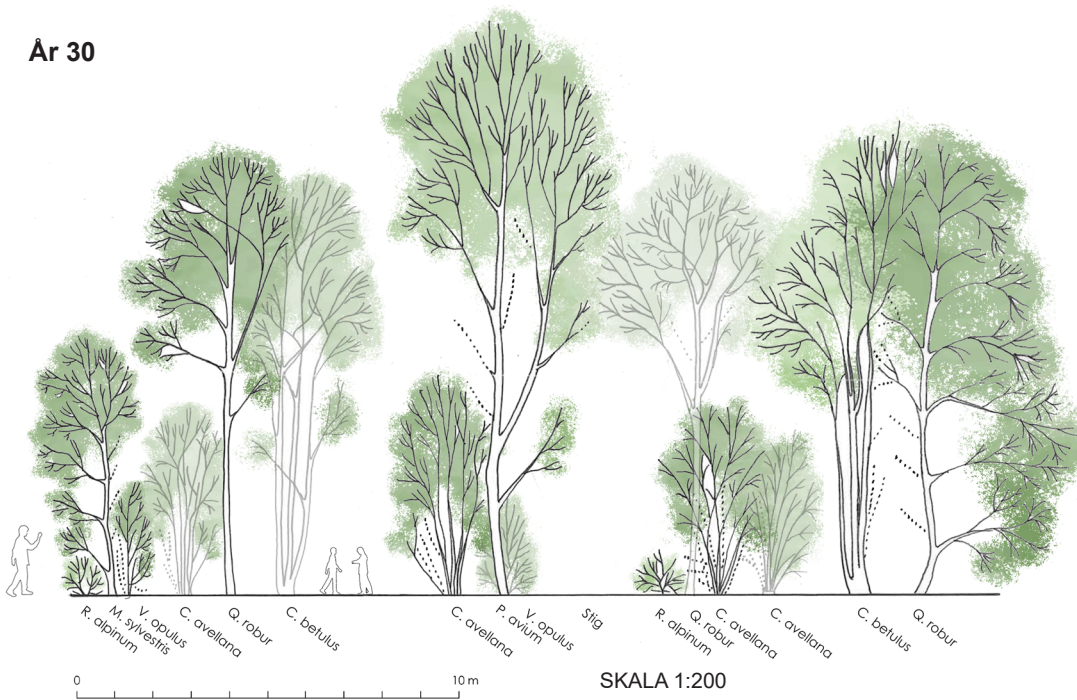
År 5



År 15



År 30



Figur 69: Profildiagrammen visualiserar den tänkta utvecklingen och målbilden för mikroskogen, från planteringstillfället och 30 år framåt i tiden.

5.6 Prototyp 4 - Skolgården

BAKGRUND

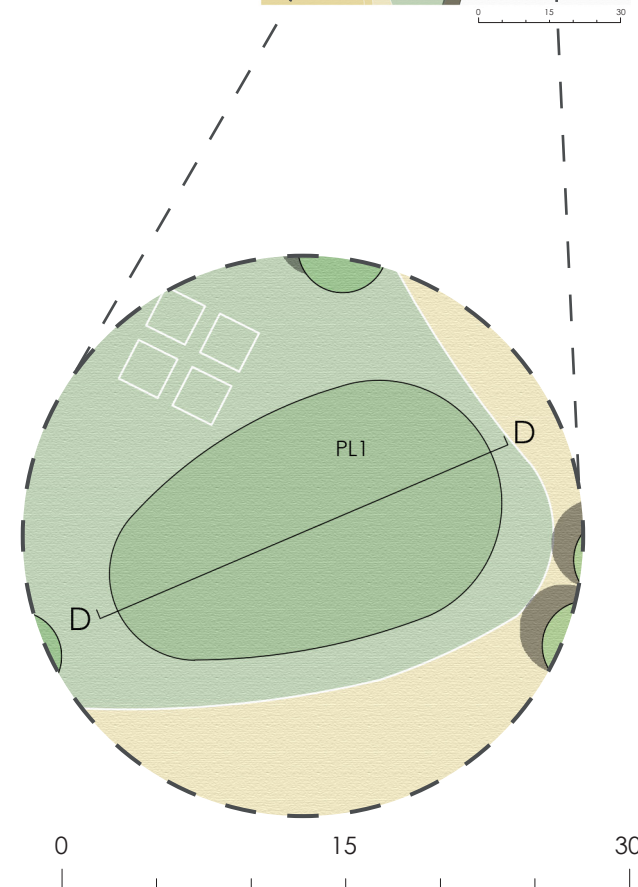
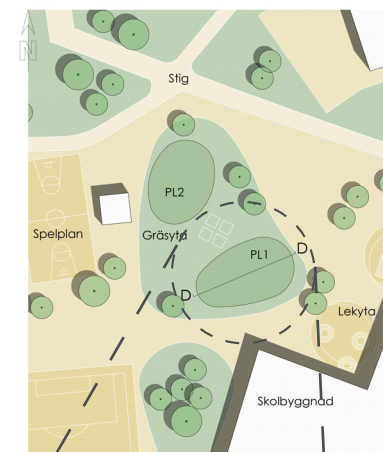
I Östra Ramlösa planeras för både förskolor och grundskola, med tillhörande skolgårdar (Norberg 2024). I den västra delen av Östra Ramlösa finns en väl tilltagen skolgård, som ska rymma förskola och grundskola i ett. Norr, öster och söder om skolgården planeras bebyggelse med inslag av grönstruktur och i väster planeras en grön bullervall som skydd mot Österleden (Helsingborg 2024b). Skolgårdens utemiljö ska ge utrymme för en bredd av aktiviteter, med bollplaner och grönytor mellan aktivitetsområdena (Norberg 2024).

En av de planerade grönytor är placerad i den norra delen av skolgården, mellan skolbyggnaden och basketplanen i norr (Östra Ramlösa 2024b). I illustrationsplanen ses grupper av träd placerade i grönytan. Genom att istället anlägga mikroskogar här kan flera ekosystemtjänster förstärkas, däribland ökar de naturnära lekmöjligheterna för barnen vilket är viktigt för deras fysiska och mentala utveckling (Jarvis et al. 2022; Mårtensson et al. 2011). Mikroskogar kan även sänka temperaturen och ge beskuggning, bidra till bullerdämpning och till en ökad biologisk mångfald (Zellwegger et al. 2020; Heyman 2010; Ottburg et al. 2018). Parker och naturområden ses som viktiga pedagogiska miljöer i anslutning till skolgårdarna i Östra Ramlösa (Helsingborg 2022) och mikroskogar på skolgården kan bidra till närhet till naturlika miljöer.

I grönytan placeras två stycken mikroskogar (se figur 70), där PL1 är 220 kvm och PL2 är 194 kvm. Dess storlek och form ger möjligheter till en inre rumsbildning (Gustavsson & Ingelög 1994). Samma artsammansättning används för båda planteringarna. Platsen ligger på före detta åkermark och den befintliga rika lerjorden ger goda förutsättningar för en mikroskog att etableras (Halling 2024). Lerjorden löper risk att bli kompakterad, dels på grund av byggnationen i området men också av den intensiva användning som kan förväntas på en skolgård. Mikroskogar kan vara ett sätt att planera för robust grönska där småplantorna lättare kan etablera sig än större kvaliteter i en kompakterad jord (Halling 2024; Stormwalther 2024; Ellerbäck 2024).

För att få en god etablering av växtmaterial på en yta som förväntas utsättas för högt slitage krävs någon form av skydd under de första åren. Dessa bör enligt Beckman

Figur 70: Situationsplan över planeringen på skolgården. Övre bilden: Skala 1:1000. Nedre bilden: Skala 1:400. DWG-fil av Helsingborgs kommun (2024a). Bearbetning av Nessmar & Wetterup (2024).



et al. (2023) inte uppfattas som en alltför stark barriär, då dessa gränser har en förmåga att segmenteras även efter att skyddet tagits bort. Dess viktigaste funktion är att springet försvinner och farten sänks. Genom att utforma dem med passager kan barn och vuxna få tillgång till vegetationen men med mindre slitage. Lagom taggiga buskar kan också bidra till ett långsammare och försiktigare rörelsemönster (ibid.).

MÅL

Ett treskiktat bestånd med starkt utvecklat buskskikt (6.2), enligt Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper (se bilaga 2). Skogen ska utgöra en god lekmiljö för barn, ha möjlighet till föryngring i form av stubbskottsbruk och bidra med stabila arter över tid. Målet initialt är att skapa en artrik plantering som tidigt skapar volym och lekvärde med en kombination av såväl pionjär- som sekundärarter. På lång sikt utvecklas mikroskogen till att främst bestå av sekundära arter som kan skötas med stubbskottsbruk, såsom skogslind (*Tilia cordata*), avenbok (*Carpinus betulus*) och hassel (*Corylus avellana*). På så sätt fortsätter mikroskogen bidra till intressanta lekmiljöer för barn. I brynzonen och där det uppstår ljusluckor i beståndet, av skötsel eller slitage, kan vissa av de mer ljuskrävande arterna finnas kvar och bidra till en hög artrikedom. I beståndet finns löst material i form av pinnar och grenar som ger lekvärde.

KARAKTÄRSVÄXTER

Karaktärsväxter för beståndet kommer att vara lek- och klättervänliga växter, av till större delen inhemskt ursprung eller arter som är naturaliserade i Sverige. Växterna är valda utifrån att de lämpar sig för lekmiljöer med högt slitage. Egenskaper såsom snabb stubbskott- eller rotskottskjutning och snabb återväxt, seghet och lekvärde i form av frukt- eller nötsättning, men även en skuggande effekt karaktäriserar de valda växterna.

ANLÄGGNING, ETABLERING & PRINCIPIELL SKÖTSEL

Grönkompost tillförs den befintliga jorden. En planteringsstäthet på 2 plantor/kvm används, då det i den här typsituationen kan förväntas ett högre bortfall på grund av högt slitage. Planteringsstätheten ger tidiga lekvärden. Som täckmaterial används ett lager av lövträflis, vilket skyddar rötterna mot kompaktering i lekmiljö (Beckman et al. 2023). För att skapa god tillväxt

görs etableringsbevakning 9 ggr den första växtsäsongen, för att sedan utvärdera om fortsatt bevakning behövs, med inspiration från Köpenhamns kommun (Christensen 2024). Ett enkelt staket, utformat med passager, skyddar planteringen under de första tre växtsäsongerna. I tabell 12 ses artsammansättningen för prototypen.

Björk (*Betula pendula*) och klibbal (*Alnus glutinosa*) ämnar att amma upp övriga arter under de första 10 åren, för att sedan gallras bort och då endast spara ett fåtal individer som kan bidra med en bredare artdiversitet. Gallringen av amträden görs i syfte att öka ljusinsläppet i beståndet och skapa utrymme för övriga träd- och buskarter att utvecklas. Övriga trädarter kommer även gallras i varierande styrka för att premiera ett välutvecklat buskskikt. För att rotskottskjutande arter ska skjuta nya skott behöver gallringen skapa luckor med ljusnedsläpp. Gallringen ska gynna en bred artdiversitet av starkväxande individer, oavsett art och starka individer bör gynnas. Dock bör pionjärarter såsom björk och klibbal ha en låg procentuell andel efter 10 år. Ett högt slitage förväntas och därmed ett naturligt bortfall, vilket gör att gallringen har en lägre styrka än i övriga prototyper. Gallringsschemat kan behöva revideras innan 10-årsperioden har gått, då det är svårt att förutspå vilka arter som kommer falla bort. Gallringsschemat i figur 71 visar gallringen för de första 10 åren och figur 72 visualiserar beståndets utveckling över tid.

Tabell 12: Växtförteckning Skolgården.

Artnamn	Skikttilhörighet		Kvalitet	Andel
<i>Betula pendula</i>	Övre trädsikt	☀	Häck 50-80	12%
<i>Alnus glutinosa</i>	Övre trädsikt	☀	Häck 50-80	12%
<i>Acer campestre</i>	Nedre trädsikt	☁	Häck 50-80	10%
<i>Tilia cordata</i>	Övre trädsikt	☁	Häck 50-80	10%
<i>Prunus cerasifera</i>	Mellanskikt	☀☁	Häck 50-80	8%
<i>Carpinus betulus</i>	Nedre trädsikt	☁	Häck 50-80	6%
<i>Salix x smithiana</i>	Mellanskikt	☀☁	Häck 50-80	6%
<i>Salix viminalis</i>	Mellanskikt	☀☁	Häck 50-80	6%
<i>Pyrus communis</i>	Nedre trädsikt	☀☁	Häck 50-80	5%
<i>Malus toringo var. sargentii</i>	Buskskikt	☀☁	Häck 30-50	5%
<i>Corylus avellana</i>	Buskskikt	☁	Häck 30-50	5%
<i>Ribes alpinum</i>	Buskskikt	☁	Häck 30-50	5%
<i>Ribes rubrum</i>	Buskskikt	☀☁	Häck 30-50	5%
<i>Ribes nigrum</i>	Buskskikt	☀☁	Häck 30-50	5%

ARTVAL

***B. pendula*:** Utpräglad pionjärart med goda ammande egenskaper (Sjöman & Slagstedt 2015b). Mycket ljuskrävande och vindtålig (ibid.).

***A. glutinosa*:** I ungdomen snabbväxande art som framgångsrikt använts som amträäd (Sjöman & Slagstedt 2015b; Halling 2024). Skjuter stubbskott efter att den gallrats bort, innan andra arter skuggar ut den (Sjöman & Slagstedt 2015b).

***A. campestre*:** En tålig och anspråkslös art med god tolerans för varma och torra förhållanden (Sjöman & Slagstedt 2015b).

***T. cordata*:** En tålig och skugggivande art, med en snabb stubbskottsskjutning (Beckman et al. 2024). Kan användas för stubbskottsbruk, vilket ger vegetation i lämplig storlek för lek.

***P. cerasifera*:** Arten är stabil och snabbväxande och dess förmåga att skjuta rotskott gör den extra tålig i lekmiljöer (Beckman et al. 2023). Arten anses ha ett stort lekvärde. Har en viss tornighet, vilket kan bidra till ett långsammare och försiktigare rörelsemönster (ibid.).

***C. betulus*:** Torktålig och skugggivande sekundärart (Sjöman & Slagstedt 2015b), med seg ved som tål lek (Beckman 2023). Skjuter stubbskott, vilket ses i fältstudien från Västerskog.

***S. x smithiana*:** Snabbväxande art med en snabb stubbskottsskjutning och ett stort lekvärde (Beckman 2023). Odlad och ibland förvildad hybrid mellan *S. viminalis* och *S. caprea* (Mossberg & Stenberg 2018). Blir högre än *S. viminalis* (ibid.).

***S. viminalis*:** Snabbväxande art med en snabb stubbskottsskjutning och ett stort lekvärde (Beckman 2023). Odlad och förvildad (Mossberg & Stenberg 2018).

***P. communis*:** Tålig art med en god tolerans för varma och periodvis torra ståndorter (Sjöman & Slagstedt 2015b). Blommande och frukt bärande träd med viss tornighet (Mossberg & Stenberg 2018).

***M. toringo var. sargentii*:** En stabil art med stort lekvärde (Beckman et al. 2023). Något tornig, vilket kan bidra till ett långsammare och försiktigare rörelsemönster (ibid.). Är sällsynt förvildad (Mossberg & Stenberg 2018). Ger blommor och frukt (ibid.).

***C. avellana*:** Stabil och skugggivande art (Hirons & Sjöman 2019), med stort lekvärde (Beckman et al. 2023). Arten har en snabb stubbskottsskjutning (ibid.) och ger nötter (Mossberg & Stenberg 2018).

***R. alpinum*:** Seg buskart som anses väldigt tålig i lekmiljöer (Beckman et al. 2023). Den får bär vilket gynnar fågelliv och biologisk mångfald i stort (Mossberg & Stenberg 2018).

***R. rubrum*:** Lägre buske som ger ätliga bär (Mossberg & Stenberg 2018). Förvildad eller naturaliserad (ibid.).

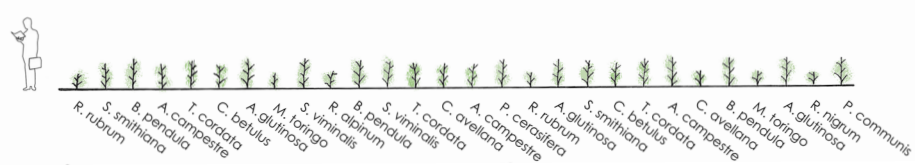
***R. nigrum*:** Lägre buske som ger ätliga bär (Mossberg & Stenberg 2018). Förvildad eller naturaliserad (ibid.).

Gallringsschema

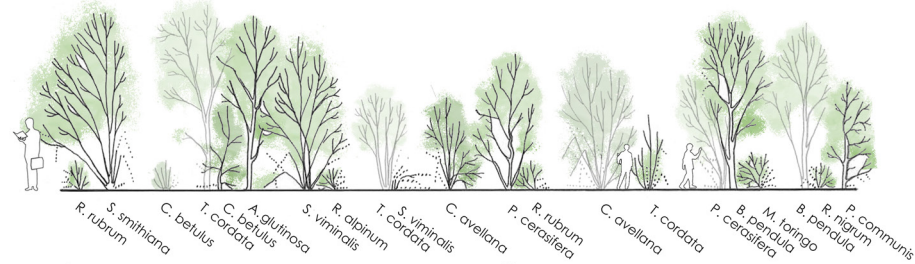
Artnamn	År 2-4	År 4-6	År 7-10
<i>Betula pendula</i>	Gallras 20%	Gallras 30%	Gallras. Tre starkväxande individer sparas i vardera plantering.
<i>Alnus glutinosa</i>	Gallras 20%	Gallras 30%	Gallras. Tre starkväxande individer sparas i vardera plantering.
<i>Acer campestre</i>	Gallras 10%	Gallras 20%	Gallras 20%
<i>Tilia cordata</i>	Gallras 10%	Gallras 20%	Gallras 20%
<i>Prunus cerasifera</i>	Gallras 10%	Gallras 20%	Gallras 20%
<i>Carpinus betulus</i>		Gallras 10%	Gallras 10%
<i>Salix x smithiana</i>		Gallras 10%	Gallras 10%
<i>Salix x viminalis</i>		Gallras 10%	Gallras 10%
<i>Pyrus communis</i>		Gallras 10%	Gallras 10%
<i>Malus toringo var. sargentii</i>			
<i>Corylus avellana</i>			
<i>Ribes alpinum</i>			
<i>Ribes rubrum</i>			
<i>Ribes nigrum</i>			

Figur 71: Gallringsschema för Skolgården 10 år framåt.

År 1



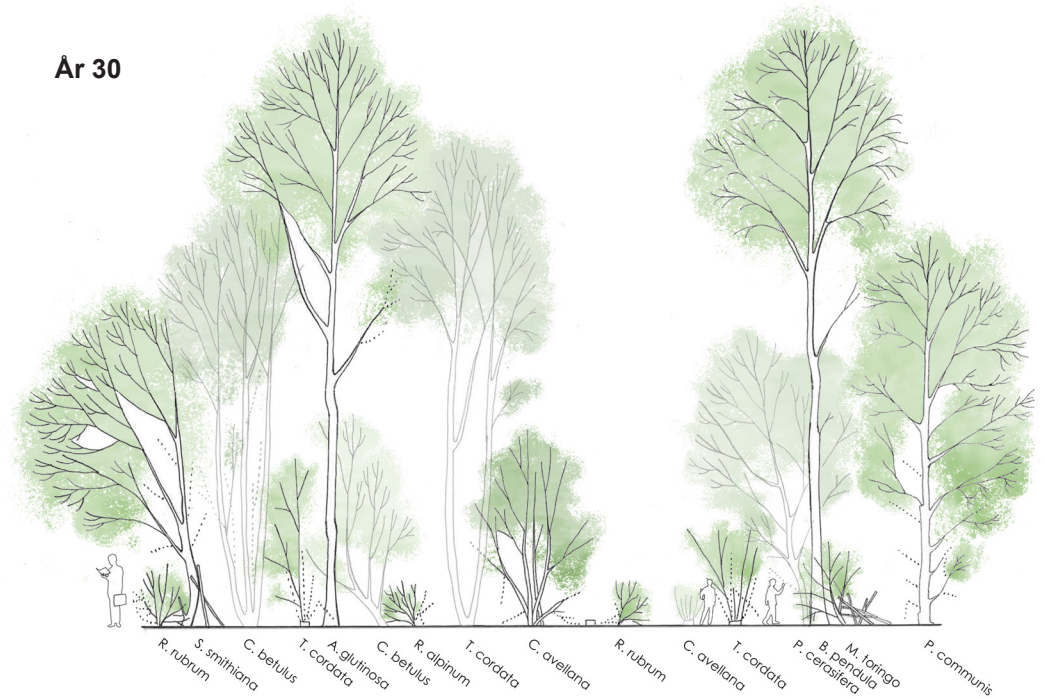
År 5



År 15



År 30



SKALA 1:200

Figur 72: Profildiagrammen visualiserar den tänkta utvecklingen och målbilden för mikroskogen, från planteringsstillfallet och 30 år framåt i tiden.

6. Diskussion & slutsats

6.1 Metodiskussion

Metoden för arbetet, bestående av litteraturstudier, intervjuer och fältstudie, har visat sig bidra med god kunskap om mikroskogars potential till användning, uppbyggnad och utveckling men även visat på motsättningar.

Mikroskogar som begrepp är relativt nytt och det finns ännu ett begränsat utbud av vetenskapligt publicerat material, vilket har gjort att studien har varit beroende av en egen definition. Detta innebär att kunskapsinhämtningen till stor del har baserats på generella principer för dynamisk vegetationsbyggnad i urbana sammanhang. Dessutom har kopplingen mellan ekosystemtjänster och otjänster och mikroskogs-konceptet varit utmanande, då mycket av den information som fanns att tillgå handlade om urbana skogar generellt. I arbetet selekterades information med direkt koppling till urbana skogar i liten skala, och därmed till nyckelorden i arbetets definition av mikroskogar, såsom artrikt, dynamiskt och flerskiktat. Den så kallade "snöbollseffekten" kom att bli en viktig del av metoden eftersom mikroskog som sökord gav ett ytterst litet urval av litteratur. Urvalet blev i sin tur en viktig källa för sökandet av ny relevant litteratur inom samma kunskapsområde. Det är relevant att tillägga att det primära urvalet gav begränsad information och därmed till största del har syftat till att leda undersökningen vidare till nya källor. För varje ny källa öppnades nya

dörrar, vilket totalt sett resulterade i en bredd av källor med relevans för arbetet.

Studiens frågeställning visar på en hierarki där ekosystemtjänster ses som en förutsättning för skapandet av mikroskogar. Syftet med arbetet var att belysa mikroskogar som ett möjligt komplement till enskiktade trädplanteringar och därmed förbättra förutsättningarna för viktiga ekosystemtjänster. Begreppet "förutsättning" är därmed ett viktigt nyckelord för att förstå arbetets utformning, där ekosystemtjänster och otjänster kopplat till mikroskogar undersöks på ett översiktligt plan, i relation till den del som behandlar dynamisk vegetationsbyggnad som har givits större plats. Med en större tidsram, hade det varit av intresse att vidareutveckla kapitlet om ekosystemtjänster för att belysa vikten av och ytterligare stärka argumenten för mikroskogar i staden.

Studiens intervjuer gav plats-specifik kunskap kopplat till fältstudien och kompletterade den teoretiska litteraturstudien väl genom att bidra med praktiska exempel och information. Urvalet av informanter syftade till att ge en erfarenhets- och kunskapsbredd i relation till användandet av mikroskogar i olika städer och kommuner. Det visade sig vara positivt då arbetet med mikroskogar i olika städer och kommuner kan skilja sig åt, även om det också finns många likheter, och på så sätt gav intervjuerna en möjlighet att jämföra olika arbetssätt och erfarenheter. Intervjuerna genomfördes med ett semistrukturerat upplägg med förberedda frågor och möjlighet till öppna svar. Vid

sammanställning av intervjuerna blev det tydligt att informanterna tolkat frågorna på olika sätt, vilket ledde till olika vinkling på svaren. Detta innebar att samtalen tog olika riktning och svaren blev senare svårare att jämföra. Smalare och mer direkt ställda frågor hade gjort det lättare att jämföra de olika informanternas svar. Däremot gav den öppna frågeställningen ett stort utrymme för diskussion och vidareutveckling av svaren samt mer utrymme för informanternas specifika kunskap om mikroskogar. Informanterna gav vid några tillfällen vidare hänvisning till kollegor och sakkunniga inom området som kunde ge vidare information om specifika metoder eller utformningar. Med en större tidsram för arbetet hade det varit av stort intresse att intervjua även dessa personer och på så sätt bidra med en fördjupad kunskap i ämnet.

Fältstudiens platsval baserades på en översiktlig genomgång av Öresundsregionens mikroskogar, där informanter och andra sakkunniga bidrog med information. Andra informanter hade kunnat bidra med ett annat urval av platser att studera i fältstudien, vilket hade kunnat ge ett annat resultat. Detta arbetssätt gav däremot ett djup där fältstudier och intervjuer kompletterade varandra och observationer som sågs i fält kunde styrkas i såväl svar från informanter som i litteratur.

Platserna som undersöks i fältstudien har olika ålder, storlek, artsammansättning, ståndortsförhållande samt resurstillgångar. Detta ger en bra kunskaps-spridning, samtidigt som det blir svårare att göra tydliga jämförelser mellan bestånden. Vid mer likartade platsval,

avseende ståndortsförhållande och/eller artsammansättning, hade studien lättare kunnat urskilja hur gallring och bevattning påverkat beståndens utveckling, såväl positivt som negativt.

I fält har beskrivningen av skiktning varit utmanande. Fältstudien består av ett flertal unga bestånd vilket resulterade i en problematik avseende användningen av Gustavsson & Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper. Beskrivningen av skogstyperna bygger på äldre bestånd och kan vara svårapplicerad på yngre bestånd. Därav lades ytterligare en metod till för att beskriva skiktningen i mikroskogar som var 5 år eller yngre, utifrån en kategorisering av trädskikt och underväxt (Gustavsson & Fransson 1991). Valet att särskilja yngre och äldre bestånd vid 5 års ålder gjordes utifrån den observerade skiktningen i det urval av platser som presenterades i fält. Därmed hade ett annat urval av platser kunnat resultera i en annan åldersindelning. Oavsett, kan det vara svårt att objektivt veta var gränsen går för ett moget bestånd och när den ena metoden för skiktning är mer lämpad än den andra. I unga bestånd som saknar definierad skiktning kan det även vara svårt att dra gränsen för trädskikt och underväxt. Det är först när höjdskillnaden mellan arter blir tydlig som metoden kan komma till sin rätt. Trots utmaningar med användningen av metoden för unga bestånd har beskrivningen av skiktning bidragit med kunskap och ökad förståelse för mikroskogens kortsiktiga och långsiktiga utveckling.

För de unga bestånden, yngre än 5 år gjordes en höjdinventering. Höjddatan visar på artspecifik information avseende artens tidiga höjdutveckling i ett bestånd. Den sammanställda höjddatan kunde sedan användas för att dra generella slutsatser kring hur pionjära, semipionjära och sekundära arter kan komma att utvecklas, vilket var information som sedan användes i tillämpningen för prototypernas profildiagram. Genom att inventera höjdtillväxt i samtliga bestånd hade det blivit en större artspridning och samma art hade kunnat återkomma på olika platser och resultera i ett medelvärde och ge ett ännu mer verklighetstroget riktvärde. Med det sagt, är det ändå av stort intresse att inventera höjddata för unga bestånd då det ger information om den tidiga höjdutvecklingen och därmed skapar förståelse för hur mikroskogens utveckling ser ut på kort sikt.

I fältstudien kan användning av provytor på 15x15 meter som täcker minst 10% av beståndets totala yta vara ett tidseffektivt sätt att inventera även stora bestånd. Detta kan ge en översiktlig bild av beståndets artfördelning utan att inventera hela beståndet. För arter med låg procentuell förekomst finns det dock en hög risk att provrutorna saknar förekomsten av just dessa arter, vilket kan ge ett missvisande utfall. Även övriga arter med högre procentuell andel kan ha en ojämn spridning i bestånden, vilket kan resultera i en missvisande fördelning arter emellan.

Likt Nielsen et al. (2023c) skriver, är profildiagram ett effektivt verktyg för att grafiskt

visualisera vegetationsstruktur och den skiktning som uppstår när arter växer tätt tillsammans. Metoden gav en fördjupad förståelse i fält där varje individ i snittet studeras mer ingående, men även arternas samspel mellan varandra. Det gav en ökad insikt avseende skiktningen, och under arbetet ute i fält med profildiagrammen fördjupades kunskapen om beståndens utformning i stort. Den kunskapen kunde sedan appliceras i tillämpningen. En komplettering av kronprojektionsplaner hade kunnat ge en större förståelse för läsaren, avseende trädens placering samt hur kronorna samspelar och påverkar varandra (Nielsen et al. 2023c). Dessutom kan kronprojektionsplaner i kombination med profildiagram bidra med information om vad som befinner sig bakom och framför sektionen. De sektioner som gjordes för profildiagrammen hade med fördel kunnat göras längre för att få med fler arter och ge en större förståelse för beståndets skiktning som helhet. I vissa fall hade det också varit en fördel att göra ett profildiagram för en tvärgående sektion, för att ge läsaren en större förståelse för mikroskogens skala och rumslighet.

6.2 Resultatdiskussion

Begreppet mikroskog har en bestämd definition i arbetet, där artdiversitet och flerskiktning har fått ta en betydande plats. En mikroskog behöver inte nödvändigtvis följa arbetets definition, utan kan också, som exempel, vara en enskiktad monokultur. Dock har studien kunnat påvisa att en flerskiktad och artrik struktur har flera

fördelar för stadens ekosystemtjänster och bättre förutsättningar för att skapa ett långlivat dynamiskt bestånd. Hade arbetet satt upp en annan definition för mikroskog hade arbetets resultat kunnat se annorlunda ut.

Resultatet visar att mikroskogar kan bidra med flertalet ekosystemtjänster, däribland värme- och vinddämpning, upptag av partiklar och bevarande av biologisk mångfald. En gemensam faktor för dessa tjänster är att mikroskogar, i kontrast till enskiktade planteringar kan bidra med ett bättre utfall av vardera tjänst, där en ökad bladmassa och rätt utformning kan dämpa värme och vinden ytterligare, sila partiklar mer effektivt och bidra med ökad biologisk mångfald. De prototyper för mikroskogar som togs fram i tillämpningen syftade till att skapa multifunktionella system där viktiga ekosystemtjänster för den specifika typsituationen fick styra. Det är dock värt att notera att mikroskogar kan ha potential att bidra med fler ekosystemtjänster än vad studien har kunnat påvisa. Studien har, som tidigare nämnts, ett begränsat utrymme för mikroskogens tjänster och otjänster.

En viktig diskussionspunkt är mikroskogens otjänster i ett urbant sammanhang. Resultatet visar att otjänsterna i relation till skogar i urban miljö har en stark koppling till otrygghetskänsla, men att det finns praktiska verktyg för att frånkomma detta. Det handlar till stor del om skötsel och platsens utformning och inramning. Dock kan inte studien fullt ut påvisa att skötseln kan ändra människors attityd gentemot naturliga skogssystem i en annars artificiell miljö.

Ellerbæck (2024) beskriver att det finns en traditionell uppfattning om hur grönytor i urban miljö bör se ut, och att mikroskogar inte alltid når upp till de estetiska förväntningarna. Däremot kan "cues to care" (Nassauer 1995), inramning (Stormwalther 2024) och trygghetsskapande skötsel (Gunnarsson et al. 2012; Jorgensen et al. 2002; 2007) vara ett steg närmare en acceptans av framtidens urbana mikroskogar. Kowarik (2018) menar att vi i västvärlden redan idag har en mer positiv attityd mot det vilda än vad tidigare studier visat.

Skötsel är inte endast av stor vikt för trygghetsskapande utan även för systemet i sig. En fri utveckling som Miyawaki (1998), Miyawaki (2004) och Miyawaki & Golley (1993) förespråkar kan vara problematiskt ur såväl ett trygghetsperspektiv, som ett dynamiskt perspektiv med fokus på skiktning. Vad händer med skogen om den lämnas utan skötsel? Ur ekologisk synvinkel klarar sig skogen på egen hand och utvecklingen sker med naturliga processer. Med ett specifikt mål eller syfte för platsen i sig, kan skötsel vara ett sätt att styra den i önskad riktning. I det ogallrade beståndet V14 i Västerskogs södra del ses en god utveckling, men med lägre grad av skiktning än i det gallrade beståndet V14 i Västerskogs norra del. Dessutom visar Ek- och Hassellunden i Iduns park, som gallrats hårdare, på en större skiktning än Lundmodellen i Iduns park, som gallrats mindre och också visar en mindre utvecklade skiktning.

Miyawakis metod för att skapa skogar har dock inte fokus på mänskliga preferenser utan på att

återskapa förlorade ekosystem (Miyawaki 1998; Miyawaki 2004; Miyawaki & Golley 1993). Metoden fokuserar på att skapa en stor grönvolum på kort tid. Men ett skogssystem i urban kontext behöver ta hänsyn till de mänskliga aspekterna också. Platsen för grönytor i staden är i dag förhållandevis begränsad och förväntas minska i framtiden, vilket gör att grönytor som finns att tillgå behöver visa på multifunktionalitet eftersom flera intressen, såväl ekologiska som sociala, ska samverka. Då skötseln är en viktig aspekt i att skapa flerskiktade dynamiska system, har skötseln också potential att styra vilka ekosystemtjänster som, indirekt, lyfts fram på platsen. Argumenten för skötsel i en urban kontext har resulterat i att prototyperna för mikroskogar i Östra Ramlösa bygger på skötsel och därmed också har generella principer för skötsel, samt ett gallringsschema som följer de första 10 åren. Därefter behöver bestånden utvärderas för fortsatt skötsel.

Resultatet visar att planteringsavståndet på mikroskogar skiljer sig åt, från 1 till 4 plantor per kvadratmeter. Som nämnts i syntesen, har fältstudier inte kunnat påvisa en tydlig skillnad i utveckling för bestånd planterade med 1 planta per kvadratmeter mot 4 plantor per kvadratmeter. Metoden för landskapsplanteringar förespråkar 1,5 planta per kvadratmeter, vilket bygger på en teknisk lösning för skötsel, och inte utveckling eller höjdtillväxt som sådan (Sjöman et al. 2015). Däremot visar resultatet att resurstillgångar i form av näring och vatten kan ha en positiv påverkan på utvecklingen. Bestånden i Iduns park, som haft goda resurstillgångar när det gäller både vatten

och näring, visar generellt en bättre utveckling är bestånden på Klaksvigsgade, som haft mer begränsade vatten- och näringstillgångar och Mariastaden, där tillgången på näring varit god men vattentillgången begränsad.

Vidare kan ett tätare planteringsintervall bidra med högre etablerings- och gallringskostnader i ett tidigt skede (Gustavsson & Ingelög 1994; Sjöman et al. 2015), vilket behöver vägas mot att tätare plantering kan ge mindre ogräsutslag och därmed lägre skötselkostnader för ogrärensning. Arbetet har inte undersökt de ekonomiska aspekterna av mikroskogar och kan inte påvisa det optimala antalet plantor per kvadratmeter, för att balansera etablerings- och skötselkostnaderna. Däremot visar resultatet att samtliga planteringar i fältstudien har en acceptabel eller mycket god utveckling i stort trots olika planteringsavstånd. Skillnaderna som visats i fältstudien kan bero på andra faktorer, såsom resurstillgångar. Utifrån det gjordes det i tillämpningen, där prototyper för mikroskogar i Östra Ramlösa togs fram, en avgränsning där en planteringstäthet på 1-2 plantor per kvadratmeter användes. Planteringstätheten för vardera prototyp bygger på plats specifika avvägningar gällande tolerans för ett tätt uttryck och ogräsutslag. För prototypen på skolgården kan det tänkas att slitaget blir högre av lekande barn, och därmed kan det vara fördelaktigt med ett tätare planteringstäthet. På kvarterstorget har det valts 1 planta per kvadratmeter för att i en så utpräglad urban miljö inte ge ett allt för vilt uttryck. I en sådan kontext kan det istället vara försvarbart med högre kostnader för ogrärensning, precis som skötselinsatser för

uppstamning för att skapa genomsikt och öka den sociala tryggheten kan vara befogat.

Resultatet har gett artspezifisk information om användning av ek i mikroskogar. I Iduns park, Mariastaden och det ogallrade beståndet i Västerskog (V14) hade eken svårt att hävda sig under krontaket. Litteraturen, precis som fältstudien från Klaksvigsgade i Köpenhamn, bekräftar eken som en ljuskrävande art som behöver gallras fram i luckor eller sättas i grupp för bästa utveckling (Almgren et al. 2003; Sjöman et al. 2015). En grupplantering kan med andra ord vara ett positivt inslag gällande enskilda trädarter, dock kan utpräglade blockplanteringar där samtliga arter har satts i grupp vara problematiskt i ett mindre bestånd, i fall att en specifik art dör ut och det då uppstår luckor i planteringen, vilket i fältstudien ses på Landsdommervej. Där har svarttallen nästan helt försvunnit och lämnat luckor med bar jord i beståndet. Ett alternativ hade varit att plantera arter som kan ha en osäker överlevnad i tätare men mindre kluster, för att minska problemet med bortfall. Ett större bestånd behöver däremot inte vara lika känsligt för att arter dör ut i block, då luckorna som uppstår inte får samma visuella påverkan. Dessutom kan en lucka i ett större bestånd skapa möjlighet för en inre rumsbildning men även för arter att kolonisera platsen på nytt och på så sätt skapa nya mönster och artsammansättningar. Eftersom studien inte säkert kunnat påvisa att ekarna måste planteras gruppvis för bästa överlevnad, görs detta inte i alla prototyper där ekar ingår i artsammansättningen. Dock gallras eken alltid fram i ljusluckor för att skapa bästa överlevnad

och tillväxt.

Arbetets frågeställning behandlar även mikroskogens storlek. Resultatet har visat att formen på planteringen och även planteringsbredd har stor betydelse för hur stor en mikroskog behöver vara för att kunna skapa ett dynamiskt system, men även en inre interiör och rumslighet. Rent objektivt kan det vara svårt att avgöra var gränsen går i kvadratmeter för när en rumslig interiör uppstår, dock har fältstudier visat att en skog med en bredd på 10 meter kan uppnå denna känsla förutsatt att den är lika lång. Möjligtvis är det inte storleken i kvadratmeter som avgör känslan av interiör eller skog, snarare formen. Exempelvis visar planteringen på Klaksvigsgade en längd på drygt 30 meter, men eftersom den endast är 2,5 meter bred kan ingen rumslig interiör skapas. Därmed säger inte skogens yta på 85 kvm särskilt mycket om den känsla och det intryck som mikroskogen ger. Med grund i diskussionen om form och storlek, resulterade prototyperna för mikroskogar i Östra Ramlösa i näst intill liksidiga eller rundade planteringar, där en inre rumslighet och interiör kan rymmas och ge förutsättningar för människor att vistas i dem. Undantag kan göras för gatuplanteringar, såsom prototypen för vändzonen, som utgår från illustrationsplanens vägnät och är något mer avlång i formen. I denna typsituation är inte tanken att människor ska vistas i mikroskogen utan snarare uppleva den utifrån. Dock är ytan tillräckligt stor för att skapa ett dynamiskt mikroskogssystem.

FRAMTIDA FORSKNING OCH UTVECKLING

Mikroskogen som koncept är relativt nytt och det finns därmed begränsad forskning kopplad till ämnet. Däremot har det gjorts gedigna forskningsinsatser på närliggande områden, bland annat om naturlika planteringar och landskapsplanteringar. Mycket av forskningen fokuseras på växters användning och överlevnadsstrategier, dynamisk vegetationsbyggnad och utveckling, samt skötsel för skogsbestånd i stort. Alla har varit av stor vikt för arbetet.

Dock hade det varit av intresse med vidare forskning för mer specifika metoder vid utformning av mikroskogar utifrån ekologiska principer. Dessa kan exempelvis vara studier som belyser planteringsstäthet på bestånd med likartade ståndortsmässiga förhållanden. En sådan studie har potential att bidra med mer specifik information om vilket planteringsavstånd som anses mest optimalt, beroende på målet med planteringen, såsom ekonomi, skötsel eller höjdtillväxt.

Det hade också varit av relevans med generella riktlinjer för hur stor andel pionjärträd som anses tillräcklig i en artblandning för att ge en god utveckling utan att skapa för stora gallrings- och skötselåtgärder.

Mikroskogar har även potential att undersökas vidare gällande storlek och placering i det urbana landskapet. Få studier undersöker mikroskogar

i starkt urbana sammanhang som exempelvis gatu- eller torgmiljö. Gränsen för hur liten en mikroskog kan vara för att skapa ett dynamiskt system är svår att finna och få forskningsinsatser har gjorts. Behovet att göra mikroskogar i urban miljö kanske inte varit av särskilt hög relevans för forskning tidigare, dock visar detta arbete på ett ökat behov för mikroskogsplanteringar i denna miljö i framtiden. Därav blir det av extra relevans att förstå ytan de kan placeras på.

Generellt finns det mycket forskningsutrymme för användandet och utformningen av mikroskogar i urban miljö. Med det sagt finns det mycket forskning om urbana skogar som går att modifiera till den mindre skalan och forska vidare på. Även kopplingen mellan mikroskogen och dess potential att öka stadens ekosystemtjänster bör undersökas vidare, då staden i framtiden kommer vara beroende av flera av de reglerande ekosystemtjänster som skogen kan ge.

6.3 Slutsats

Det finns inget enkelt svar på frågeställningen, "Hur kan mikroskogar utformas för att, både ur ett kortsiktigt och långsiktigt dynamiskt perspektiv, bidra till multifunktionella urbana miljöer med ekosystemtjänster som förutsättning?". Däremot har arbetet bidragit med kunskap om mikroskogens systeminriktade vegetationsbyggnad och utveckling, samt belyst ekosystemtjänsternas betydelse för människorna i staden och hur dessa tjänster kan stärkas genom anläggandet av mikroskogar. För att mikroskogen ska kunna leverera de ekosystemtjänster som efterfrågas krävs förståelse för dess fysiska komponenter, såsom växtmaterial, komposition och den dynamiska utvecklingen, som i sin tur kräver en förståelse för de naturliga processerna, succession och växtstrategier.

Mikroskogar med en flerskiktad struktur kan bidra till en ökad mängd ekosystemtjänster, såsom värme- och vinddämpning, bevarande av biologisk mångfald och bättre hälsa och välmående. Dessutom bidrar en flerskiktad struktur med goda lekmiljöer för barn. Dock kan en mikroskog som saknar antydan om omvårdnad skapa otjänster i form av otrygghet. Det kan därför behövas inramning, struktur och trygghetsskapande skötselinsatser.

I vilken utsträckning mikroskogen utvecklar en flerskiktad struktur är beroende av såväl artsammansättningen vid planteringstillfället, som nivån av skötselinsatser. Gallringen bidrar till en flerskiktad struktur och utebliven gallring

ger på sikt ett bestånd med mindre utvecklade skiktning. Då mikroskogens flerskiktning är direkt kopplad till dess funktion är gallringen en viktig komponent för att skapa multifunktionella mikroskogar.

Mikroskogar kan anläggas på så små ytor som 10 kvm, dock är storleken och formen starkt knuten till mikroskogens funktion. Några av de typsituationer där mikroskogar kan anläggas är i gatumiljö, parkmiljö, på torgytor, som lekmiljöer för barn och i bostadsnära miljö. Dock bör det tilläggas att fler typsituationer kan vara av relevans för mikroskogar i framtiden, även om denna studie inte har berört dem.

Vidare kan prototyper för mikroskogar i olika typsituationer visa hur mikroskogar kan utformas och utvecklas över tid. Prototyperna kan, med en platspecifik anpassning, användas på andra platser i samma typsituation.

Slutligen kan prototyperna, samt arbetet i stort, generera inspiration och vägledning för yrkesverksamma som vill testa mikroskogs-konceptet. Förhoppningen är att bidra med ökad förståelse för hur mikroskogar i urban miljö kan utformas och utvecklas för att bidra med de ekosystemtjänster som efterfrågas på den enskilda platsen.

7. Referenser

Almgren, G., Jarnemo, L., Rydberg, D. & Mossberg, B. (2003). *Våra ädla lövträd*. 1. uppl. Jönköping: Skogsstyr:s förl.

Andersson, C. (2020). *Tidig höjdtutveckling av lignoser i landskapsplanteringar: en jämförande studie av Vindarnas Park i Lund och landskapslaboratorierna i Alnarp och Snogeholm*. Sveriges lantbruksuniversitet.

Andersson, U.E., Bergquist, D., Dahl, C., Sjöman, J.D., Emilsson, T., Fransson, A.-M., Hedbolm, M., Klein, H., Nilsson, G., Olsson, T., Randrup, T.B. & Rasmusson, A. (2019). *Urbana ekosystemtjänster : arbeta med naturen för goda livsmiljöer*. Alnarp: Tankesmedjan Movium.

Axelsson, E. & Eriksson, M. (2020). *Urban buskmosaik : nutida perspektiv på buskars användning i hållbara och attraktiva utemiljöer*. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet.

Bahadur Rijal, H. (2012). Thermal Adaptation Outdoors and the Effect of Wind on Thermal Comfort. I: Kato, S. & Hiyama, K. *Ventilating Cities: Air-flow Criteria for Healthy and Comfortable Urban Living*. 1st ed. 2012. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2771-7_33-58.

Beckman, M., Wiström, B., Mårtensson, F., Simonsson, E., Hedblom, M. & Ode Sang, O. (2023). *Lekotoper i praktiken - utveckling av Hjälmarviksparken i Norra Ormesta i*

Örebro. Movium Partnerskap. <https://movium.slu.se/media/3scbrvlt/lekotoper-i-praktiken-partnerskapsrapport.pdf> [240402]

Bell S, Blom D, Rautamäki M, Castel-Branco C, Simson A, Olsen IA (2005) Design of urban woodlands. In: Konijnendijk CC, Nilsson K, Randrup TB, Schipperijn J (eds) *Urban Woodlands and Trees*. Springer, Berlin, pp 149–186

Boverket (2007). *Bostadsnära natur: Inspiration & vägledning*. Karlskrona: Boverket. (2309-1215/2007). Tillgänglig: https://www.boverket.se/globalassets/publikationer/dokument/2007/bostadsnara_natur.pdf [240118]

Boverket (2023). *Olika grupper av ekosystemtjänster*. Karlskrona: Boverket. <https://www.boverket.se/sv/byggande/hallbart-byggande-och-forvaltning/ekosystemtjanster/olika-grupper-av-ekosystemtjanster/> (Boverket.se) Hämtad: [240206]

Chiarucci, A., Araujo, M.B., Decocq, G., Beierkuhnlein, C. & Fernandez-Palacios, J.M. (2010). Concept of potential natural vegetation: an epitaph. *Journal of vegetation science*, 21 (6), 1172–1178. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01218.x>

Cole, L. (1982). Does size matter? I Ruff, A. & Tregay, R. (red.) *An Ecological Approach to Urban Landscape Design*. (Occasional Paper Number 8). Manchester: Department Kan of Town and Country Planning, University of

Manchester, ss. 70-82

Deak Sjöman, J., Sjöman, H. & Ericsson, T. (2015). Staden som växtplats. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. 1 uppl. Lund: Studentlitteratur. 231-329.

Diedrich, L. (2023). Introduction Laboratories for urban futures. I: Nielsen, B.A. Diedrich, L. Szanto, C. *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.

Dunnett, N. (2019). *Naturalistic planting design : the essential guide*. Bath: Filbert Press.

Dunnett, N. & Hitchmough, J. (2004). *The dynamic landscape : design, ecology, and management of naturalistic urban planting*. London ; Spon Press. <https://doi.org/10.4324/9780203402870>

Ebenhard, T. (2021). Ett gott liv. *Biodiverse nr 4*. Tillgänglig: http://www.biodiverse.se/app/uploads/2021/12/Biodiverse_4-21_211206.pdf [240325]

Egerer, M. & Suda, M. (2023). Designing “Tiny Forests” as a lesson for transdisciplinary urban ecology learning. *Urban ecosystems*, 26 (5), 1331–1339. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01371-7>

Erell E., Pearlmutter D. & Williamson, T.J. (Terry J.) (2011). *Urban microclimate : designing the spaces between buildings*. 1st ed. London ; Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781849775397>

- Farris, E., Filibeck, G., Marignani, M. & Rosati, L. (2010). power of potential natural vegetation (and of spatial-temporal scale): a response to Carrión & Fernández (2009). *Journal of biogeography*, 37 (11), 2211–2213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02323.x>
- Florgård, C. & Forsberg, O. (2006). Residents' use of remnant natural vegetation in the residential area of Järvafältet, Stockholm. *Urban forestry & urban greening*, 5 (2), 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.06.002>
- Florgård, C. & Forsberg, O. (2006). Residents' use of remnant natural vegetation in the residential area of Järvafältet, Stockholm. *Urban forestry & urban greening*, 5 (2), 83–92. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.06.002>
- Gehl, J. (1971). *Livet mellem husene*. 2. opl. København: Arkitektens forlag.
- Grahn, P. (1991). Framtidens parker - parker att utvecklas i. I: (red.) Sorte. G. *Framtidens parker!* Stad & Land. Movium/Institutionen för landskapsplanering. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet. Nr 91. ss. 21-41.
- Gunnarsson, A., Jansson, M., Fors, H. & Kristensson, E. (2012). *Vegetationsstyrning för ökad trygghet Vegetation development for increased perceived safety*. Alnarp, Sverige: Område Landskapsutveckling, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Gustavsson, R. (2004). Exploring Woodland Design: Designing with Complexity and Dynamics—Woodland Types, Their Dynamic Architecture and Establishment. I: Dunnett, N. & Hitchmough, J. (2004). *The dynamic landscape : design, ecology, and management of naturalistic urban planning*. London; Spon Press, 252–299. <https://doi.org/10.4324/9780203402870>
- Gustavsson, R., (1981): *Naturlika grönytoriparker och bostadsområden*. Konsulentavdelnings rapporter, Landskap 58, SLU Alnarp. 118 pp.
- Gustavsson, R. (1986). *Struktur i lövskogslandskap: former och samspel mellan lövträd och buskar i Sjöarps lövskogsområde*. Stad & Land nr 48. Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Gustavsson, R. (2002). Afforestation in and near Urban areas. I: Randrup, T.B., Konijendijk, C.C., Christophersen, T. & Nilsson, K. (2002). *Cost action E12: urban forests and trees : proceedings*, No 1. 19861. [https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/3f621d60-65d8-4f92-973a-5ad5e3e9567f/language-en#\[240302\]](https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/3f621d60-65d8-4f92-973a-5ad5e3e9567f/language-en#[240302])
- Gustavsson, R. & Fransson, L. (1991). *Furulunds fure : en skog i samhällets centrum : vegetationsstudier, historia, fågelinventering samt modeller och förslag till framtida skötsel*. Stad & Land, Nr 96, Alnarp: Sveriges lantbruksuniversitet.
- Gustavsson, R. & Ingelög, T. (1994). *Det nya landskapet : kunskaper och idéer om naturvård, skogsodling och planering i kulturbygd*, 1. uppl. Jönköping: Skogsstyr.
- Gustavsson, R., Nielsen, B. A., Wiström B. (2023a). Structural approach – Unfolding spatial typologies of woods. I: Nielsen, B. A., Diedrich, L., Szanto, C. *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Gustavsson, R., Nielsen, B. A., Wiström B., Folkesson, A. (2023b). Design principles— Setting the stage for evolutionary design. I: Nielsen, B. A., Diedrich, L., Szanto, C. (2023). *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Göteborgs stad (2022). *Göteborgs grönplan - för en nära, sammahållen och robust stad 2022-2030*. Göteborgs stad. https://goteborg.se/wps/wcm/connect/63a24271-5818-428b-999a-0a402cb4b36a/G%C3%B6teborgs+gr%C3%B6nplan+2022_tillg%C3%A4nglig_.pdf?MOD=AJPERES
- Haaland, C. & van den Bosch, C.K. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban forestry & urban greening*, 14 (4), 760–771. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>
- Harvey, M. R. (1990). The relationship between children's experiences with vegetation on school grounds and their environmental attitudes. *The Journal of Environmental Education*, 21(2), pp. 9–15

- Hedblom, M., Heyman, E., Antonsson, H. & Gunnarsson, B. (2014). Bird song diversity influences young people's appreciation of urban landscapes. *Urban forestry & urban greening*, 13 (3), 469–474. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.04.002>
- Hedblom, M., Gunnarsson, B., Iravani, B., Knez, I., Schaefer, M., Thorsson, P. & Lundström, J.N. (2019). Reduction of physiological stress by urban green space in a multisensory virtual experiment. *Scientific reports*, 9 (1), 10113–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46099-7>
- Hedblom, M. & Ode Sang, Å. (2019). *Vilka förlorar på att stadsskogarna minskar?* Sveriges lantbruksuniversitet, SLU.
- Helden, A.J., Stamp, G.C. & Leather, S.R. (2012). Urban biodiversity: comparison of insect assemblages on native and non-native trees. *Urban ecosystems*, 15 (3), 611–624. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0231-x>
- Helsingborgs stad (2021). *Detaljplan för Långeberga 1:1 med flera, planbeskrivning Helsingborgs stad*. Helsingborgs stad.
- Hickler, T., Vohland, K., Feehan, J., Miller, P.A., Smith, B., Costa, L., Giesecke, T., Fronzek, S., Carter, T.R., Cramer, W., Kühn, I. & Sykes, M.T. (2012). Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global ecology and biogeography*, 21 (1), 50–63. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00613.x>
- Hinze, J., Albrecht, A. & Michiels, H.-G. (2023). Climate-Adapted Potential Vegetation — A European Multiclass Model Estimating the Future Potential of Natural Vegetation. *Forests*, 14 (2), 239-. <https://doi.org/10.3390/f14020239>
- Hirons, A.D. & Sjöman, H. (2019). *Tree Species Selection for Green Infrastructure: A Guide for Specifiers*, Issue 1.3. Trees & Design Action Group. <https://www.tdag.org.uk/tree-species-selection-for-green-infrastructure.html> [240502]
- Hitchmough, J. (2011). Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and urban planning*, 100 (4), 380–382. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.017> <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169204611000752?via%3Dihub>
- Holme, I.M., Solvang, B.K. & Nilsson, B. (1997). *Forskningsmetodik : om kvalitativa och kvantitativa metoder*. 2., [rev. och utök.] uppl. Lund: Studentlitteratur.
- Jansson, M., Fors, H., Kristensson, E., Gunnarsson, A., Lindgren, T., Wiström, B. & Norlin, M. (2012). *Trygghet i bostadsområdets gröna utemiljöer : en kunskapssammanställning*.
- Jansson, M., Fors, H., Lindgren, T. & Wiström, B. (2013). Perceived personal safety in relation to urban woodland vegetation – A review. *Urban forestry & urban greening*, 12 (2), 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.01.005>
- Jarvis, I., Sbihi, H., Davis, Z., Brauer, M., Czekajlo, A., Davies, H.W., Gergel, S.E., Guhn, M., Jerrett, M., Koehoorn, M., Nesbitt, L., Oberlander, T.F., Su, J. & van den Bosch, M. (2022). The influence of early-life residential exposure to different vegetation types and paved surfaces on early childhood development: A population-based birth cohort study. *Environment international*, 163, 107196–107196. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107196>
- Jorgensen, A., Hitchmough, J. & Calvert, T. (2002). Woodland spaces and edges: their impact on perception of safety and preference. *Landscape and urban planning*, 60 (3), 135–150. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00052-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00052-X)
- Jorgensen, A. (2004). The Social and Cultural Context of Ecological Plantings. I: Dunnett, N. & Hitchmough, J. (2004). *The dynamic landscape : design, ecology, and management of naturalistic urban planning*. London; Spon Press, 422–464. <https://doi.org/10.4324/9780203402870>
- Jorgensen, A., Hitchmough, J. & Dunnett, N. (2007): Woodland as a setting for housing-appreciation and fear and the contribution to residential satisfaction and place identity in Warrington New Town, UK. *Landscape and Urban Planning*, Volume 79, issue 3-4, ss. 273-287.
- Kaplan, R. & Kaplan, S. (1989). *The experience of nature : a psychological perspective*.

Cambridge: Cambridge Univ. Pr.

Kato, S. & Hiyama, K. (2012). Introduction. I: Kato, S. & Hiyama, K. (2012). *Ventilating Cities: Air-flow Criteria for Healthy and Comfortable Urban Living*. 1st ed. Dordrecht: Springer Netherlands. 1-7. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-2771-7>

Khoshkar, S., Balfors, B. & Wärnbäck, A. (2018). Planning for green qualities in the densification of suburban Stockholm - opportunities and challenges. *Journal of environmental planning and management*, 61 (14), 2613–2635. <https://doi.org/10.1080/09640568.2017.1406342>

Klaus, V.H. & Kiehl, K. (2021). A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and applied ecology*, 52, 82–94. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.010>

Klingberg, J., Broberg, M., Strandberg, B., Thorsson, P. & Pleijel, H. (2017). Influence of urban vegetation on air pollution and noise exposure – A case study in Gothenburg, Sweden. *The Science of the total environment*, 599–600 (1), 1728–1739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.051>

Konijnendijk, C.C. (2008). *The Forest and the City: The Cultural Landscape of Urban Woodland*. 1. Aufl. Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8371-6>

Konijnendijk, C. (2023). Evidence-based guidelines for greener, healthier, more resilient

neighbourhoods: Introducing the 3–30–300 rule. *Journal of forestry research*, 34 (3), 821–830. <https://doi.org/10.1007/s11676-022-01523-z>

Kowarik, I. (2018). Urban wilderness: Supply, demand, and access. *Urban forestry & urban greening*, 29, 336–347. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.017>

Kylin, M. (2003). Children's Dens. *Children, Youth and Environments*. University of Cincinnati Press. Volume 13, Number 1, 30-55. <https://doi.org/10.1353/cye.2003.0011>

Köppler, M.-R., Kowarik, I., Kühn, N. & von der Lippe, M. (2014). Enhancing wasteland vegetation by adding ornamentals: Opportunities and constraints for establishing steppe and prairie species on urban demolition sites. *Landscape and urban planning*, 126, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.001>

Lewis, H. & Hawken, P. (2022). The Miyawaki Method. *Mini-Forest Revolution*. United States: Chelsea Green Publishing

Lindh, M. & Manzoni, S. (2021). Plant evolution along the 'fast–slow' growth economics spectrum under altered precipitation regimes. *Ecological modelling*, 448, 109531-. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2021.109531>

Mathew A. Leibold, Marcel Holyoak, Nicolas Mouquet, Priyanga Amarasekare, Jonathan M. Chase, Martha F. Hoopes, Robert D. Holt, Jonathan B. Shurin, Richard Law, David Tilman,

Michel Loreau & Andrew Gonzalez (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology: The metacommunity concept. *Ecology letters*, 7, 601–613. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

Malmö stad (2023). *Översiktsplan för Malmö 2023 - antagandehandling juni 2023*. Malmö stad. <https://motenmedborgarportal.malmo.se/welcome-sv/namnder-styrelser/stadsbyggnadsnamnden/mote-2023-06-20/agenda/op-antagandehandling-juni-2023pdf?downloadMode=open>

Miller, R.W., Hauer, R.J. & Werner, L.P. (2015). *Urban forestry : planning and managing urban greenspaces*. Third edition. Long Grove, Illinois: Waveland Press, Inc.

Miyawaki, A. (1998). Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. *Ecological engineering*, 11 (1), 157–165. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00033-0)

Miyawaki, A. (2004). Restoration of living environment based on vegetation ecology: Theory and practice. *Ecological research*, 19 (1), 83–90. <https://doi.org/10.1111/j.1440-1703.2003.00606.x>

Miyawaki, A. Fujiwara, K. (1988). *Restoration of Natural Environments by Creation of Environmental Protection Forests in Urban Areas*. Yokohama National University. pp. 95-102.

- Miyawaki, A. & Golley, F.B. (1993). Forest reconstruction as ecological engineering. *Ecological engineering*, 2 (4), 333–345. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(93\)90002-W](https://doi.org/10.1016/0925-8574(93)90002-W)
- Morgenroth, J., Livesley, S. & Escobedo, F. (2017). *Urban and Periurban Forest Diversity and Ecosystem Services*. MDPI. <https://doi.org/10.3390/books978-3-03842-411-6>
- Mossberg, B., Stenberg, L. (2018). *Nordens flora*. Stockholm: Bonnier Fakta.
- Mårtensson, F., Jensen, E.L., Söderström, M. och Öhman, J. (2011). *Den nyttiga utevistelsen? Forskningsperspektiv på naturkontaktens betydelse för hälsa och miljöengagemang*. Bromma: Naturvårdsverket. (rapport 6407) ISBN 978-91-620-6407-5 <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/6400/978-91-620-6407-5.pdf> (naturvardsverket.se) Hämtad: [240118]
- Nassauer, J.I. (1995). Messy Ecosystems, Orderly Frames. *Landscape journal*, 14 (2), 161–170. <https://doi.org/10.3368/lj.14.2.161>
- Nicholson, S. (1971). How NOT to cheat children. The theory of loose parts. *Landscape Architecture*, 62 (1971), pp. 30-34
- Nielsen, A.B. (2016). Pocket woods for the 21st century. *Scape*, #15, 103-109.
- Nielsen, A.B. (2023). *Woods go urban: three landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Nielsen, A.B., Hedblom, M., Olafsson, A.S. & Wiström, B. (2017). Spatial configurations of urban forest in different landscape and socio-political contexts: identifying patterns for green infrastructure planning. *Urban ecosystems*, 20 (2), 379–392. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0600-y>
- Nielsen, A.B., Gustavsson, R. & Wiström B. (2023a). Beginnings - Defining a laboratory approach for urban woods. I: Nielsen, B. A. Diedrich, L. Szanto, C. (2023). *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Nielsen, A.B., Gustavsson, R. & Wiström B. (2023b). Profile diagrams – Drawing and understanding urban woods. I: Nielsen, B. A. Diedrich, L. Szanto, C. (2023). *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Nielsen, B. A. & Szanto, C. (2023). How to design urban woods. I: Nielsen, B. A. Diedrich, L. Szanto, C. (2023). *Woods go urban: landscape laboratories in Scandinavia*. Wageningen: Blauwdruk.
- Nord, M. (1991). Shelter effects of vegetation belts—results of field measurements. *Boundary-layer meteorology*, 54 (4), 363–385. <https://doi.org/10.1007/BF00118867>
- Oliver, C.D. & Larson, B.C. (1996). *Forest stand dynamics*. Update ed. New York: Wiley.
- Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J.B., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., Raffaelli, D., Suttle, K.B., Mace, G.M., Martín-López, B., Woodcock, B.A. & Bullock, J.M. (2015). Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. *Trends in ecology & evolution (Amsterdam)*, 30 (11), 673–684. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009>
- Ottburg, F. Lammertsma, D. Bloem, J. Dimmers, W. Jansman, H. Wegman, R. (2018). *Tiny Forest Zaanstad: citizen science and determining biodiversity in Tiny Forest Zaanstad*. Wageningen: Wageningen Environmental Research. doi:10.18174/446911.
- Persson, A. (2012). *Strategier, åtgärder och uppföljningsmetoder till stöd för pollinerande insekter i stadsmiljö*. Lund: Biologiska institutionen. Lunds Universitet. <http://www.annapersson.se/pdf/1/persson2012lonamalmostad.pdf> [240213]
- Persson, B. & Andersson, O. (1986). *Naturlikt i Sverige*. Stad & Land, Special nr 6, SLU Alnarp, 13 pp.
- Pukkala, T., Laiho, O. & Lähde, E. (2016). Continuous cover management reduces wind damage. *Forest ecology and management*, 372, 120–127. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.014>
- Richard H. Waring & Steven W. Running (2007).

Chapter 4 - Mineral Cycles. *Forest Ecosystems*. Third Edition. Elsevier Inc, 99–144. <https://doi.org/10.1016/B978-012370605-8.50009-8>

Richnau, G., Wiström, B., Nielsen, A.B. & Löf, M. (2012). Creation of multi-layered canopy structures in young oak-dominated urban woodlands – The ‘ecological approach’ revisited. *Urban forestry & urban greening*, 11 (2), 147–158. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.12.005>

Reich, P.B. (2014). The world-wide “fast–slow” plant economics spectrum: a traits manifesto. *The Journal of ecology*, 102 (2), 275–301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>

Reid W.V., Mooney H.A., Cropper A., Capistrano D., Carpenter S.R., Chopra K., Dasgupta P., Dietz T., Kumar Duraiappah A., Hassan R., Kasperson R., Leemans R., May R.M., McMichael T.(A.J.), Pingali P., Samper C., Scholes R., Watson R.T., Zakri A.H., Shidong Z., Ash N.J., Bennett E., Kumar P, Lee M. J., Raudsepp-Hearne C., Simons H., Thonell J., & Zurek M.B. (2005). *Millennium Ecosystem Assessment*. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Samborski, S. (2010). Biodiverse or barren school grounds: their effects on children. *Children, Youth and Environments*, 20 (2) (2010), pp. 67-115

Schroeder, H.W. & Anderson, L.M. (1984). Perception of personal safety in urban recreation sites [Illinois, Georgia]. *Journal of leisure research*, 16 (2), 178–194. [80/00222216.1984.11969584](https://doi.org/10.10</p></div><div data-bbox=)

Sjöman, H. & Anderson, A. (2023). *The Essential Tree Selection Guide : for climate resilience, carbon storage, species diversity and other ecosystem benefits*. Bath: Filbert Press.

Sjöman, H., Hirons, A.D. & Bassuk, N.L. (2018a). Improving confidence in tree species selection for challenging urban sites: a role for leaf turgor loss. *Urban ecosystems*, 21 (6), 1171–1188. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0791-5>

Sjöman, H., Slagstedt, J. & Bellan, P. (2018b). *Solitärbuskar: mångfald och användning*. Alnarp: Movium.

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, 237–241. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.011>

Sjöman, H. & Slagstedt, J. (2015). Rätt växt på rätt plats. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) (2015). *Träd i urbana landskap*. 1 uppl. Lund: Studentlitteratur. 331-361.

Sjöman, H. & Slagstedt, J. (2015a). Rätt växt på rätt plats. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) (2015). *Träd i urbana landskap*. 1 uppl. Lund: Studentlitteratur. 331-361.

Sjöman, H. & Slagstedt, J. (2015b). *Stadsträdslexikon*. 1. uppl. Lund: Studentlitteratur.

Sjöman, J.D., Hirons, A. & Sjöman, H. (2016a). Branch Area Index of Solitary Trees: Understanding Its Significance in Regulating Ecosystem Services. *Journal of environmental quality*, 45 (1), 175–187. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0069>

Sjöman, H., Slagstedt, J. & Bellan, P. (2016b). *Låga marktäckande buskar för offentliga miljöer*. Alnarp: Movium.

Sjöman, H., Slagstedt, J., Wiström, B. & Ericsson, T. (2015). Naturen som förebild. I: Sjöman, H. & Slagstedt, J. (red.) *Träd i urbana landskap*. 1 uppl. Lund: Studentlitteratur. 57-229

Southwood, T.R.E., Moran, V.C. & Kennedy, C.E.J. (1982). richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *The Journal of animal ecology*, 51 (2), 635–649. <https://doi.org/10.2307/3988>

Sugi Pocket Forests. (2021a). Impact Report. Tillgänglig: <https://cdn.sanity.io/files/ozyxja8/production/821807767fd92310428925b2bfeb-d3721a478008.pdf> [240409]

Stewart, I.D. & Mills, G. (2021). The Urban Heat Island. In: *The Urban Heat Island*. Elsevier.

Thompson, I. H. (2000). Ecology, Community and Delight – Sources of Values in Landscape Architecture. E. and F.N. London: Spon

TT, (2023). Kan mikroskogar rädda städerna? Sydsvenskan, 4 november. <https://>

www.sydsvenskan.se/2023-11-04/kan-mikroskogar-radda-staderna?fbclid=IwAR1ciZKHBnPP3sZ_TpDknyG_N1U1wrBMF-_vCGm94n6eoW6XzZLEYUHTm0 [240119]

Van den Berg, M., Wendel-Vos, W., van Poppel, M., Kemper, H., van Mechelen, W. & Maas, J. (2015). Health benefits of green spaces in the living environment: A systematic review of epidemiological studies. *Urban forestry & urban greening*, 14 (4), 806–816. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.008>

Velarde, M. a. D., Fry, G. & Tveit, M. (2007). Health effects of viewing landscapes – Landscape types in environmental psychology. *Urban forestry & urban greening*, 6 (4), 199–212. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.07.001>

WANG, H. & TAKLE, E.S. (1996). On three-dimensionality of shelterbelt structure and its influences on shelter effects. *Boundary-layer meteorology*, 79 (1–2), 83–105. <https://doi.org/10.1007/bf00120076>

Watkins, H., Hirons, A., Sjöman, H., Cameron, R. & Hitchmough, J.D. (2021). Can Trait-Based Schemes Be Used to Select Species in Urban Forestry? *Frontiers in sustainable cities*, 3. <https://doi.org/10.3389/frsc.2021.654618>

Wiström, B., Gustavsson, R., Nielsen B.A., Hladíková, D. & Šesták, J. (2023). Creative management, hands-on care for continuous change. I: Nielsen, B. A., Diedrich, L., Szanto, C. (2023). *Woods go urban: landscape laboratories*

in Scandinavia. Wageningen: Blauwdruk.

Wiström, B., Richnau, G., Nielsen, A. B. & Gustavsson, R. (2009). Strukturrika planteringar – en möjlighet för stadens grönska. *Gröna fakta - Strukturrika planteringar. GRÖNA FAKTA 5/2009*. Alnarp: Movium.

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédli, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., Macek, M., Malicki, M., Naaf, T., Nagel, T.A., Ortman-Ajkai, A., Petřík, P., Pielech, R., Reczyńska, K., Schmidt, W., Standovár, T., Świerkosz, K., Teleki, B., Vild, O., Wulf, M. & Coomes, D. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. <https://doi.org/10.17863/CAM.52618>

Muntliga källor

Christensen, L. Intervju på Zoom, 240227 samt mailkonversation.

Ellerbæk, A. Intervju på Zoom, 240227

Halling, E. Intervju i Helsingborg. 240213.

Stormwalther, E. Intervju i Malmö. 240215.

Norberg, H. Samtal på Zoom, 240222 samt mailkonversation.

Wiström, B. Handledningsmöten och mailkonversationer. Januari - april 2024.

Opublicerat material

Christensen (2014). Klaksvigsgade - another way of thinking street tree planting. Presentationmaterial. [Internt material]

Christensen (2022) Planteringsplan, Landsdommervej Copenhagen. [Internt material]

Helsingborgs stad (2024a). DWG-fil Östra Ramlösa. [Internt material]

Helsingborgs stad (2024b). Illustrationsplan Östra Ramlösa. [Internt material]

Helsingborgs stad (u.å.a). Mariastaden PL1 - Tidplan och planteringsplan. [Internt material]

Helsingborgs stad (u.å.b). Västra Berga Blomskogen - Tidplan och planteringsplan. [Internt material]

Helsingborgs stad (u.å.c). Västra Berga - Informationsskylt Blomskogen. [Internt material]

Köpenhamns kommun (2014a). Agreement of Cooperation on Maintenance of Raised bed on Klaksvigsgade between University of Copenhagen and Technical and Environmental Administration. [Internt material]

Köpenhamns kommun (2014b). Klaksvigsgade Planting plan. [Internt material]

Köpenhamns kommun (2017). First thinning Klaksvigsgade. [Internt material]

Köpenhamns kommun (2022) Växtlista Landsdommervej (Tillbudsnr.30091). [Internt material]

Malmö stad (2014). 13.10 Målbeskrivning Biotoper. 7028 Park inom DP5164. [Internt material]

Malmö stad (2015a). Ritning, Bilaga MB Park, Förfrågningsunderlag. [Internt material]

Malmö stad (2015b). Växtförteckning, Bilaga MB Park, Förfrågningsunderlag. [Internt material]

Niemi, E., Wallenstad, A., Pihl, S., Kiedrowicz, W. (2023). Creative management, Iduns Park - Rooms of play. [Internt material]

Sveriges Lantbruksuniversitet (2023). Parcellsammanställning VSåtgärder 20230310. [Internt material]

Tyréns (2020). Naturvärdesinventering Östra Ramlösa. (Slutrapport). Tyréns på uppdrag av Helsingborgs stad. [Internt material]

Skans Mächs, V., Thomasdottir, S., Wigbratt, F., Käck, M., Jonsson, E. (2023) The playful grove. [Internt material]

Tack

Stort tack till vår fantastiska handledare, Björn Wiström, för all tid du gett och hjälp med efterforskning. Tack för att du så generöst bidragit med all din kunskap och erfarenhet, och för alla givande samtal längs vägen.

Vi vill även tacka Elias Halling, Edith Stormwalther och Lars Christensen för värdefulla intervjuer och insikter kring mikroskogsbyggande i urban miljö. Vidare vill vi tacka Hanna Norberg som bidragit med information till arbetet med prototyper för Östra Ramlösa i Helsingborg.

Sist men inte minst vill vi rikta ett stort tack till varandra som har kämpat med uppsatsen in i det sista och nu, efter fem år tillsammans på Alnarp, tar examen.

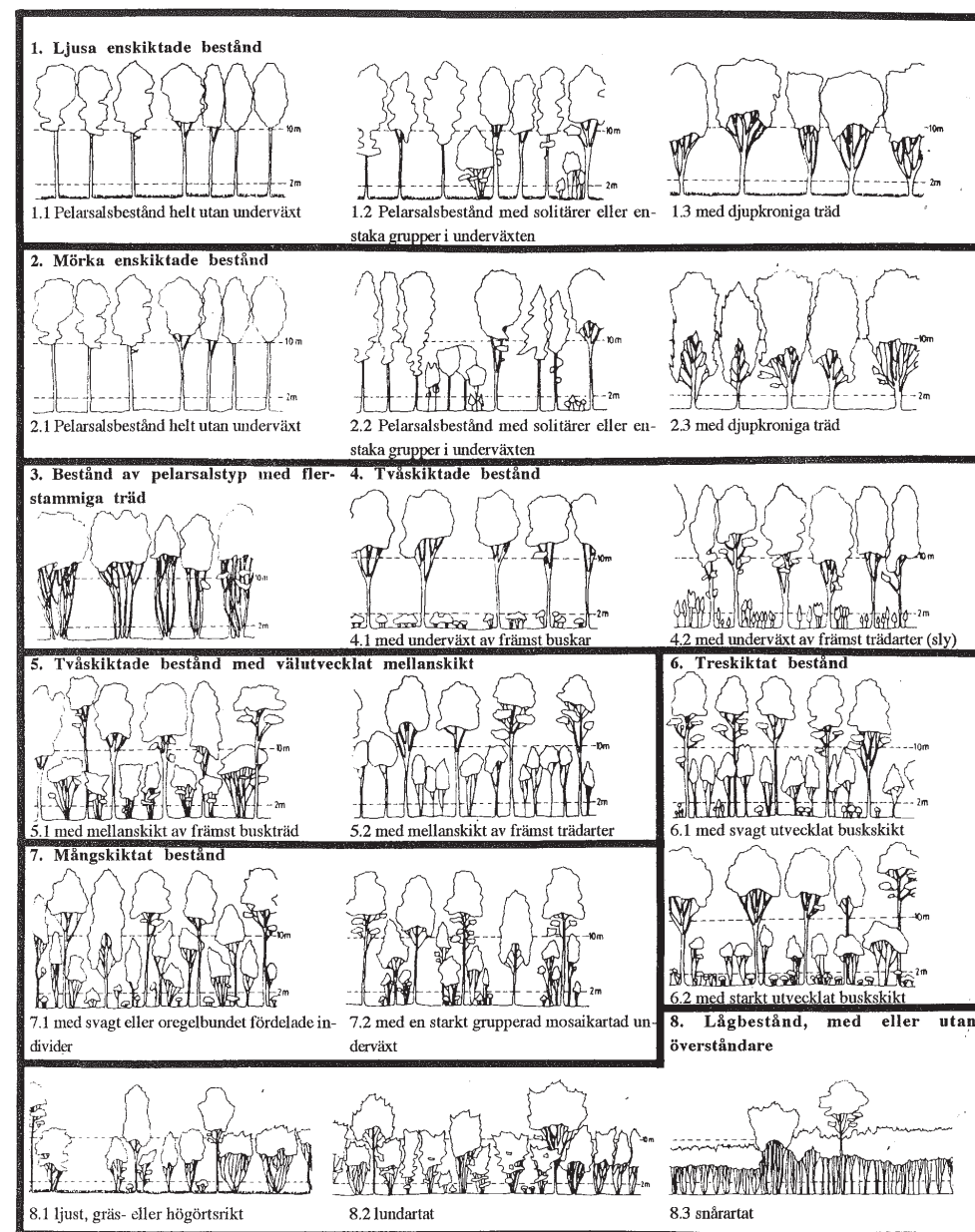
Bilaga

BILAGA 1: Intervjufrågor.

Arbetets definition av mikroskogar är små, artrika, dynamiska naturliga skogssystem med fler än två skikt, till största del anlagda med småplantor i urbana sammanhang.

1. Utifrån din erfarenhet, i vilka situationer ser du att mikroskogar kan användas?
2. Finns det situationer i Malmö/Helsingborg/Köpenhamn stad där mikroskogar har varit framgångsrika och finns det situationer där de varit mindre framgångsrika och vilken problematik har då uppstått?
3. Vilka funktioner ser du att mikroskogar kan bidra med, och har du sett några motsättningar mellan önskade funktioner?
4. På vilken skala har ni anlagt mikroskogar i Malmö/Helsingborg/Köpenhamn stad?
5. Anser du att det finns en gräns för hur små ytor som det går att anlägga en mikroskog på?
6. Vad har du/ni använt för strategier vid anläggningen av mikroskogar, avseende plantkvaliteter, avstånd och artsammansättning? Och vad bygger det på?
7. Vilken eller vilka strategier har du/ni använt för etablering och etableringsskötsel?
8. Vad ser du att skötseln har för funktion och har ni någon strategi för den långsiktiga skötseln?
9. Utöver redan nämnt, finns det andra strategier eller metoder som du anser som viktiga vid anläggning och etablering av mikroskogar?

BILAGA 2: Gustavssons och Franssons (1991) indelning av strukturella skogstyper.



Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i JA, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i NEJ, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Fulltexten kommer dock i samband med att dokumentet laddas upp arkiveras digitalt.

Om ni är fler än en person som skrivit arbetet så gäller krysset för alla författare, ni behöver alltså vara överens. Läs om SLU:s publiceringsavtal här: <https://www.slu.se/site/bibliotek/publicera-och-analysera/registrera-och-publicera/avtal-for-publicering/>.

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

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