

Ekosystemtjänster från urbana grönytor

– en systemstudie med fokus på kollagring
och biobränsleproduktion i Lunds kommun

Anna Bengtsson

Examensarbete 2012

Institutionen för Teknik och samhälle

Miljö- och Energisystem

Lunds Tekniska Högskola



LUNDS UNIVERSITET

Lunds Tekniska Högskola

Ekosystemtjänster från urbana grönytor

– en systemstudie med fokus på kollagring och
biobränsleproduktion i Lunds kommun

Anna Bengtsson

Examensarbete

Juni 2012

Dokumentutgivare, Dokumentet kan erhållas från LUNDS TEKNISKA HÖGSKOLA vid Lunds universitet Institutionen för teknik och samhälle Miljö- och energisystem Box 118 221 00 Lund Telefon: 046-222 00 00 Telefax: 046-222 86 44	Dokumentnamn Examensarbete
	Utgivningsdatum 12-06-30
	Författare Anna Bengtsson

Dokumenttitel och undertitel

Ekosystemtjänster från urbana grönytor – en systemstudie med fokus på kollagring och biobränsleproduktion i Lunds kommun

Sammandrag

Urbaniseringen sker idag i snabb takt, men genom bebyggelseförtätning kan städernas utbredningshastighet avta. Behovet av att förtäta medför dock att urbana grönytor riskerar att få låg prioritet i stadsplaneringen om inte deras värden är tillräckligt tydliga. Syftet med denna studie är att tydliggöra värdet på de urbana grönytor i Lunds kommun, samt att visa på potentialen att höja detta värde. Detta kan göras genom att uppmärksamma grönyornas ekosystemtjänster. Lunds kommun har varit särskilt intresserad av grönyornas förmåga att lagra kol samt producera biobränslen. Metoder för kvantifiering av dessa ekosystemtjänster har därför utvecklats, testats och utvärderats. Dessutom har studien undersökt hur grönyornas värde kan höjas genom ökad biobränsleproduktion.

Lunds tätorts kolförråd kvantifierades genom datorbaserade klassningar av flygfoton följda av vegetationsinventeringar och beräkningar med hjälp av biomassaekvationer. Biomassaproduktionen kvantifierades genom telefonintervjuer med de aktörer som hanterar park- och trädgårdsavfall i Lunds kommun. Huruvida grönyornas värde kan öka genom höjd biobränsleproduktion analyserades till sist med fokus på de ekosystemtjänster som betonas i Lunds kommuns grönstrukturmål.

Denna studie visar att grönytor i Lund levererar en lång rad ekosystemtjänster, vilka vanligen delas in i försörjningstjänster, reglerande tjänster, kulturella tjänster och stödtjänster. Vidare visas att den urbana vegetationen i Lunds tätort lagrar cirka 52550 ton kol, vilket innebär ungefär 19 ton kol per hektar eller 2,3 ton koldioxid per invånare i Lunds tätort. Dessutom genererar de urbana grönytor i Lunds kommun varje år runt 66400 m³ park- och trädgårdsavfall, varav ungefär 37300 m³ utgörs av bränsleråvara och 29100 m³ av kompostråvara. Till sist visar studien också att det finns potential att höja de urbana grönyornas värde om en ökad produktion av biobränslen införs på ett lämpligt sätt och på rätt platser. Detta eftersom ytornas leverans av vissa ekosystemtjänster kan öka genom lämpliga åtgärder. Idag är det dock inte ekonomiskt lönsamt att öka den urbana biobränsleproduktionen då detta medför extra skötselkostnader. En framtida ökad efterfrågan på biobränslen, eller ett tydliggörande av de olika ekosystemtjänsternas ekonomiska fördelar, skulle dock kunna ändra på detta.

Nyckelord

Biobränslen, ekosystemtjänster, kollagring, urbana grönytor, urbanisering.

Sidomfång 105	Språk Svenska med sammandrag på engelska	ISRN LUTFD2/TFEM--12/5064--SE + (1-105)
------------------	---	--

Organisation, The document can be obtained through LUND UNIVERSITY Department of Technology and Society Environmental and Energy Systems Studies Box 118 SE - 221 00 Lund, Sweden Telephone: int+46 46-222 00 00 Telefax: int+46 46-222 86 44	Type of document
	Master thesis
	Date of issue
	12-06-30
	Authors
	Anna Bengtsson

Title and subtitle

Ecosystem Services of urban green space
 – a systems perspective on the carbon storage and biofuel production in the municipality of Lund in Sweden

Abstract

Urbanization is a major driver of land-use change but the urban sprawl can be decreased by the densification of cities. On the other hand densification poses a threat to the urban green spaces; areas that have a high delivery of ecosystem services are essential to a high-quality living environment. The aim of this thesis is to illuminate the benefits of urban green space to raise their importance in the urban planning of the municipality of Lund in Sweden. The aim was fulfilled by quantifying the above ground carbon storage through a field survey of the city's vegetation and by quantifying the biofuel production through telephone interviews with local producers of garden and park waste. Furthermore, the potential of adding value to urban green space by increasing the biofuel production was investigated.

The results show that the urban green spaces in Lund delivers a range of ecosystem services which can be divided into four categories: provisioning services, regulating services, supporting services and cultural services. The urban vegetation stores about 52550 tons of carbon which is equal to 19 tons per hectare or 2.3 tons of carbon dioxide per citizen. Furthermore the urban green space produces 66400 m³ garden and park waste every year which can be used for biofuel production. About 37300 m³ of the waste is woody material and the rest is other organic material. Moreover, the results show that the value of urban green space can be raised by an increase in biofuel production. If the vegetation is converted in a suitable way improved conditions for biodiversity, storm water management, carbon storage and possibly also recreation can be obtained. At the moment it is not economically feasible to increase the urban production of biofuels, but this might change as the demand for renewable energy is rising.

Keywords

Biofuels, carbon storage, ecosystem services, green space, urbanization.

Number of pages	Language	ISRN
105	Swedish, English abstract	LUTFD2/TFEM--12/5064--SE + (1-105)

Förord

Detta examensarbete har genomförts under våren 2012 som avslutning på civilingenjörsprogrammet i Ekosystemteknik vid Lunds Tekniska Högskola.

Idén till examensarbetet föddes ur mina egna intressen och har sedan vidareutvecklats tillsammans med Miljöstrategiska enheten på Lunds kommun. Examensarbetet har utförts på Sweco Environment i Malmö och avdelningen för Miljö- och Energisystem vid institutionen för Teknik och Samhälle på LTH.

Jag vill passa på att tacka mina handledare på LTH, Charlotte Malmgren och Jamil Khan, för konstruktiv kritik och många intressanta diskussioner. Vidare vill jag tacka min handledare på Sweco, Jonas P Svensson, för allt stöd och all positiv energi under arbetets gång. Till sist vill jag även tacka Linda Birkedal på Lunds kommun som trodde på mina idéer när jag i vintras höll på att överge dem och som hjälpte mig att utveckla dem till detta examensarbete.

Lund, juni 2012

Anna Bengtsson

ee07ab5@student.lth.se

Innehåll

1	INLEDNING	1
1.1	SYFTE.....	2
1.2	PRECISERING AV FRÅGESTÄLLNINGAR	2
1.3	AVGRÄNSNINGAR.....	3
1.4	METOD.....	3
1.5	DISPOSITION.....	4
2	EKOSYSTEMTJÄNSTER	5
2.1	ALLMÄNT OM EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	5
2.1.1	<i>Kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster</i>	7
2.2	KOPPLINGEN MELLAN EKOSYSTEMTJÄNSTER OCH BIOLOGISK MÅNGFALD	7
2.2.1	<i>Fungerande ekosystem</i>	8
3	EKOSYSTEMTJÄNSTER FRÅN URBANA GRÖNYTOR	10
3.1	URBANA EKOSYSTEM	10
3.2	KOLLAGRING.....	11
3.2.1	<i>Inbindning och lagring i vegetation</i>	12
3.2.2	<i>Inbindning och lagring i mark</i>	13
3.2.3	<i>Kolutsläpp vid parkskötsel</i>	14
3.3	PRODUKTION AV BIOBRÄNSLEN.....	15
3.3.1	<i>Omställning av urbana gräsytor</i>	16
3.3.2	<i>Etablering av hamlingsskogar</i>	17
3.4	BIOLOGISK MÅNGFALD.....	18
3.4.1	<i>Grundläggande teorier</i>	18
3.4.2	<i>Livsmiljöer i urbana områden</i>	19
3.5	REKREATION OCH HÄLSA	21
3.6	FÖRDRÖJNING OCH MINSKNING AV DAGVATTEN	21
3.6.1	<i>Interception, evapotranspiration och infiltration</i>	22
3.6.2	<i>Avrinning</i>	23
3.7	TEMPERATURREGLERING	24
3.8	REDUCERING AV LUFTFÖRORENINGSHALTER	25
4	URBANA GRÖNYTOR OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER I LUND	26
4.1	ALLMÄNT OM LUND.....	26
4.2	FÖRTÄTNING	27
4.3	GRÖNSTRUKTURER.....	27

4.4	RELEVANTA EKOSYSTEMTJÄNSTER FRÅN LUNDS URBANA GRÖNYTOR	28
5	KVANTIFIERING AV KOLLAGRING I LUNDS URBANA GRÖNSKA.....	29
5.1	METODÖVERSIKT	29
5.2	KLASSNING AV FLYGFOTON	30
5.2.1	<i>Analys av tematisk noggrannhet</i>	<i>33</i>
5.3	INVENTERING AV VEGETATION.....	34
5.3.1	<i>Metod för urval av provytor.....</i>	<i>34</i>
5.3.2	<i>Provytor.....</i>	<i>35</i>
5.4	KOLLAGRING I URBAN VEGETATION.....	41
5.4.1	<i>Gräs och buskar</i>	<i>41</i>
5.4.2	<i>Träd.....</i>	<i>41</i>
6	KARTLÄGGNING AV PARK- OCH TRÄDGÅRDSAVFALL FÖR BIOBRÄNSLEPRODUKTION.....	43
6.1	DAGENS PRODUKTION AV BIOBRÄNSLEN FRÅN PARK- OCH TRÄDGÅRDSAVFALL.....	43
6.2	INVENTERING AV PARK- OCH TRÄDGÅRDSAVFALL	44
6.2.1	<i>Metod för urval av aktörer.....</i>	<i>45</i>
6.3	DENSITET OCH SAMMANSÄTTNING AV AVFALLSFRAKTIONER	45
6.4	ENERGIINNEHÅLL.....	46
6.4.1	<i>Bränsleråvara.....</i>	<i>46</i>
6.4.2	<i>Kompostråvara.....</i>	<i>46</i>
7	KOLLAGRING I LUNDS URBANA GRÖNSKA	47
7.1	GRÖNYTORNAS UTBREDNING	47
7.2	DET SAMLADE KOLFÖRRÅDET I OLIKA MARKTYPER	48
7.3	KÄNSLIGHETSANALYS.....	50
8	BIOBRÄNSLEPRODUKTION FRÅN PARK- OCH TRÄDGÅRDSAVFALL	51
8.1	AKTÖRER	51
8.2	MÄNGDER	51
8.3	ENERGI.....	52
9	ANALYS AV GRÖNYTORNAS ROLL I LUND.....	53
9.1	GRÖNSKANS KOLLAGRING	53
9.1.1	<i>Metodens styrkor och svagheter.....</i>	<i>55</i>
9.2	GRÖNYTORNAS PRODUKTION AV BIOBRÄNSLEN.....	57
9.2.1	<i>Metodens styrkor och svagheter.....</i>	<i>58</i>
9.3	ÖKAD BIOBRÄNSLEPRODUKTION FRÅN URBANA GRÖNYTOR	59

9.3.1	<i>Kollagring</i>	60
9.3.2	<i>Biologisk mångfald</i>	61
9.3.3	<i>Rekreation och hälsa</i>	62
9.3.4	<i>Fördröjning och minskning av dagvatten</i>	63
9.3.5	<i>De urbana grönytornas värdeökning</i>	64
10	AVSLUTNING	66
10.1	SLUTSATSER.....	66
10.2	REFLEKTIONER.....	68
10.3	REKOMMENDATIONER.....	69
	KÄLLFÖRTECKNING	70

BILAGOR

BILAGA 1: *Biomassaekvationer*

BILAGA 2: *Intervjufrågor*

BILAGA 3: *Densiteter för olika typer av park- och trädgårdsavfall*

BILAGA 4: *Analys av tematisk noggrannhet - beskrivning*

BILAGA 5: *Klassning av grönytor och analys av tematisk noggrannhet*

BILAGA 6: *Beräkning av det samlade kolförrådet*

BILAGA 7: *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*



Figur 1.1. Urbana grönytor - där staden möter naturen. Fotograf: Anna Bengtsson.

1 Inledning

Den värld vi lever i förändras i en snabbare takt än någonsin tidigare. Förlusten av biologisk mångfald har gått snabbare de senaste femtio åren än under någon annan period i mänsklighetens historia (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005). Idag är den biologiska mångfalden 30 % lägre än för fyrtio år sedan (WWF, 2010). Resursförbrukningen ökar ständigt och med dagens konsumtionstakt skulle vi behöva ett och ett halvt jordklot för att långsiktigt tillfredsställa våra behov. Inom bara ett par årtionden väntas denna siffra ha stigit till två jordklot (WWF, 2010). Samtidigt sker den globala uppvärmningen snabbare än väntat och i IPCCs senaste rapport konstateras att den globala medeltemperaturen ökat med 0,74 grader de senaste hundra åren (Naturvårdsverket, 2007). I Sverige var 2011 det tredje varmaste året sedan 1860 (SMHI, 2012).

Urbaniseringen går också allt fortare och år 2008 passerades den punkt då mer än hälften av jordens befolkning bor i städer. År 2050 väntas denna siffra ha stigit till runt 70 % (UN, 2008). Den ökade urbaniseringen innebär att tätortsområdena breder ut sig och upptar allt större landytor; idag är 3 % av jordens landytor urbana områden (Agustin & Lal, 2012). I Sverige bodde år 2011 cirka 85 % av befolkningen i tätorter och dessa upptog 1,3 % av den totala landytan (SCB, 2011 a).

Sveriges städer växte under sextio- och sjuttiotalen genom att stadsdelar ständigt tillkom utanför den befintliga stadsgränsen. Under åttio- och nittiotalen förändrades detta och stadsplaneringen kom allt mer att handla om att förtäta inom stadens gränser (Blomberg & Burman, 2001). Genom förtätning kan städernas utbredningshastighet avta och exploateringen av rural mark minskar. Dessutom kan man på så vis bevara de korta avstånden och därmed möjliggöra hållbara transporter, vilket är viktigt ur klimatsynpunkt. Förtätning är dock inte alltid enbart positivt. Mellan år 2000 och 2005 bestod exempelvis mer än hälften av den mark som användes vid förtätning av grönytor eller mark i nära anslutning till grönytor (SCB, 2010). Detta har inneburit att antalet urbana grönområden blivit allt färre och allt mer splittrade, ofta beroende på att deras värden och funktioner inte varit tillräckligt tydliga.

Ovanstående resonemang visar på behovet av:

- Ökad förståelse för grönytornas roll i den urbana miljön. På så vis kan deras värde bli tydligare och bättre avvägningar kan göras vid förtätning.
- Systemstudier där flera aspekter sammanvägs för att undvika suboptimering. Exempelvis bör bevarandet av den biologiska mångfalden beaktas då klimatåtgärder vidtas.

Ett sätt att tydliggöra de urbana grönytornas värde, och därmed möjliggöra smartare val vid förtätning, är att uppmärksamma deras ekosystemtjänster. Ekosystemtjänster är de tjänster, eller den nytta, som naturen ger oss människor och som vi är direkt eller indirekt beroende av. Ofta är ekosystemtjänsterna av stor betydelse och kan ha ett högt ekonomiskt värde eftersom de ger mänskligheten något vi annars hade behövt åstadkomma själva. Det är också spännande att fundera över om man kan motivera ett bevarande av urbana grönytor genom att öka deras värde, något som exempelvis skulle kunna ske genom att optimera en eller flera ekosystemtjänster. Vid ett sådant angreppssätt är det av yttersta vikt att använda ett systemperspektiv så att inte vissa värden förstärks på bekostnad av andra. I urbana miljöer är det till exempel inte önskvärt att alla rekreationsmöjligheter försvinner till förmån för den biologiska mångfalden.

Studier av ekosystem ur ett ekosystemtjänstperspektiv har hittills gjorts i relativt begränsad utsträckning (Davies et al, 2011). Lunds kommun har dock inlett ett arbete med tydliggöra ekosystemtjänsternas värde och bland annat tagit fram en översiktlig sammanställning av de urbana grönyrtornas ekosystemtjänster. Nästa steg är att kvantifiera dessa tjänster.

Inom Lunds kommun bedriver man även ett aktivt klimatarbete. År 2010 antogs nya klimatmål och för att uppnå dem måste kommunens koldioxidutsläpp halveras till år 2020 jämfört med nivån år 1990. Vidare ska koldioxidutsläppen vara nära noll år 2050. Vid slutet av förra decenniet släppte en genomsnittlig lundabo, enligt Lunds kommun, ut totalt cirka 10 ton koldioxid per år om utsläppen från produktion av varor i andra länder inkluderas. Ungefär 50 % av utsläppen berodde på varukonsumtion, 23 % kom från energisektorn, 21 % utgjordes av transporter och resterande 6 % kom från jordbruket (Birkedal, 2008). Dessa utsläpp måste alltså minska väsentligt.

Lunds kommun har således både en önskan om att tydliggöra ekosystemtjänsternas värde och en vilja att driva ett aktivt klimatarbete, bland annat genom minskade koldioxidutsläpp. Därför är det relevant att kvantifiera ekosystemtjänster med koppling till klimatarbetet. På Lunds kommun är man därför intresserad av hur mycket koldioxid den urbana grönskan lagrar samt hur mycket parkavfall de urbana grönyrtorna genererar och som kan användas för produktion av biobränslen. I detta sammanhang är det även relevant att undersöka förutsättningarna för en ökad produktion av parkavfall för tillverkning av biobränslen. Vid en sådan optimering av en ekosystemtjänst är det enligt ovanstående resonemang viktigt att inte grönyrtornas andra funktioner undermineras. Snarare bör man undersöka om det är möjligt att hitta synergieffekter som leder till multifunktionella ytor med ökad biodiversitet och leverans av ekosystemtjänster.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att tydliggöra värdet på de urbana grönyrtorna i Lunds tätort, samt att visa på potentialen att höja detta värde. Som en del av detta tydliggörande kommer metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster att utvecklas, testas och utvärderas. Vidare avser studien att undersöka hur grönyrtornas värde kan öka genom optimerade ekosystemtjänster samt utreda vilka konflikter och synergier som då kan uppstå. Till sist kommer studien även att innehålla en analys av resultaten och deras betydelse för framtiden.

För att kunna genomföra ovanstående har fokus lagts på de urbana grönyrtornas möjligheter att lagra kol och producera biobränslen, se nedanstående avsnitt 1.3, *Avgränsningar*.

1.2 Precisering av frågeställningar

För att uppnå ovanstående syfte avser denna rapport att svara på följande frågeställningar:

- Vilka ekosystemtjänster levererar de urbana grönyrtorna och vilka kan betraktas som extra viktiga med hänsyn till de mål Lunds kommun har?
- Vilken roll spelar biologisk mångfald för grönyrtornas leverans av ekosystemtjänster?
- Hur kan metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster se ut? Hur kan dessa metoder förbättras?
- Hur kan Lunds urbana grönyrtor förändras genom optimering av ekosystemtjänster så att deras värde ökar och målkonflikter minimeras?

1.3 Avgränsningar

Denna studie har avgränsats till att beskriva de ekosystemtjänster som kan anses extra relevanta med hänsyn till de mål Lunds kommun har samt till de som anses särskilt betydande i stadsmiljön. Eftersom Lunds kommun arbetar aktivt med klimatfrågor har fokus i denna studie lagts på att uppskatta grönytornas möjligheter att vara en del av det förebyggande klimatarbetet genom deras förmåga att bidra till en reducerad koldioxidhalt i atmosfären. Därför har de urbana grönytornas kollagring och produktion av park- och trädgårdsavfall för biobränsletillverkning kvantifierats i denna studie. Således har inga andra ekosystemtjänster kvantifierats.

När det gäller kvantifieringen av grönskans kolförråd har utgångspunkten varit befintliga kartdata och metodutvecklingen har anpassats efter detta. På grund av de begränsade tidsramarna avgränsades beräkningarna till att gälla Lunds tätort och innefattar därför inte övriga områden i Lunds kommun. Av samma anledning har antalet vegetationsinventeringar begränsats och markens kolförråd har uteslutits. Kvantifieringen av mängden park- och trädgårdsavfall som årligen genereras inom kommunen har avgränsats till att gälla kommunens större tätorter: Lund, Dalby, Genarp, Södra Sandby och Veberöd. På grund av de begränsade tidsramarna har studien avgränsats till att endast innefatta de större avfallsproducenterna samt de som omnämns under de genomförda intervjuerna. Av samma anledning har inga detaljerade energiberäkningar genomförts, utan endast enklare överslagsberäkningar. De tekniska förutsättningarna har heller inte studerats närmare.

När det gäller optimering av ekosystemtjänster har studien avgränsats till att undersöka vilka lösningar som finns för att öka grönytornas produktion av biobränslen. Då effekterna av denna optimering analyserats har endast sådana synergier eller konflikter som har koppling till Lunds grönstruktur mål behandlats.

Vidare har inga ekonomiska värderingar av ekosystemtjänster genomförts. Ordet *värde* syftar i denna studie i första hand på den nytta som ekosystemtjänsterna ger och inte på det ekonomiska värdet.

1.4 Metod

Denna rapport inleds med en litteraturstudie som beskriver ekosystemtjänsternas teoretiska bakgrund och deras koppling till biologisk mångfald och fungerande ekosystem. Vidare beskrivs även vilka ekosystemtjänster som finns i den urbana miljön. Då mängden litteratur inom ämnet är relativt begränsad utgörs lejonparten av källorna av artiklar ur utländska vetenskapliga tidskrifter. Litteraturstudien utreder även vilka mål Lunds kommun har med sina grönytor och vilka funktioner man vill att dessa ska uppfylla. Denna utredning har framförallt baserats på mål- och strategidelen i kommunens *Grönstruktur- och Naturvårdsprogram*, men information hämtades även genom dialog med Linda Birkedal på Lunds kommuns miljöstrategiska enhet och från *Översiktsplan för Lunds kommun*. De huvudsakliga mål som identifierades utgjorde utgångspunkten för vilka ekosystemtjänster som har betraktats som extra relevanta för Lunds kommun och som denna studie därmed fokuserar på.

Metoden för kvantifieringen av kolförrådet i Lunds urbana grönska utvecklades med utgångspunkt i redan genomförda kvantifieringar, vilka anpassades efter tillgängliga data och rådande tidsramar. De kartdata som krävdes hämtades på Lunds kommuns stadsbyggnadskontor samt på Lunds Universitets GIS-centrum. Inventering av grönska utfördes sedan i fält och för att utreda hur resultatet kan variera genomfördes en känslighetsanalys. En mer detaljerad beskrivning finns i kapitel 5, *Kvantifiering av kollagring i Lunds urbana grönska*.

Kvantifieringen av de urbana grönyornas biobränsleproduktion baserades på de park- och trädgårdsavfallsmängder som varje år genereras inom Lunds kommun. Inventeringen genomfördes framförallt genom telefonintervjuer och hade sin utgångspunkt i de aktörer som Lunds kommuns biogascoach Markus Paulsson bedömde som relevanta. En mer detaljerad beskrivning av detta finns i kapitel 6, *Kartläggning av park- och trädgårdsavfall för biobränsleproduktion*.

Analysdelen beskriver sedan metodernas styrkor och svagheter samt hur resultatet kan tolkas. Med utgångspunkt i litteraturstudien analyseras även hur de urbana grönyorna kan ställas om för ökad biobränsleproduktion och vilka konsekvenser det får för ekosystemtjänsterna. I denna del intervjuades även Erik Rånlund och Lars Brobeck, renhållningsdirektör respektive parkintendent på Lunds kommun. Detta för att få större inblick i vilka praktiska möjligheter och begränsningar som finns vid genomförandet av olika åtgärder. Till sist avslutas rapporten med de slutsatser som dragits under studiens genomförande samt författarens egna reflektioner om framtiden.

Tilläggs kan även att *grönyta* i denna studie betecknar alla ytor som inte är hårdgjorda eller bebyggda, oavsett storlek, medan *grönområde* endast används för större grönytor. *Grönska* och *vegetation* används för att benämna det som växer på en grönyta och inkluderar inte marken. Lunds kommun använder i sina dokument ordet *grönstruktur*, vilket även används i denna studie då innehållet i kommundokumenterna redovisas.

1.5 Disposition

I kapitel 1 sätts studien i sitt sammanhang. Det beskrivs varför den är relevant och vad den kommer att innehålla.

I kapitel 2 ges en översikt över ekosystemtjänsternas teoretiska bakgrund och deras koppling till biologisk mångfald och fungerande ekosystem.

Kapitel 3 beskriver några av de ekosystemtjänster som de urbana grönyorna levererar. Extra stort fokus ligger på de ekosystemtjänster som kan anses extra viktiga med hänsyn till de grönstrukturmål Lunds kommun har.

I kapitel 4 beskrivs staden Lund lite mer ingående. Det relevanta innehållet i de strategiska dokument som rör grönyteutvecklingen presenteras och ger bakgrunden till varför vissa ekosystemtjänster i denna studie betraktas som extra viktiga för Lunds kommun.

Kapitel 5 och 6 beskriver de metoder som utvecklats för kvantifiering av de urbana grönyornas kolförråd respektive biobränsleproduktion i Lunds kommun.

I kapitel 7 och 8 presenteras resultatet av genomförda kvantifieringar.

I kapitel 9 analyseras resultaten och de använda metoderna. Dessutom analyseras hur de urbana grönyorna kan ställas om för ökad biobränsleproduktion och vilka konsekvenser det får för ekosystemtjänsterna.

Slutligen innehåller kapitel 10 slutsatser samt reflektioner och rekommendationer inför framtiden.

2 Ekosystemtjänster

Alla jordens ekosystem levererar ekosystemtjänster och att uppmärksamma dessa kan vara ett sätt att tydliggöra den nytta som naturen ger oss människor. I nedanstående kapitel beskrivs begreppet närmare samt dess koppling till biologisk mångfald och ekosystemens stabilitet.

2.1 Allmänt om ekosystemtjänster

Ordet *ekosystem* myntades år 1930 av botanisten Roy Clapham och definierades år 1936 av ekologen Sir Arthur George Tansley som: "*The whole system (...) including not only the organism-complex, but also the whole complex of physical factors forming what we call the environment*" (Ellis, 2012). Mänskligheten är helt beroende av de resurser naturen förser oss med: dels fungerar ekosystemen som en källa till material och energi och dels som en sänka för det avfall vi producerar. Dessutom fyller ekosystemen en mängd värdefulla funktioner såsom vatten- och luftrenare, klimatreglerare, vattenfördröjare och så vidare. Fungerande ekosystem är helt enkelt avgörande för mänsklighetens överlevnad, men trots detta negligerar dagens ekonomiska system behovet av bevarade och resilienta ekosystem (De Groot & Gómez-Baggethun, 2010). Detta har under de senaste decennierna medfört ett utarmade av naturresurser och en degradering av ekosystem av aldrig tidigare skådat slag (Fitter et al, 2010). På initiativ av den dåvarande generalsekreteraren Kofi Annan inleddes år 2001 en omfattande FN-utredning av hur ekosystemförändringar påverkar mänsklighetens möjligheter till välbefinnande: *Millennium Ecosystem Assessment*. I den slutgiltiga rapporten konstateras att mänskligheten idag pressar jordens ekosystem så hårt att dess förmåga att tillfredsställa kommande generationers behov inte längre är självklar. Vidare fastslås att den av människan orsakade övergödningen och klimatförändringen utgör växande hot mot ekosystemen och att vi har satt oss i en situation där risken för en massutrotning av arter är mycket stor. Det konstateras även att degraderingen av ekosystem har minskat möjligheterna att uppnå millenniemålen om att halvera fattigdomen och hungern samt att minska spridningen av sjukdomar (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005).

För att stoppa den massiva förstörelsen av jordens ekosystem krävs en ökad medvetenhet och förståelse för ekosystemens avgörande betydelse och nytta. I detta arbete spelar begreppet *ekosystemtjänster* en viktig roll. Begreppet ekosystemtjänster föddes i slutet på åttiotalet och fick sitt genomslag 2005 i samband med att Millennium Ecosystem Assessment-rapporten publicerades (Isacs, 2011). Sedan dess har medvetenheten om värdet på ekosystemtjänsterna vuxit och i januari 2012 beslutade regeringen om att Naturvårdsverket skall sammanställa information om Sveriges viktiga ekosystem och ekosystemtjänster. Detta arbete skall vara helt färdigt i slutet av oktober 2012 (Miljödepartementet, 2012).

Ekosystemtjänster kan kort och koncist definieras som den nytta mänskligheten får av naturen eller ekosystemen (UNEP, 2011). Denna nytta har ofta ett högt värde då den i många fall inte alls kan ersättas av tjänster levererade av mänskligheten (De Groot & Gómez-Baggethun, 2010). Exempel på ekosystemtjänster kan vara insekters pollinering, växters lagring av koldioxid, skogars produktion av timmer, våtmarkers vattenrening, naturens förmåga att möjliggöra rekreation och så vidare. I Millennium Ecosystem Assessment-rapporten definieras fyra grupper av ekosystemtjänster, vilket blivit den idag vanligaste indelningen. De fyra grupperna är *försörjningstjänster* (eng. providing), *reglerande tjänster* (eng. regulating), *kulturella tjänster* (eng. cultural) och *stödtjänster* (eng. supporting).

Nedan följer en närmare beskrivning av vilka typer av tjänster de olika grupperna innehåller:

- Försörjningstjänster är när naturen förser oss med varor, till exempel mat, bränsle, biokemikalier och annat och material som vi kan använda mer eller mindre direkt.
- Reglerande tjänster är sådana som reglerar ekosystemprocesser, såsom vattenrening, pollinering och översvämningsskydd.
- Kulturella tjänster ger oss ett känslomässigt välbefinnande, inspiration och hjälper till att upprätthålla god mänsklig hälsa.
- Stödtjänster är mer grundläggande och utgör en förutsättning för alla de andra tjänsterna. Fotosyntesen är en sådan tjänst (Fitter et al, 2010; UNEP, 2011).

Även om begreppet ekosystemtjänster idag blivit vedertaget har dess inträde i politik och beslutsfattande gått långsamt och inte varit helt framgångsrikt. En orsak till detta är svårigheterna att kvantifiera och värdera nyttan med fungerande ekosystem och dess leverans av ekosystemtjänster (Tuvendal, 2010). I följande avsnitt följer en översiktlig beskrivning av de metoder för kvantifiering och värdering som används idag.



Figur 2.1. Skogen levererar flera ekosystemtjänster: den genererar timmer, förhindrar erosion, lagrar kol, ger livsrum åt arter, erbjuder rekreativsmöjligheter. För att bara nämna några av dess nyttor. Fotograf: Anna Bengtsson.

2.1.1 Kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster

Än idag värderas mark ofta utan att hänsyn tas till dess ekosystemtjänster. Detta gör att beslut om förändrad markanvändning ofta tas utan eftertanke om vilka viktiga ekosystem som ödeläggs (Fitter et al, 2010). Kvantifiering och värdering av ekosystemtjänster kan förändra detta, men innebär också många svårigheter och risker då naturen ofta är för komplex för rättvisande uppskattningar. Att utföra monetära värderingar är allra svårast och lämpar sig bäst vid jämförelser av olika alternativ. Dagens värderingsmetoder kan indelas i tre typer:

- **Kvalitativa metoder:** Dessa metoder hjälper till att beskriva naturvärden som är svåra att sätta siffror på, vilket ofta gäller reglerande och kulturella ekosystemtjänster. Exempelvis kan kvalitativa metoder öka medvetenheten om sambandet mellan mänskligt välbefinnande och ekosystemtjänster (Isacs, 2011).
- **Kvantitativa metoder:** Dessa metoder uppskattar storleken på ekosystemtjänsterna, det vill säga hur mycket nytta de egentligen ger inom valda områden. Kvantifieringen kan sedan användas för att jämföra ekosystemtjänsternas bidrag vid olika handlingsalternativ, för att analysera trender eller som grund för ekonomiska uppskattningar (Isacs, 2011).
- **Monetära metoder:** Dessa metoder används för att sätta ett ekonomiskt värde på existerande ekosystemtjänster. Detta värde jämförs sedan med beräknade värden för ekosystemtjänsterna efter en förändring, till exempel en förslitning eller ett återskapande (Isacs, 2011). Ett monetärt värde på ekosystemtjänster kan exempelvis sättas genom att undersöka marknadsvärdet för produkter, genom att studera vilka kostnader som uppstår om ekosystemtjänsterna förloras eller genom att fråga människor hur mycket de är villiga att betala för vissa ekosystemtjänster (Fitter et al, 2010).

2.2 Kopplingen mellan ekosystemtjänster och biologisk mångfald

Insikten om att det finns ett värde i att bevara naturens mångfald och variationsrikedom är inte särskilt ny. Den kan spåras ända tillbaka till antiken, men har sedan dess genomgått ett antal olika faser och förändringar (Jax, 2010). Det dröjde dock ända till början av nittioalet innan det på en internationell nivå fastslogs att den biologiska mångfalden ska vårdas och nyttjas på ett uthålligt vis. Detta gjordes genom i FN-konventionen om biologisk mångfald som antogs vid Riokonferensen 1992. Det senaste avtalet inom området är Nagoya-avtalet, antaget hösten 2010, vilket fastslår en handlingsplan för bevarandet av den biologiska mångfalden med mål för bland annat naturskyddet fram till 2020 (Klefbom, 2010).

Begreppet biologisk mångfald definieras i ovan nämnda FN-konvention som *”variationsrikedomen bland levande organismer i alla miljöer (inklusive landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem) samt de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem”* (Naturvårdsverket, 2010 a, s.7). Denna definition ger utrymme för en mängd olika tolkningar, men vanligast är att man pratar om biologisk mångfald på tre nivåer:

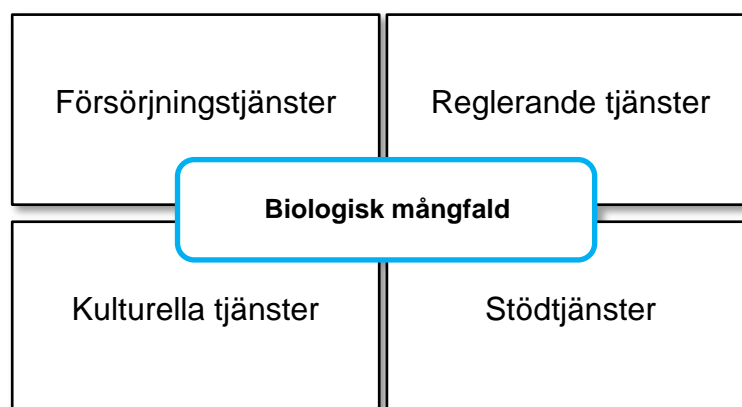
- Mångfald av ekosystem och naturtyper
- Mångfald av arter och deras samspel
- Genetisk variation inom och mellan populationer (Naturvårdsverket, 2011 b).

Åsikterna om varför den biologiska mångfalden är värd att bevara är varierande, men kan sammanfattas inom fyra kategorier:

- Överlevnad och välbefinnande: Den biologiska mångfalden genererar nya råvaror och leder till nya tekniska uppfinningar.
- Ekosystemtjänster: Biologisk mångfald leder till en stabil leverans av ekosystemtjänster.
- Estetiska värden: Biologisk mångfald ger rekreativsmöjligheter, inspiration, hälsofördelar och så vidare.
- Etiska och existentiella värden: Den biologiska mångfalden har skapats genom miljarders års evolution och mänskligheten har ingen rätt att påverka denna (Naturvårdsverket, 2011 b).

2.2.1 Fungerande ekosystem

Fram till i början av nittioalet var naturvården till stor del fokuserad på att upprätthålla vissa för människan livsnödvändiga funktioner i naturen, till exempel tillgången på rent vatten. Sedan dess har inriktningen ändrats och allt större fokus läggs på att undersöka hur man kan bevara hela ekosystem och dess funktioner. Detta är inte helt lätt av flera anledningar; dels är det svårt att definiera vad som är ett fungerande ekosystem och dels är många ekosystem idag redan kraftigt påverkade av människans närvaro (Jax, 2010). En anledning är bristen på kunskap: vi vet relativt lite om hur olika ekosystemtjänster är sammankopplade, hur stor betydelse biodiversiteten har för ekosystemens funktion och hur vi människor påverkar tillgången på ekosystemtjänster (Tuvendal, 2010).

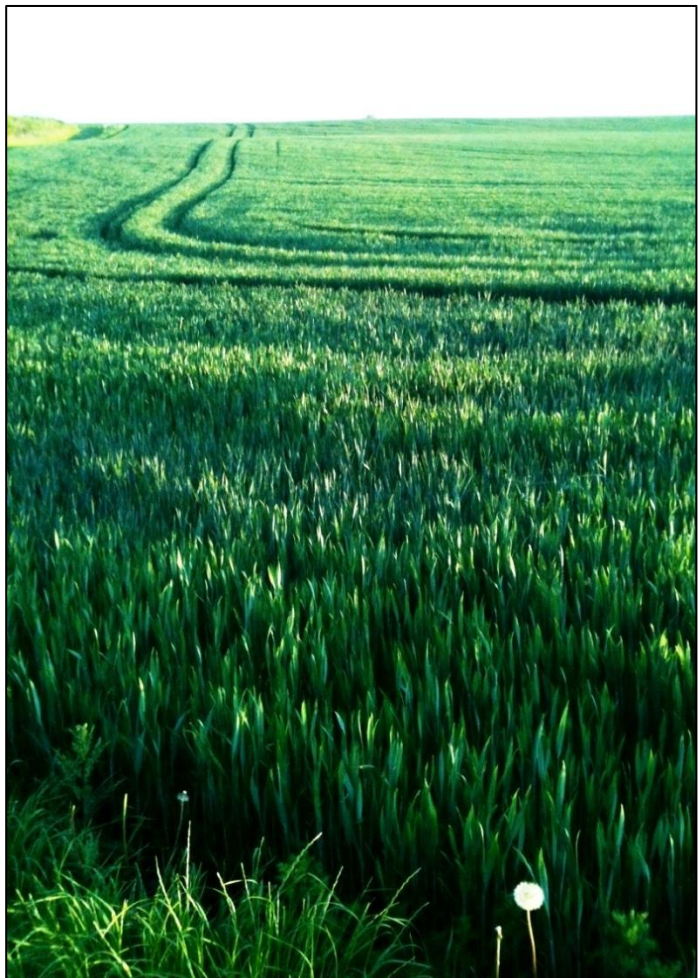


Figur 2.2. Biologisk mångfald är en förutsättning för en hög leverans av ekosystemtjänster.

Det vi vet säkert är i alla fall att det finns en stark koppling mellan fungerande ekosystem och biodiversitet: variation och mångfald är en förutsättning för ekosystemens funktion och dess produktion av ekosystemtjänster (UNEP, 2011), se figur 2.2. Även om det ännu inte finns ett helt fastställt samband är slutsatsen tydlig: en hög biologisk mångfald i ett ekosystem ger en hög produktion av ekosystemtjänster (Fitter et al, 2010). Denna insikt har lett till en något förändrad syn på bevarandet av den biologiska mångfalden. Tidigare var argumenten för bevarandet framförallt av etisk karaktär och naturvården var inriktad på att bevara mycket hög artrikedom i vissa regioner.

På senare tid har man allt mer börjat betrakta den biologiska mångfalden ur andra perspektiv, bland annat som en produktionsfaktor som hjälper till att producera tjänster som människan kan dra nytta av. Det är dock inte biodiversiteten i sig som levererar ekosystemtjänster utan närvaron av vissa kritiska arter. Dessa fyller sådana funktioner som är avgörande för att upprätthålla ekosystemets stabilitet och leverans av ekosystemtjänster. Om dessa arter försvinner från ekosystemet kommer det snart att synas ett avtagande i dess leverans av ekosystemtjänster (WWF, 2008). Den biologiska mångfalden är med detta synsätt nödvändig som en försäkring av ekosystemets stabilitet. Om en art minskar finns det med en hög biologisk mångfald förhoppningsvis andra arter inom samma funktionella grupp som kan ta över och säkerställa ekosystemets funktionalitet och leverans av ekosystemtjänster (Mace et al, 2012).

Det vi också vet är att alla ekosystem levererar flera ekosystemtjänster, vilka är mer eller mindre sammankopplade och beroende av varandra. Vissa ekosystemtjänster är sammankopplade så att ett gynnande av en tjänst även gynnar andra. Förbättrad jordkvalitet leder exempelvis till en förhöjd primärproduktion och kolinbindning samt bättre vattenrening och produktion av jordbruksgrödor. Andra ekosystemtjänster är däremot sammankopplade enligt motsatt princip, det vill säga mer av en ger mindre av andra. Ökad produktion av jordbruksgrödor kan till exempel resultera i sämre kolinbindning och vattenreglering (Tuvendal, 2010). Mänsklighetens tendens att kraftigt optimera ekosystem för maximal leverans av ett fåtal ekosystemtjänster leder dock allt för ofta till en minskning av andra tjänster (Fitter et al, 2010). Ofta reduceras reglerande tjänster till förmån för försörjningstjänster (Tuvendal, 2010); en typ av misslyckande som kan undvikas genom helhetsyn och genomtänkta lösningar.



Figur 2.3. Optimerat ekosystem? Fotograf: Anna Bengtsson.

3 Ekosystemtjänster från urbana grönytor

Urbana ekosystem skiljer sig i vissa avseenden från andra typer av ekosystem, men de levererar ändå en mängd ekosystemtjänster. I detta kapitel beskrivs några av de urbana grönyternas ekosystemtjänster med fokus på sådana som är extra relevanta med hänsyn till Lunds kommuns grönstruktur mål.

3.1 Urbana ekosystem

Urbana ekosystem är inte riktigt jämförbara med andra typer av ekosystem eftersom vissa förutsättningar skiljer sig väsentligt. Exempelvis är urbana ekosystem beroende av omgivande ekosystem eftersom resurser ständigt måste tillföras städerna från omgivande områden. De urbana ekosystemen klarar sig helt enkelt inte på egen hand. Beroendet medför även att de urbana ekosystemens ekologiska fotavtryck sträcker sig långt utanför det egna systemets gränser, vilket inte är fallet för naturliga ekosystem (Poyat et al, 2007). Urbana ekosystem är också mer heterogena och isolerade än naturliga ekosystem: marken är indelad i små ytor som alla har egna ekologiska förutsättningar. De är skyddade från naturliga störningar, men påverkas istället av andra faktorer som är specifika för urbana områden. Tätbebyggda områden bildar exempel så kallade urbana värmeöar där medeltemperaturen är högre än i rurala områden runtomkring (Elmqvist et al, 2012). Urbana områden påverkar även hydrologin och skapar mer avrinning än andra områden på grund av den stora andelen hårdgjorda ytor (Lal, 2012). Städer producerar även stora mängder koldioxid och har ofta en annan artsammansättning och mer fragmenterade livsmiljöer än rurala områden (Gaston, 2010).

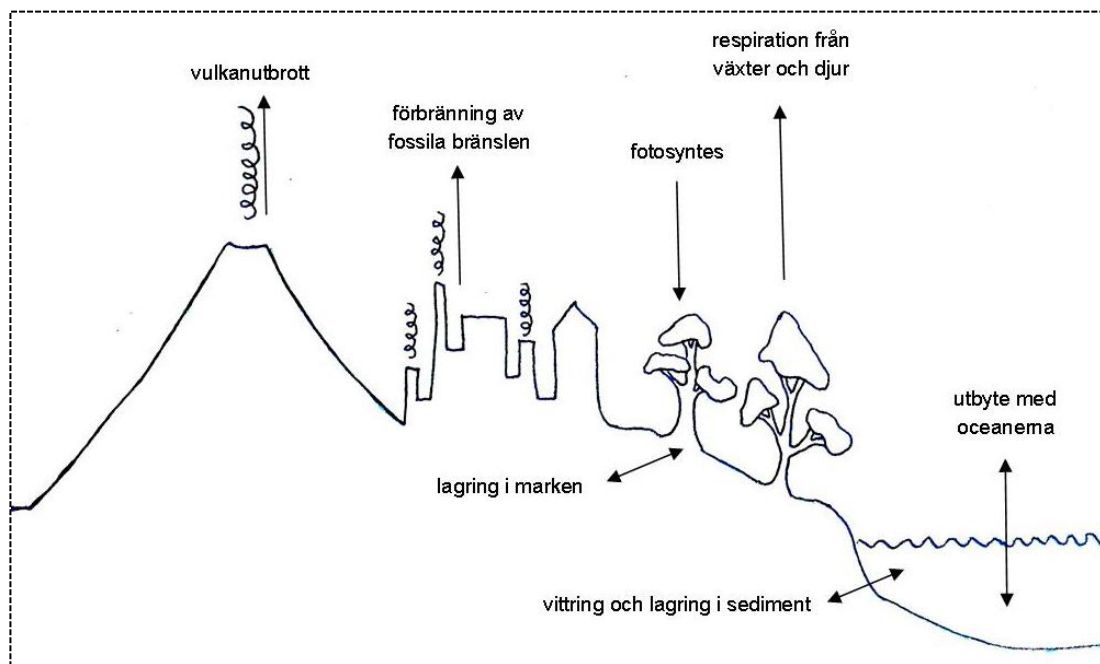
Liksom övriga ekosystem levererar dock urbana ekosystem ekosystemtjänster, varav några presenteras nedan:

- **Försörjningstjänster:** De urbana ekosystemen ger oss möjlighet att odla mat och genererar växtmaterial som kan användas som biobränslen eller jordförbättring
- **Reglerande tjänster:** De urbana ekosystemen renar luft och vatten, reglerar temperaturen och vinden i staden, lagrar koldioxid, förebygger erosion och sköter pollinering.
- **Kulturella tjänster:** De urbana ekosystemen möjliggör rekreation, inspiration, hälsa, ökad handel och turism.
- **Stödtjänster:** De urbana ekosystemen bidrar till flera grundläggande funktioner som jordmånsbildning, fotosyntesen samt närings- och vattencyklerna (Fitter et al, 2010; Isacs, 2011; Jansson, 2012; UNEP, 2011).

I följande avsnitt följer en mer ingående beskrivning av vissa av dessa ekosystemtjänster. Extra stor vikt har lagts vid de ekosystemtjänster som fokus ligger på i denna studie, det vill säga kollagring och produktion av biobränslen. Vidare redogörs för de ekosystemtjänster som är extra viktiga i Lunds urbana grönytor: hållbar vattenhantering och möjlighet till rekreation, se avsnitt 4.4, *Relevanta ekosystemtjänster från Lunds urbana grönytor*. Bevarande av biologisk mångfald är också en viktig funktion som Lunds urbana grönytor fyller, men den betraktas oftast inte som en ekosystemtjänst. Förutsättningarna för biologisk mångfald i urban miljö beskrivs ändå i detta kapitel, eftersom biodiversitet är en förutsättning för en stabil och hög leverans av ekosystemtjänster. Vidare beskrivs även två andra ekosystemtjänster; temperaturregulering och reduktion av luftföroreningshalter. Detta eftersom dessa är viktiga i urbana miljöer och därmed kan bidra till att öka förståelsen för grönyternas värde.

3.2 Kollagring

Kol är det ämne som utgör grunden för allt liv på vår jord och ständigt pågår ett kretslopp där kol rör sig mellan olika kolreservoarer, se figur 3.1. De vanligaste kolinnehållande gaserna i atmosfären är koldioxid, kolmonoxid, metan och andra gasformiga kolväten (Lal & Lorenz, 2010). Kol lämnar atmosfären genom växternas fotosyntes, vilket sker både på land och i vatten. Dessutom försvinner en del kol från atmosfären vid vittring, varpå kolet i form av vätekarbonatjoner transporteras ut till oceanerna. Vidare sker ständigt ett utbyte av kol mellan atmosfären och oceanerna: koldioxid löser sig i kallt ytvatten och går upp i atmosfären igen under varmare förhållanden. En del av det kol som hamnar i oceanerna når djuphaven där en liten andel binds i bottensedimenten, vilket frigörs långt senare genom vittring av sedimentära bergarter (Lal & Lorenz, 2010). Genom djur, människor och växters aeroba respiration återförs koldioxid till atmosfären. Detta sker även i marken då bakterier och svampar bryter ner organiskt material. Vid denna nedbrytning blir oftast en del kol kvar i marken. Där kan det bli kvar under mycket lång tid och bland annat bilda olja och naturgas. På senare tid har vi dock börjat återföra allt mer sådant kol till atmosfären genom förbränning av fossila bränslen och på så vis har den globala uppvärmningen accelererat. Kol återförs också till atmosfären vid förbränning av biobränslen, men då detta kol relativt nyligen bundits in genom fotosyntesen antas det i de flesta fall inte bidra till klimatproblematiken. Kol kan även nå atmosfären vid vulkanutbrott (Encyclopædia Britannica Online, 2012 a).



Figur 3.1. Kolets kretslopp. Bild: Anna Bengtsson.

3.2.1 Inbindning och lagring i vegetation

Genom fotosyntesen sker alltså en kolinbindning i vegetationen. Koldioxidupptaget sker i bladens klyvöppningar, medan själva reaktionen äger rum i de membranrika kloroplasterna. Koldioxid bildar då, tillsammans med solljus och vatten, kolhydrater och syre. Syret släpps sedan ut genom klyvöppningarna, medan kolhydraterna transporteras till växtdelar som antingen lagrar eller förbrukar dem (Encyclopædia Britannica Online, 2012 b). Fotosyntesens hastighet beror på växtens art och hälsa, luftens temperatur samt tillgången på ljus, nederbörd, näringsämnen och koldioxid. Höjda halter av koldioxid i luften ökar fotosyntesens hastighet, men storleksökningen varierar kraftigt mellan olika arter. Under givna förhållanden och låga ljusstyrkor är hastigheten på fotosyntesen proportionell mot ljusstyrkan. Vid högre ljusintensiteter avtar dock detta samband och fotosyntesens hastighet beror snarare på temperaturen (Bassham, 2012). Hastigheten maximeras då vid en viss temperatur, vilken varierar mellan olika växter, för att sedan avta (LUSTRA, 2003).

De kolhydrater som lagras bygger upp växtens olika delar, såsom stammen, lövverket, barken och rötterna, medan de kolhydrater som förbrukas hamnar i växtcellernas mitokondrier. Där blir de en del av den nattliga respirationen då energi frigörs för upprätthållande av växtens olika livsprocesser. I denna process bildas koldioxid på nytt, vilken återförs till atmosfären igen (Encyclopædia Britannica Online, 2012 b). Respirationshastigheten är liksom fotosyntesen beroende av flera faktorer: bland annat artens respirationskapacitet och tillgången på syre (Bassham, 2012). Respirationen är även under givna förhållanden proportionell mot temperaturen. Studier har visat att ungefär hälften av det kol som binds in respireras tillbaka till atmosfären (Churkina, 2012). Förhållandet mellan inbindning och lagring varierar dock med årstiderna. Under sommaren är koldioxidupptaget som störst och växtligheten fungerar då oftast som en kolsänka. Vintertid tar istället respirationen över och växtligheten blir då istället en kolkälla. (Linder & Lindroth, 2001).

Då grönskan dör bryts den ner och kolet når atmosfären igen i form av koldioxid. Så länge skogens stående biomassa är konstant sker därmed ingen nettoinbindning av kol just i växtligheten. Dock utgör den, i och med sin biomassa, ett ständigt förråd av kol (Churkina, 2012). Förmågan att lagra kol är nämligen proportionell mot mängden biomassa då ungefär hälften av massan utgörs av kol.

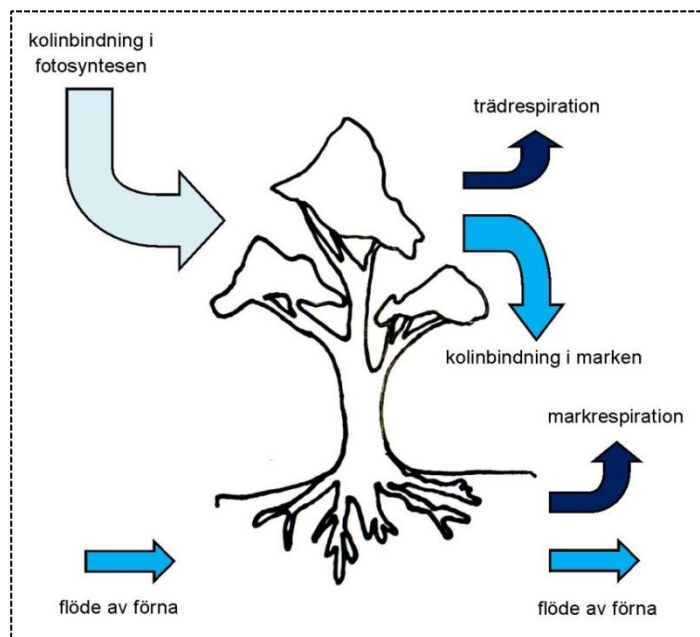
Tillväxten hos urban grönska skiljer sig något från tillväxten hos rural grönska eftersom den är starkt påverkad av den urbana miljön. Träd och annan växtlighet i städer utsätts bland annat för högre temperaturer och halter av koldioxid i luften, vilket kan öka primärproduktionen och inbindningen av koldioxid. Å andra sidan är nattetemperaturen också förhöjd, vilket medför en ökad respiration och frigivning av koldioxid. I urban växtlighet utsätts löven för förhöjda halter av föroreningar vilket i många fall orsakar stress; marknära ozon medför exempelvis en långsammare tillväxt. Det är mycket svårt att avgöra vilken påverkan som ger störst effekt och antalet studier är idag begränsat. Undersökningar utförda i amerikanska städer har dock visat att primärproduktionen ökar närmare centrum, där koldioxidhalten är förhöjd, men minskar i vindriktningen från stora utsläppskällor av marknära ozon (Poyat et al, 2007). Till skillnad från naturlig grönska är urban grönska dessutom ofta intensivt skött; den gödslas, bevattnas och beskåras med jämna mellanrum. Denna behandling leder till en större tillväxt och därmed en högre kolinbindning än vad som skulle skett under naturliga förhållanden (Yesilonis & Pouyat, 2012).

Ett antal studier har beräknat urbana områdens förmåga att lagra kol. I Leicester (England) uppgår kolförrådet i stadens vegetation till 31 ton/ha. Ett flertal studier av denna typ har gjorts i andra städer, men ofta är endast träden inräknade. I Leipzig (Tyskland) uppskattas träden lagra 11 ton/ha och i Hangzhou (Kina) uppgår kolförrådet till 30 ton/ha då endast träd med en diameter vid brösthöjd över 4 cm räknades (Zhao et al, 2010). I Seattles (USA) urbana områden uppgår kolförrådet i de urbana träden till 18 ton/ha, men då räknades endast träd med en diameter vid brösthöjd större än 5 cm (Hutyra et al, 2011). I träden i Chicagos (USA) urbana skogar uppgår kolförrådet till 11 ton/ha (Nowak, 1992). En sammanställning av amerikanska studier har visat att landets urbana skogar lagrar mellan 4,9 och 37,7 ton/ha, men vad som ingår i dessa beräkningar framgår ej (Scharenbroch, 2012).

3.2.2 Inbindning och lagring i mark

Det kol som lagras i växter når förr eller senare marken i samband med att växten dör. Där börjar nedbrytningen, vilken utförs i marken av markdjur och mikroorganismer som utvinner energi och näring ur växtdelarna. Vid aerob nedbrytning bildas då koldioxid och vid anaerob nedbrytning bildas metan; gaser som sedan går upp i atmosfären. En del kol är dock svårnedbrytbart och blir kvar i marken under längre tid (Bot & Benites, 2005). I marken kan därmed en nettoinbindning av kol äga rum. Se figur 3.2 för en översikt över kolflödena.

Markens kolbalans utgörs således av skillnaden mellan det kol som når marken, framförallt i form av förna från lövverk och rötter, och det kol som lämnar marken genom erosion och nedbrytning (LUSTRA, 2003). Nedbrytningshastigheten i marken (markrespirationen) beror, liksom fotosyntesen och växtrespirationen, på en mängd faktorer; bland annat tillförseln av organiskt material, mängden mikroorganismer, markens fuktighet, näringsstillgång och genomluftning samt rådande temperatur (Bot & Benites, 2005). I urbana områden kan mängden mikroorganismer påverkas av höga halter av vissa tungmetaller eller andra föroreningar, vilket då kan sänka nedbrytningshastigheten (Yesilonis & Pouyat, 2012). Maximal nedbrytning sker vid temperaturer på mellan 30-40°C. Under en temperatur av -7°C sker ingen nedbrytning alls (Ståhlberg et al, 2010). Generellt sett bryts små molekyler, såsom sockerarter och aminosyror, ner snabbast medan större molekyler, till exempel lignin, är mycket svårnedbrytbart (Ståhlberg et al, 2010). Vedartat material är därmed mer svårnedbrytbart än material från gräs- och örtvegetation. De svårnedbrytbara molekylerna blir kvar i marken under längre tid och medför att markens kolbalans blir positiv: tillförseln av kol är större än den mängd som frigörs. Framförallt gäller detta i nordiska skogar: temperaturen här är relativt låg och skogarna innehåller mycket svårnedbrytbart vedartat material. Därför har det här bildats ett stort lager kol i skogsmarker (Linder & Lindroth, 2001).



Figur 3.2. Kolflöden i vegetation och mark. Bild: Anna Bengtsson.

Den positiva kolbalansen har även medfört att det lagras ungefär tre gånger mer kol i marken än i samtliga landlevande växter på vår jord (Yesilonis & Pouyat, 2012). Förändrad markanvändning, till exempel avverkning, kan dock sätta denna balans ur spel, vilket kan medföra att utsläppen av kol blir större än inbindningen (Bot & Benites, 2005).

Även i städer kan markens kolförråd vara stort, men huruvida det sker en nettoinbindning eller ej beror även här på flera faktorer. Kolflödena i städer skiljer sig exempelvis mellan grönytor och hårdgjorda ytor. I mark täckt av hårdgjorda ytor är kolförrådet i princip konstant och det sker inget utbyte med varken biosfären eller atmosfären (Churkina, 2008). I jord som är täckt med vegetation pågår däremot ständiga flöden av kol. I områden som urbaniserats relativt nyligen beror kolflödena till och från marken till stor del på vad den användes till innan den urbaniserades. Då städer byggs på mark som tidigare var skogsklädd kan stora kolflöden från marken uppkomma, framförallt på platser med höga temperaturer. Nedbrytningen i de översta kolrika jordlagren går då mycket snabbt och koldioxid frigörs. Samtidigt tillförs en lägre mängd kol som förna då vegetationen begränsats. Då städer byggs på relativt kolfattiga jordar sker istället motsatsen, det vill säga en nettoinbindning av kol. Då marken plötsligt vattnas och gödslas kan primärproduktionen öka och därmed även produktionen av förna, vilken styr markinbindningen av kol (Yesilonis & Pouyat, 2012).

Störst ökning av kolhalten i jorden uppnås vid stor tillförsel av förna som allra helst är av svårnedbrytbart vedartat material. En stor förnaproduktion kan uppnås genom en intensiv skötsel av vegetationen. Även om en del av förnaproduktionen då försvinner vid klippning, beskärning, räfsning och liknande överväger ändå effekten av den ökade tillväxten genom näringstillförsel och bevattning (Yesilonis & Pouyat, 2012). En ännu större markinbindning uppnås om så mycket material som möjligt, till exempel gräsklipp och gamla löv, kvarlämnas på ursprungsplatsen (Pouyat et al, 2007). En högre kolinbindning uppnås också om marken lämnas obearbetad under längre tid (Börjesson et al, 2002). I en amerikansk studie observerades till exempel extra höga markhalter av kol i bostadsträdgårdar, vilken antas bero på hög förnaproduktion till följd av intensiv skötsel. Vidare har marken lämnats orörd under lång tid och trädgårdsägarna har i stor utsträckning låtit växtmaterial ligga kvar på platsen (Lal, 2012). Motsatsen uppnås då trädgårdsägarna istället väljer att hårdgöra hela trädgårdsytan, bland annat för att möjliggöra parkering. Avsaknaden av stående biomassa medför då en utebliven kollagring ovan jord och den hårdgjorda ytan medför att möjligheten till kolinbindning i marken ödeläggs (Davies et al, 2011). Dåliga förhållanden kan alltså helt sätta kolinbindningen ur spel, medan rätt förhållanden kan medföra att den pågår i närmare 45 år efter etableringen av marken (Lal, 2012).

3.2.3 Kolutsläpp vid parkskötsel

Den urbana vegetationen och marken kan alltså lagra kol. Det är dock viktigt att inte bara titta på möjligheterna till kolinbindning och lagring utan att också fundera över sidoeffekterna av parkskötseln. Vid skötsel av grönska uppkommer nämligen koldioxidutsläpp vid plantering, beskärning, bevattning, gräsklippning och dylikt om dessa aktiviteter utförs med verktyg eller maskiner drivna med fossila bränslen (Strohbach et al, 2012). Produktion av handelsgödsel och bekämpningsmedel ger också upphov till växthusgasutsläpp; vid tillverkning av handelsgödsel sker till exempel stora utsläpp av lustgas, vilket är en potent växthusgas (Börjesson, 2006). Gödslad mark kan också vara en källa till lustgasutsläpp genom förhöjd nitrifikation och denitrifikation som följd av den ökade kvävetillförseln. God tillgång på vatten genom bevattningsåtgärder bidrar även till ett gynnande av dessa mikrobiologiska processer (Livesley et al, 2010).

Nämnda åtgärder, det vill säga gödning och bevattning, kan även leda till en ökad markproduktion av metan, vilket också är en potent växthusgas. Kvävegödning kan störa de metanbrytande bakterierna, vilket medför en ökad avgång till atmosfären. Metanutsläppen kan dessutom förstärkas av intensiv bevattning. Vid en sådan vattentillförsel kan marken bli mättad, vilket orsakar en försämrad metandiffusion. Metanet når därmed inte fram till nedbrytarbakterierna och ännu större mängder kan nå atmosfären. Å andra sidan kan intensiv bevattning även leda till ett minskat metanläckage. Bevattningen kan nämligen öka syresättningen av marken, vilket missgynnar metanproduktionen (Livesley et al, 2010).

3.3 Produktion av biobränslen

Grönytornas möjlighet att producera biobränslen är nära knuten till deras förmåga att binda in kol och energi genom fotosyntesen. Genom denna process kan de tillväxa och skapa biomassa som utgör grunden för eventuell vidare förädling och produktion av biobränslen. I denna studie separeras ändå kolinbindning och produktion av biobränslen i åtskilda avsnitt. Detta för att tydliggöra att det handlar om två olika ekosystemtjänster, trots att den grundläggande processen, det vill säga fotosyntesen, är gemensam.

Urbana grönytor genererar idag betydande mängder park- och trädgårdsavfall: i Sverige uppkommer varje år cirka 450 000 ton av denna typ av avfall. Det mesta av detta avfall komposteras idag på avfallsanläggningar runt om i landet (Nordberg & Nordberg, 2007). Under tillförsel av syre bryts materialet då ned och avfallet bildar värmeenergi, kompost, koldioxid och vatten (SYSAV, 2012 a). Om inget syre tillförs bildas metangas istället för koldioxid. Då det är svårt att tillvarata den värmeenergi som bildas i komposten medför denna process ett utsläpp av växthusgaser till atmosfären utan att någon energi tas tillvara. Kompostmaterialet som bildas kan dock användas i plantjord eller som jordförbättringsmedel (SYSAV, 2012 a). Ett sätt att tillvarata energin i park- och trädgårdsavfallet är att istället använda det för produktion av biobränslen. Vedartat material kan exempelvis flisas och förbrännas, medan material med högre vattenhalt, till exempel gräsklipp, löv och ogräs, kan torrrotas för produktion av biogas. Torrötning är inte särskilt vanligt idag och tekniken har ännu en del barnsjukdomar, men den väntas bli vanligare i Sverige. Biogaspotentialen för park- och trädgårdsavfallet i Sverige har beräknats uppgå till 400 GWh per år om det antas att allt rötas (Linné et al, 2008).

Ett ökat behov av förnybara bränslen medför att vi måste öka produktionen av biobränslen och i detta arbete kan park- och trädgårdsavfallet spela en roll. Det skulle till exempel vara möjligt att ställa om de urbana grönytorerna så att de genererar mer park- och trädgårdsavfall och därmed mer biobränslen. En åtgärd för ökad biobränsleproduktion kan vara att etablera mer snabbväxande grödor i den urbana miljön. Att välja energigrödor till en urban miljö skiljer sig dock väsentligt åt från valet av energigrödor för etablering på jordbruksmark. I det senare valet betraktas aspekter som ekonomiska förutsättningar, regelverk, markförutsättningar, hur grödorna passar in i växtföljden och vilka avsättningsmöjligheter som finns (Johansson, 2011). Flera av dessa aspekter är avgörande även vid val av energigrödor för urbana miljöer, men samtidigt måste även stor tyngdpunkt läggas vid grödornas förmåga att passa in och leverera nyttor till den urbana miljön. Grödorna måste till exempel ge möjlighet till rekreation, annars är de direkt olämpliga i många stadsmiljöer. Att anlägga stora ytor som slutavverkas är därmed olämpligt (Johansson, 2011), varför exempelvis möjligheten att införa vanlig energiskog inte beaktats i denna studie.

I följande avsnitt följer en beskrivning av några åtgärder som kan genomföras för att öka mängden park- och trädgårdsavfall tillgängligt för produktion av biobränslen.

3.3.1 Omställning av urbana gräsytor

I Sveriges urbana miljöer finns idag stora gräsytor. År 2001 utgjorde exempelvis gräsytor närmare 29 % av all parkmark som underhålls av kommuner. Av dessa ytor bestod 55 % av bruksgräs, 30 % av högvuxet gräs och 11 % av ängsytor.

Bruksgräs är sådant gräs som man vanligen tänker på när man hör ordet gräsmatta: välvårdade ytor avsedda att tåla lek och spel. Högräs finns ofta på sido- och restytor och är något högre än bruksgräs. Detta införs framförallt av ekonomiska skäl då det kräver en lägre resursinsats än bruksgräs (Svenska Kommunförbundet, 2002). Ängsytor kan skapas på näringsfattig mark och består framförallt av örtvegetation och högväxande stråväxter. Även lövträd förekommer, då ofta av arterna hassel, lind och ask, se figur 3.3 (Aronsson, 2006).

Skötseln av gräsytor är, på grund av deras stora utbredning, den största utgiftsposten i kommunernas parkskötsel. Mest kostar bruksgräs då dessa ytor kräver omfattande skötsel för ett friskt och välvårdat intryck. Dessa ytor klipps regelbundet, upp till 20 gånger per säsong (Brobeck, 2012). Högräs- och ängsytor behöver däremot endast klippas eller slås ett fåtal gånger per säsong, vilket är positivt ur ekonomisk synvinkel (Brobeck, 2012; Persson, 1998). Å andra sidan kräver ängsytor en hel del skötselåtgärder som inte krävs av bruksgräsytor. Bland annat måste gräsklippen samlas in för att ängsytor ska kunna bibehålla sin biologiska mångfald (Johansson et al, 2011). Vid klippning av bruks- och högräsytor lämnas däremot gräsklippen i flesta fall kvar, vilket är billigare och medför att näringsämnen återförs till gräsytan, något som är önskvärt för att hålla gräset i gott skick. På så vis minskar behovet av att tillföra extra gödsel, vilket annars skulle krävas för välvårdade bruksgräsytor (Svensson, 1993).



Figur 3.3. Typisk äng. Fotograf: Anna Bengtsson.

Ett sätt att öka den urbana produktionen av biobränslen kan vara att börja samla in gräsklippen på de ytor där detta inte görs idag. På bruksgräsytor är detta inte möjligt då kostnaden för gränsamlingen skulle bli alltför hög. På högräsytor där klippningen sker mer sällan är detta däremot en möjlighet (Brobeck, 2012).

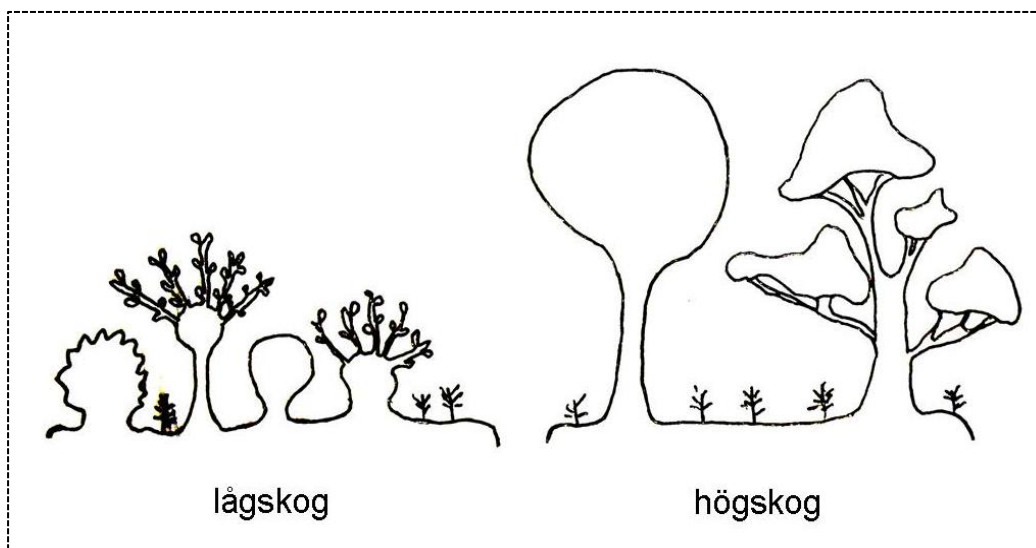
Dessutom är det även tänkbart att öka produktionen av biobränslen genom att ställa om ytor som idag är bruksgräsytor till högräs- och ängsytor för att sedan samla in gräsklippen. Gräset kan sedan användas för energiproduktion genom exempelvis torkning och förbränning eller rötning.

3.3.2 Etablering av hamlingsskogar

Biobränsleproduktionen i urbana miljöer skulle också kunna öka genom mer högavkastande träd- och buskvegetation. Att etablera denna typ av vegetation i urbana miljöer innebär dock andra avvägningar än då exempelvis energiskog etableras på jordbruksmark. Åter igen är de urbana grönytornas kanske främsta syfte att erbjuda rekreation och att anlägga stora ytor som slutavverkas är då direkt olämpligt (Johansson, 2011). Därför kan hamlingsskogar som inte slutavverkas vara en möjlighet till ökad biobränsleproduktion i staden (Burman, 1997). Denna typ av vegetation har bland annat testats i urbana miljöer i Storbritannien, Danmark och Tyskland (Busse Nielsen & Möller, 2008).

Hamlingsskogar är en variant på skottskogar och innebär att skott från stammen avverkas innan de blivit alltför grova. På så vis får stammen ständigt stå kvar och bilda nya skott. I skottskogar låter man endast stubbsockeln stå kvar, medan man i hamlingsskogar lämnar en högre stam (Helldin et al, 2009). Denna typ av biobränsleproduktion uppkom redan för 6000 år sedan och var framförallt vanlig på medeltiden då man behövde en jämn och stabil energitillförsel, men har sedan minskat succesivt (Burman, 1997; Johansson, 2011).

Hamlingsskogar passar bäst i södra Sverige där det finns lämpliga klimatförutsättningar för de snabbväxande lövträd som är lämpliga för hamling, exempelvis al, alm, ask, bok, ek, lind, pil, rönn och sälg. För att passa in i den urbana miljön kan träden hållas på en låg nivå genom att avverkas vid en särskild höjd och på så vis bilda en så kallad lågskog, se figur 3.4. Intervjustudier har nämligen visat att stadsinvånare i Nordeuropa vill ha grönska som inte skymmer solen, men som ändå skyddar mot vind och insyn (Busse Nielsen & Möller, 2008). Förslagsvis sker avverkan kontinuerligt, men ungefär vart femte år för varje enskilt träd. Det kan konstateras att hamlingsskogen sannolikt inte genererar lika mycket bränsleråvara som en traditionell energiskog (Helldin, 2008), men det är svårt att hitta studier som visar hur mycket lägre avkastningen är. Avkastningen beror naturligtvis även på hur tät hamlingsskogen är, vilket också är något som måste anpassas efter de urbana förhållandena och invånarnas behov och önskemål.



Figur 3.4. Hamlingsträd kan skötas så att de bildar en lågskog, vilken jämfört med högskogen ger högre solinsläpp. Bild: Anna Bengtsson.

3.4 Biologisk mångfald

De urbana ytorna utgör idag en relativt liten andel av de totala landytorna och det urbana bidraget till den biologiska mångfalden är i det avseendet relativt lågt. Å andra sidan innehåller urbana områden livsmiljöer som kan vara sällsynta på andra platser. Därmed erbjuder stadsmiljön livsrum till arter som annars haft svårare att överleva. I detta avseende är den biologiska mångfalden i urbana områden ofta relativt hög. Många av de svenska urbana områdena är exempelvis lokaliserade i det som ursprungligen var artrika områden. Inom städernas grönområden har vissa naturtyper bevarats, vilket inte alltid skett i omgivande landsbygd. Till exempel har urbana skogar hittills inte utsatts för några större krav på avkastning. Studier av stadsskogar har exempelvis visat att mängden orörd död ved, viktig för den biologiska mångfalden, är högre i stadsskogarnas kantzoner än i genomsnittlig svensk skog. Vidare har det konstaterats att mångfalden av fågelarter är lika stor i stadsskogar mitt inne i tätorter som i skogar belägna utanför staden (Hedblom, 2008). Dessutom har studier visat att var sjätte hotade art i Sverige finns i urbana miljöer (Söderström, 2002).

I avsnitt 2.2, *Kopplingen mellan ekosystemtjänster och biologisk mångfald*, konstaterades att begreppet biologisk mångfald innefattar mångfald på tre nivåer: ekosystem, arter och genetisk variation. Inom den praktiska naturvården arbetar man dock sällan med insatser som direkt ökar den biologiska mångfalden i sig. Istället arbetar man med att skapa förutsättningar för en högre biologisk mångfald (Naturvårdsverket, 1995). Detta innebär också att man främst arbetar med att skapa livsmiljöer för olika arter. Att arbeta med insatser som ökar den genetiska variationen är mer komplicerat (Lunds kommun, 2006) och det kan antas att denna bevaras som en följd av bevarade arter i livskraftiga populationer (Naturvårdsverket, 1995).

3.4.1 Grundläggande teorier

Spridningsmöjligheter i landskapet är avgörande för den biologiska mångfalden: isolerade populationer riskerar att drabbas av inavel och har sämre förutsättningar att klara förändrade livsvillkor. Vid avsaknad av spridningsmöjligheter finns heller inga möjligheter till återkolonialisering om en isolerad population dör ut (Ihse & Oostra, 2009). För att beskriva hur växter och djur kan röra sig i landskapet finns ett antal grundläggande spridningsteorier, vilka beskrivs nedan.

Den ö-biogeografiska teorin presenterades i slutet av sextiotalet av Mac Arthur och Wilson efter att de studerat olika fågelarters förekomst på öar i Stilla Havet. De konstaterade att det fanns ett tydligt samband mellan antalet arter och öarnas storlek samt avstånd från spridningskällan, det vill säga fastlandet. Flest arter fanns på stora öar nära land. Detta eftersom möjligheten till stora habitat minskar risken för utdöende och ett läge nära land underlättar spridning från fastlandet (Ihse & Oostra, 2009). Den ö-biogeografiska teorin kan även appliceras på andra platser och exempelvis beskriva grönområden (öar) i ett tätortslandskap (hav).

En annan viktig teori är metapopulationsteorin, vilken introducerades av Levin i slutet av sextiotalet. Denna teori beskriver utbredningen av en art som nettot av utdöende och återkolonialisering populationer. En metapopulation består av ett nätverk av lokalpopulationer, vilka lever geografiskt åtskilt och oberoende av varandra. Individer kan dock spridas mellan de olika habitatsområdena, vilket innebär att områden kan återkolonialiseras snabbt om en lokalpopulation dör ut. Möjligheten till spridning mellan de olika habitatsområdena bygger på att det finns konnektivitet mellan dem (Ihse & Oostra, 2009).

Konnektivitetsteorin beskriver hur landskap kan innehålla en ekologisk infrastruktur som möjliggör spridning mellan habitatsområden i landskapet. Denna infrastruktur kan exempelvis utgöras av spridningsstråk i vilka växter och djur kan röra sig eller av öar som ligger så nära varandra att växter och djur kan röra sig från den ena till den andra och sen vidare till nästa. Konnektivitet kan även uppstå om det finns så kallade klivstenar (små grönytor) mellan öarna som underlättar spridningen om avståndet mellan öarna är för långt. Landskapet kan även innehålla barriärer som motverkar spridningen (Ihse & Oostra, 2009). Exempel på sådana spridningshinder i den urbana miljön är vägar, gator och stora byggnader (Sandström, 2002).

3.4.2 Livsmiljöer i urbana områden

För att skapa levnadsmöjligheter för växter och djur i staden krävs alltså en ekologisk infrastruktur med spridningsmöjligheter mellan de större öarna. Både inom öarna och i landskapet som helhet är det viktigt att skapa mångfald av naturtyper. Mångfalden bör bestå av både horisontell och vertikal variation. Horisontell variation innebär att landskapet varierar och exempelvis både innehåller tät vegetation och öppen mark. Vertikal variation uppstår då naturen kan indelas i olika skikt, till exempel grässkikt, risvegetation, buskskikt och krontak (Florgård et al, 1994). Varierad landskapsstruktur ger möjlighet för fler arter att finna en livsmiljö och ger därmed hög biologisk mångfald och stabila ekosystem med god resiliens. Ett sätt att i stadsmiljö åstadkomma variation är att sköta samma typ av vegetation på olika vis. På så vis uppstår på sikt nya miljöer (Florgård et al, 1994).

En av de tydligaste anledningarna till den minskade biologiska mångfalden är landskapsförändringar orsakade av exempelvis jordbrukslandskapets utbredning och förändring (Ihse & Oostra, 2009). Ett sätt att gynna den biologiska mångfalden är därför att värna om att bevara och återskapa sådana naturmiljöer som fått stryka på foten i landskapsutvecklingen (Florgård et al, 1994).

Studier har visat att mångfalden i vegetation ökar med dess ålder. Därför är exempelvis stora, gamla träd ytterst viktiga för den biologiska mångfalden. I staden, till skillnad från i skogsbruket, kan träd uppnå den ålder som krävs för att exempelvis vissa lavar och insekter ska trivas. Även efter sin död är träden viktiga då trä i olika nedbrytningsstadier gynnar bland annat vedinsekter, fladdermöss och hålbbyggande fåglar (Florgård et al, 1994). Generellt sett påverkas den biologiska mångfalden negativt av omfattande parkskötsel med hård beskärning, slyröjning, borttagande av död ved samt undanröjning av kvistar och gamla löv som fallit tillmarken (Florgård et al, 1994).

Även variation i solgenomsläpplighet ger mångfald. Solbelysta partier är generellt sett artrikare än skuggiga och därför är det viktigt att släppa in ljus i grönområden. Samtidigt är vissa arter anpassade för ett liv i skuggan och sådana miljöer måste också finnas. Områden där ljusgenomsläppligheten varierar på en och samma plats är ovanliga i landskapet, men passar arter som först behöver mycket ljus för att tillväxa och som sedan gynnas av de mer skuggade förhållandena (Busse Nielsen & Möller, 2008).

Att införa vatten i den urbana miljön skapar också nya biotoper. Många arter behöver god vattentillgång, hela livet eller under delar av året, men de senaste århundradenas utdikningar har medfört att mängden våta miljöer minskat. Ur ett mångfaldsperspektiv är framförallt våtmarker värdefulla. I städer utgör även ruderatmark en livsmiljö för arter (Florgård et al, 1994). Ruderatmarken kan bestå av mark inom industriområden, hamnar, soptippar eller banvallar. Gemensamt för områdena är att de utsätts för ständiga störningar, vilket ger upphov till en mycket speciell sammansättning av växter och djur (Hedblom & Gyllin, 2009).

Näringsfattiga biotoper förekommer allt mer sällan, framförallt i urbana områden där näringsstillförseln är extra hög. För gräsytor gäller berikningsparadoxen; ju näringsrikare marken är desto färre arter finns på platsen (Johansson et al, 2011). Detta beror på att vissa tillväxtintensiva arter gynnas av de höga näringshalterna och därmed konkurrerar ut övriga arter (Aronsson, 2006). Vid höga kvävehalter gynnas arter som brännässla, hundkåx, maskros samt smörblomma och bland annat kärlväxter får svårt att överleva. Att skapa näringsfattiga ängsmarker, gärna med slätter eller bete, ger därmed ett värdefullt bidrag till den biologiska mångfalden (Florgård et al, 1994).

Fram till för ungefär hundra år sedan var ängsmarken mycket viktiga och en vanlig naturtyp som utgjorde grunden för all boskapsskötsel. Efterhand började dock åkermarken dominera jordbruket och ta över produktionen av vinterfoder och antalet ängar började avta kraftigt. Vid slutet av 1800-talet fanns runt en miljon hektar ängsmark i Sverige, men idag finns bara runt 7000 hektar kvar (Aronsson, 2006). Ängsmarken är Sveriges arttätaste naturtyp och allra högst arttäthet, det vill säga antal arter per ytenhet, finns på ängar utan träd- eller buskvegetation. Störst artrikedom, det vill säga flest olika arter, finns däremot på ängar med träd; gärna gamla ekar eller hamlingsträd. Eftersom ängsmarker är ett resultat av mänsklig aktivitet beror antalet arter även på hur ängen sköts och en äng som inte sköts tappar på sikt många av sina värden (Aronsson, 2006). Bland annat krävs fagning och slätter, det vill säga vårstädning och sensommarskörd. Flest arter finns vid en viss optimal störningsnivå, vilken bland annat uppnås genom slåttern (Johansson et al, 2011). För att artrikedomen ska kvarstå är det viktigt att slåttern sker efter att fröväxterna hunnit fröa av sig (Hasslöf, 2005). Den allra viktigaste åtgärden är dock att vid slätter samla in den klippta biomassan (Johansson et al, 2011).

Under åttio- och nittiotalen försökte flera svenska kommuner att på vissa ytor övergå från kortklippt gräs till mer högväxande ängsytor. Bakgrunden var delvis en förhoppning om att kunna öka den biologiska mångfalden, men kanske framförallt en vilja att minska skötselkostnaderna till följd av sänkta anslag. En åtgärd blev därmed att sänka vissa gräsytor klippfrekvens och införa mer höggräs och ängsytor (Skogar, 2008). Det visade sig dock inte vara helt enkelt att skapa vackra blomsterängar i den urbana miljön. Ett stort problem är den urbana markens höga näringshalter i kombination med det mycket höga kvävenedfallet från atmosfären. Dessa höga näringsnivåer medför att det är svårt att få ängsarter att etablera sig (Aronsson, 2006). Vidare hade kommunerna svårt att hitta ekonomisk täckning för de skötselinsatser som krävs för att etablera en äng. Exempelvis blev det ofta för dyrt att samla upp gräsklipppet, vilket ytterligare bidrog till alltför höga näringshalter för etablering av ängsvegetation. Dessutom var de klipptekniker som användes inte särskilt bra för floran då vegetationen snarare slets än klipptes av. Istället för vackra blomsterängar blev resultatet snarare skräpiga ytor med sly, tistlar och gammalt gräs och en låg biologisk mångfald (Skogar, 2008).

3.5 Rekreation och hälsa

En mängd studier har visat att grönytor även levererar ekosystemtjänster i form av förbättrad hälsa och välmående hos människor: vi blir både smartare, gladare och friskare av att ha närhet till grönska.

Närhet till natur och grönytor är något som många människor värdesätter högt. Då svenskarna 2005 tillfrågades om deras relation till naturen svarade 80 % att det är nödvändigt för livskvaliteten att besöka skog och mark (Naturvårdsverket, 2006). Det har även visats att barn vars förskoleområde innehåller mycket natur har betydligt bättre motorik och är friskare än de barn vars förskoleområde är hårdgjort. Barn med stor tillgång till natur uppvisar dessutom bättre empati och koncentrationsförmåga än övriga barn (Grahn, 1997). Utsikt över grönytor med stora träd påverkar även sjukhuspatienters tillfrisknande, mängd komplikationer och behov av smärtstillande medel (Ulrich, 1984). Det har även visats tydliga samband mellan närhet till grönområden och upplevd stress. Ju kortare avstånd det är mellan bostaden och grönområdet desto oftare besöker man det. En hög besöksfrekvens sammanfaller tydligt med en lägre nivå av självupplevd stress, ett faktum som kvarstår oberoende av kön, ålder och socioekonomisk tillhörighet (Grahn & Stigsdotter, 2003). Vidare har tester gjort som visar att återhämtningen och blodtryckssänkningen efter en stressad situation går fortare vid en naturpromenad än då försökspersonerna fått sitta ner och lyssna på musik och läsa (Hartig et al, 1991).

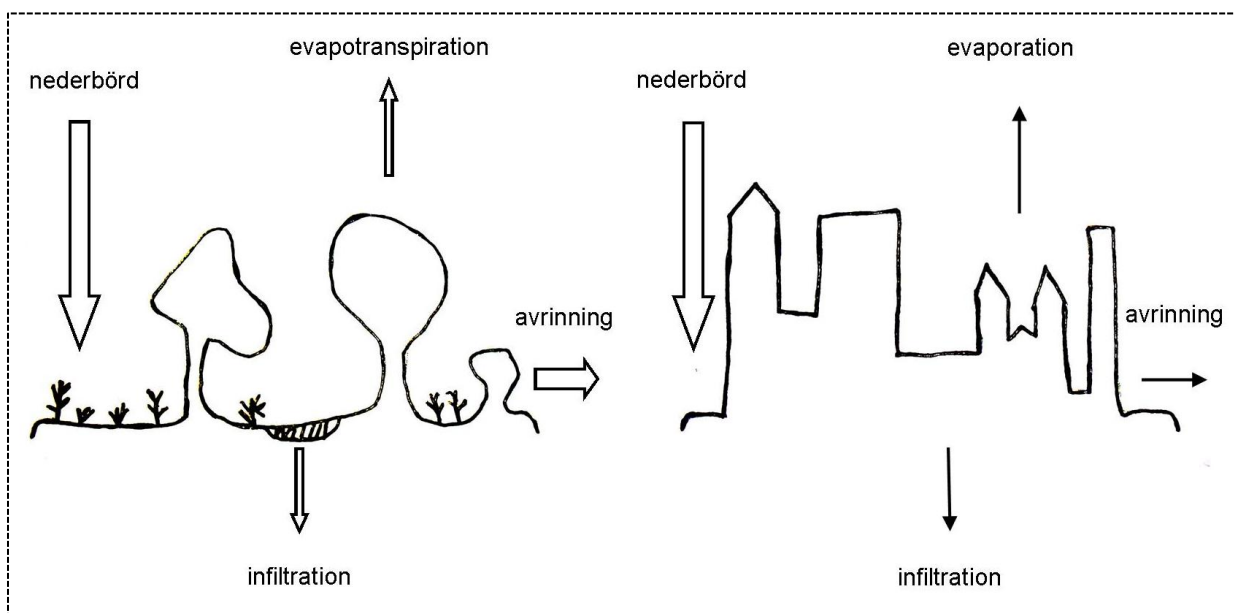
En vedertagen metod för att analysera de upplevelsevärdena i urbana grönområden är att använda Patrik Grahns åtta parkkaraktärer. De åtta karaktärerna är *rymd* (stor och rymliga områden med helhets- och skogskänsla), *natur* (vilda, orörda områden opåverkade av människan med naturstigar och naturlika planteringar), *allmänning* (områden som ger utrymme för platskrävande aktiviteter och kanske innehåller lek- eller idrottsanordningar men helst inte är för monotona i sin utformning), *artrik* (områden med mångfald av växt- och djurarter), *kultur* (områden med närvaro av kulturhistoria, historia, fornminnen och dekorativa inslag), *social* (områden med hög aktivitetskoncentration samt plats för samvaro genom exempelvis caféer och restauranger), *viste* (områden som är lekvänliga och stimulerar nyfikenheten, gärna en aning omslutande med lekredskap och kanske vatten) och *rofylld* (områden som är ostörda och stilla med välskötta ytor fria från skräp, lågt besöksstryck och avsaknad av buller) (Berggren Bärning & Grahn, 1995; Hedblom & Gyllin, 2009). Dessa karaktärer tydliggör vilka kvalitéer grönytor kan innehålla för att tillfredsställa olika mänskliga behov. Genom att planera så att människors närmiljö innehåller samtliga karaktärer kan de urbana grönytor ge en hög leverans av ekosystemtjänster i form av bättre hälsa och ökat välmående.

3.6 Fördröjning och minskning av dagvatten

Vatten är nödvändigt för allt liv på jorden, men orsakar också katastrofer genom dess ojämna fördelning över jordens yta. På vissa ställen tenderar översvämningar att uppstå, medan andra platser snarast drabbas av torka. Klimatförändringen förutspås förstärka detta, både genom extremare vädermönster men också genom havsytans höjning. I Skåne väntas nederbörden öka (Länsstyrelsen i Skåne län, 2012) och därmed även antalet översvämningar. Det är därför av yttersta vikt att genomföra åtgärder som kan fördröja och reducera mängden avrinning. Framförallt är detta viktigt i urbana miljöer där den höga andelen hårdgjorda ytor medför att regnvattnet snabbt, och utan tid att exempelvis avdunsta, samlas i landskapets lågpunkter där det orsakar översvämningar. Urbana grönytor har dock stor inverkan på den nederbörd som faller och kan fördröja och minska vattenmängderna avsevärt genom interception, evapotranspiration och infiltration, se figur 3.5 på nästa sida.

3.6.1 Interception, evapotranspiration och infiltration

Många är de som har upplevt effekten av interception när de tagit skydd under ett träd under ett plötsligt skyfall. Interception sker nämligen då vegetationen genom sitt lövverk fångar upp den nederbörd som faller och på så vis fördröjer vattnet och möjliggör avdunstning. Hur mycket vatten som fångas upp beror på framförallt lövverkets storlek och struktur, vilket innebär att interceptionen i lövskogar skiljer sig mellan sommar- och vinterhalvåret. Effekten av interceptionen är störst i det tidiga skedet av ett regnoväder och minskar efter hand som regnet fortgår. När tillräckligt mycket vatten fångats av bladen brister ytspänningen och vattnet faller mot marken (Ward & Robinson, 2000). Interception sker även på markvegetationen, vilken framförallt vid intensiva regn fungerar som en andra uppfångare av nederbörden. Gräs och jordbruksgrödor har betydligt lägre interceptionsförmåga än träd och den beror till stor del på vegetationens täthet och höjd. Högt gräs har exempelvis högre interceptionsförmåga än klippt gräs (Ward & Robinson, 2000).



Figur 3.5. Vattenbalanser för en grön respektive hårdgjord yta. Infiltrationen och evaporationen är lägre på den hårdgjorda ytan och således blir avrinningen högre. Bild: Anna Bengtsson.

Begreppet evapotranspiration beskriver egentligen två processer: evaporation och transpiration. Evaporation sker då vatten avdunstar från våta ytor, till exempel från regnvåt växtlighet, vattenytor, hårdgjorda ytor eller och bar jord. Stora friska växter har stora evaporationssytor och hastigheten är således hög, medan små växter med klen lövverk har en betydligt lägre evaporation (Almusaed, 2011). Växters transpiration sker också från växters blad men efter att vatten tagits upp av rötterna och transporterats genom växten och använts i olika biofysiska processer. Nästan allt vatten som tas upp av växter avges genom transpirationen och endast en bråkdel används för växtens livsprocesser. Generellt kan sägas att frodiga friska växter transpirerar mycket vatten medan växtlighet i sämre kondition transpirerar lite vatten (Almusaed, 2011). Den sammanlagda evapotranspirationshastigheten beror på en mängd faktorer, bland annat lufttemperaturen, luftfuktigheten, vindhastigheten, vattentillgången, växtarten och dess storlek (FAO, 1998).

Vid intensiva regn evapotranspirerar endast en liten andel av nederbörden eftersom vattnet snabbt rinner av ytorna. Vid mer lågintensiv nederbörd kan evapotranspirationen dock ha en stor påverkan på hur mycket vatten som når marken och där kan infiltrera eller avrinna.

Infiltration är den process som sker då vatten tränger ner i marken. Det vatten som infiltrerat marken kan senare avdunsta, röra sig strax under markytan eller perkolera ner till grundvattnet (Ward & Robinson, 2000). Markens sammansättning spelar stor roll för hur mycket vatten som kan infiltrera. Dels beror genomsläppligheten på kornens storlek och dels beror den på hur tätt kornen är packade. Sandig mark har exempelvis god genomsläpplighet eftersom sandkornen är stora och det finns gott om sammanlänkade håligheter mellan dem. Detta ger utrymme för vattnet att röra sig. I lerjord är däremot kornen mycket små och tätt packade vilket medför att vatten har svårare att infiltrera. Infiltrationen beror även på nederbördens intensitet och varaktighet. Under ett regn är infiltrationen som störst i det inledande skedet, framförallt om marken är torr, och avtar sedan efter hand för att uppnå en relativt stabil nivå. Generellt kan sägas att vegetation ökar markens infiltrationskapacitet, bland annat genom att fördröja eventuell avrinning och genom att påverka markens struktur. Rötter har en relativt lång nedbrytningstid vilket möjliggör att aggregat av jordpartiklar kan bildas och stabiliseras runt rötterna. Stora aggregat medför större markporer i omgivningen och därmed kan större mängder vatten infiltrera marken (Melakari, 2005).

Det vatten som inte infiltrerar marken rinner istället iväg längs markytan och når ganska snabbt vattendrag och ansamlingar. I naturliga områden är det endast vid mycket kraftiga regn som nederbördsintensiteten överstiger markens infiltrationskapacitet och ytavrinning bildas (Ward & Robinson, 2000). I städer styrs däremot infiltrationen till mycket stor del av om marken är täckt av genomsläppliga eller hårdgjorda ytor. Genomsläppliga ytor är sådana där regnvattnet kan infiltrera marken, till exempel gräsytor och bara jordar. Hårdgjorda ytor kan exempelvis utgöras av tak, asfalterade vägar och berg och dessa tillåter inte att vattnet infiltrerar marken. Istället rinner regn som faller på hårdgjorda ytor snabbt längs ytan och riskerar att ansamlas i landskapets lågpunkter.

3.6.2 Avrinning

Hur mycket vatten som avrinner beror enligt ovan på interceptionen, evapotranspirationen och infiltrationen, vilka i sin tur beror på en mängd faktorer. Ett sätt att sammanfatta avrinningen från en specifik yta är genom att använda sig av en avrinningskoefficient, vilken således sammanväger alla de faktorer som påverkar avrinningen. Koefficienten utgörs av kvoten mellan volymen vatten som rinner av en yta och den totala nederbördsvolymen och måste anpassas efter platsens vegetation, marktäcke, jordtyp och fukthalt i marken (Zakrisson et al, 2003). Hänsyn måste även tas till avrinningsområdets storlek och markens lutning (Holmberg, 2005). I tabell 3.1 på nästa sida presenteras exempel på avrinningskoefficienter för olika marktäckten och det kan konstateras att skillnaden är stor mellan hårdgjorda och genomsläppliga ytor (Svenskt Vatten, 2004).

Tabell 3.1. Exempel på avrinningskoefficienter för olika marktäckten.

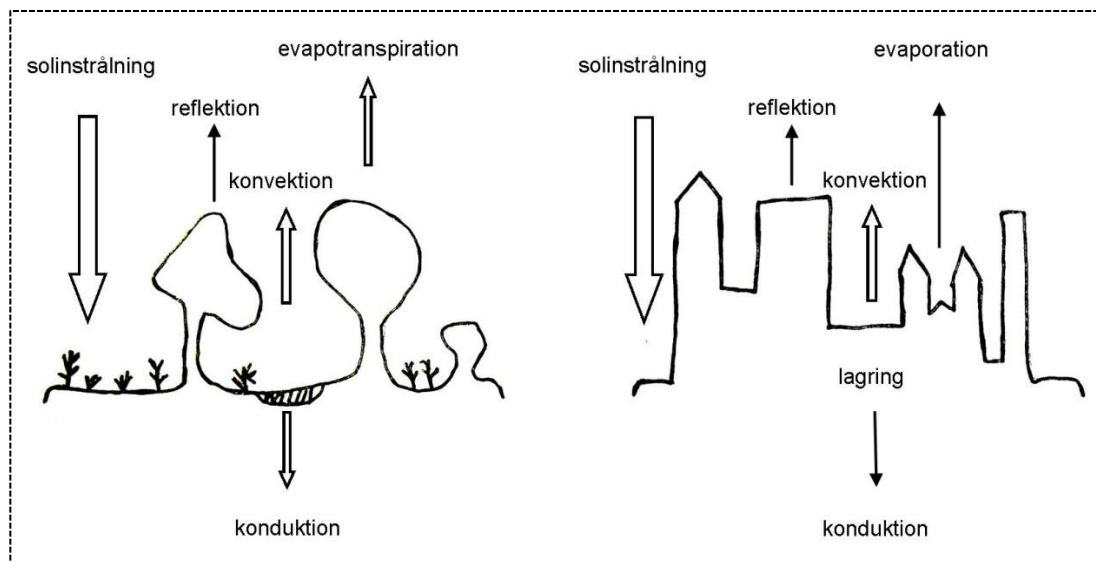
Typ av yta	Avrinningskoefficient
Tak	0,9
Betong och asfaltsyta, berg i dagen med stark lutning	0,8
Stensatt yta med grusfogar	0,7
Grusväg, starkt lutande bergigt parkområde utan nämnvärd vegetation	0,4
Berg i dagen med inte alltför stark lutning	0,3
Grusplan och grusad gång, obebyggd kvartersmark	0,2
Park med rik vegetation samt kuperad bergig skogsmark	0,1
Odlad mark, gräsyta, ängsmark	0-0,1
Flack tätbevuxen skogsmark	0-0,1

Förenklat kan man säga att nästan allt vatten rinner av från hårdgjorda ytor, medan nästan allt vatten infiltrerar vegetationstäckta ytor. Hur mycket vatten som avrinner är därmed någorlunda proportionellt mot andelen hårdgjorda ytor i ett område. Det vatten som rinner av ytan orsakar dock inte alltid översvämningar utan kan senare nå en vegetationstäckt yta där det infiltrerar. För att närmare studera vad som sker i landskapet krävs modelleringar med bland annat nederbördsdata och topografiska data som indata.

3.7 Temperaturreglering

Som nämndes i inledningen till detta kapitel är urbana områden ofta flera grader varmare än den omgivande landsbygden: runt städer skapas så kallade urbana värmeöar. Detta fenomen väntas öka i framtiden i och med klimatförändringen och förutspås då ge allvarliga hälsokonsekvenser till följd av stigande temperaturer. Dessutom kommer antagligen energiförbrukningen att öka på grund av ett ökat behov av kylningsåtgärder (US EPA, 2011). De urbana värmeöarna orsakas av att byggnader och vägar har ett lågt albedo, vilket innebär att de inte reflekterar särskilt mycket ljus. Mycket av energin i solinstrålningen tas därför upp av dessa strukturer. Vidare genererar den mänskliga aktiviteten värme, till exempel vid uppvärmning av byggnader och användning av fordon. Värmen hålls sedan kvar då betong och andra byggnadsmaterial ofta har en stor värmelagringsförmåga, se figur 3.6 för en översikt över de betydande energiflödena. Förekomsten av urbana värmeöar följer en cykel och är som störst under sena eftermiddagar, avtar efter solnedgången och är sedan som lägst i gryningen.

Grönytor kan dock avsevärt bidra till sänkta temperaturer i städer. Den solenergi som når grönytor används till stor del i fotosyntesen och värmer därför inte ytan i lika stor utsträckning. Dessutom reflekterar grönytor mer solljus än många av stadens andra ytor och är heller inte lika bra på att lagra värme. Grönytor innehåller dessutom fler vattenansamlingar än andra områden, både i form av vattendrag och i form av nederbörd som fångats upp av grönskans lövverk. När vattnet avdunstar följer solenergin med vattenångan upp i atmosfären istället för att den blir kvar som värme i staden. Grönskans kylande effekt ger inte bara upphov till temperaturskillnader mellan urbana och rurala områden, utan även mellan parker och bebyggd miljö inom staden. Temperaturskillnaden skapar en tryckskillnad inom staden, vilken resulterar i en parkbris som också medverkar till att ge en känsla av minskad hetta (Whitford et al, 2001).



Figur 3.6. Översikt över grönytors respektive hårdgjorda ytors energiflöden. Bild: Anna Bengtsson.

3.8 Reducering av luftföroreningshalter

Grönska hjälper också till att rena och filtrera luft, vilket minskar de urbana områdenas halter av luftföroreningar. Kapaciteten bestäms av lövverkets storlek, och är således större för träd än exempelvis gräs. Barrträd har störst reningsförmåga, och är dessutom gröna även på vintern, men skadas å andra sidan lättare av höga halter av luftföroreningar (Bolund & Hunhammar, 1999).

Grönska binder in och lagrar koldioxid genom fotosyntesen, vilket beskrevs närmare i avsnitt 3.2, *Kollagring*. Dessutom reduceras mängden partiklar och halten kolmonoxid i luften genom att partiklarna och molekylerna fäster på de stora ytor träd har genom sitt lövverk. En del absorberas sedan av träden, medan resten återgår till atmosfären eller följer med nederbörd till marken (Nowak, 2006). Lövträd med grova, håriga löv fångar störst mängder partiklar (Hiemstra et al, 2008).

Träd rensar även luften på kvävedioxid, svaveldioxid och ozon genom lövverkets gasupptag (Nowak, 2006). Platta, breda löv absorberar allra mest av dessa ämnen (Hiemstra et al, 2008). Träd bidrar även till att lägre halter av marknära ozon överhuvudtaget bildas. Höga halter av marknära ozon uppstår framförallt i städer under soliga dagar då både kvävedioxid och flyktiga organiska kolväten finns i luften. Träd genererar visserligen flyktiga organiska kolväten, hur mycket beror på träddarten, men absorptionen av kvävedioxid och trädens skuggningsförmåga ger ändå upphov till en minskad bildning av marknära ozon (Nowak, 2006). Det är bra att välja träddarter som ger upphov till låga utsläpp av flyktiga kolväten, vilket framförallt är barrträd och träd där löven är täckta med ett vaxartat ytskikt (Hiemstra et al, 2008).

4 Urbana grönytor och ekosystemtjänster i Lund

Grönytorna är av stor betydelse för leveransen av ekosystemtjänster i urbana områden. Trots detta riskerar de att minska i antal till följd av en ökad förtätning av staden. I detta kapitel beskrivs hur Lunds kommun ser på sina grönytor och behovet av förtätning. Dessutom presenteras det dokument som styr grönyteutvecklingen och bland annat utgör bakgrunden till varför vissa ekosystemtjänster i denna studie betraktas som extra viktiga för Lunds kommun. Till sist innehåller detta kapitel en sammanställning av just de ekosystemtjänster som betraktas som särskilt relevanta i denna studie.

4.1 Allmänt om Lund

Lund, centralort i Lunds kommun, är en medelstor stad belägen i sydvästra Skåne. Staden ligger i den nordvästra delen av kommunen på det som kallas Lundaslätten och vilar på ett underlag av blågrå moränlera. Detta innebär att det runt tätorten finns stora arealer mycket bördig jordbruksmark. De allra bästa jordarna är klassade i intervallet 8-10 och tillhör således allra bästa kvalitet (Lunds kommun, 2010). Lunds tätort har en mycket stor höjdskillnad inom stadsgränsen, 79 meter på en sträcka av 6 kilometer (Bucht & Deak, 2009), och sluttar ner mot Höje å som bildar en gräns mot landsbygden i stadens södra delar. Inom Lunds tätort finns stora grönytor i ett sammanhängande nätverk (Lunds kommun, 2006). I statskärnan är dock bebyggelsen tätare och än idag starkt präglad av det medeltida gatunätet (Bucht & Deak, 2009). Detta innebär att grönytorna där är färre och även mindre i utbredning.

Grönstrukturer definieras av Lunds kommun som all det nätverk av mark som inte är hårdgjord, bebyggd eller odlad, oavsett om den är privat eller offentlig. Begreppet innefattar alltså både parker, vägkanter, gaturum, tomtmark, trädgårdar, naturområden, vattenområden, skolgårdar och kyrkogårdar. Parker definieras snävare som *”allmän platsmark inom detaljplanelagt område som främst består av anlagda grönytor”* (Lunds kommun, 2006, s. 7).

Lunds kommun menar att alla ska ha tillgång till tilltalande park- eller naturområden nära bostaden och man värdesätter grönstrukturernas ekologiska, kulturella, sociala och estetiska värden (Lunds kommun, 2006).

Som det nämndes i inledningen har kommunen även inlett ett arbete med tydliggöra värdet av grönstrukturernas ekosystemtjänster och därmed bland annat tagit fram en sammanställning av dessa. Lunds kommun bedriver även ett aktivt klimatarbete och arbetar både med förebyggande och anpassande åtgärder till den förändring som kommer att ske. Under nuvarande normalperiod (från 1961 till 1990) låg årsmedeltemperaturen i Lund på 7,9 °C och årsnederbörden uppgick till 666 mm (Axell, 2012). I slutet av nuvarande sekel väntas klimatförändringen ha medfört att årsmedeltemperaturen är mellan 4 och 5 °C högre än den är idag och att årsnederbörden har ökat med cirka 15 % (Länsstyrelsen i Skåne län, 2012). Bland annat ser Lunds kommun grönstrukturernas potential att fördröja dagvatten och på så vis minska mängden avinning och risken för översvämningar (Lunds kommun, 2006).

Samtidigt som grönstrukturerna värdesätts är Lund också en stad som växer, vilket innebär att man både kommer att behöva förtäta inom staden och ta omgivande mark i anspråk. Detta kommer att leda till ökad konkurrens om marken och vissa grönytor kommer att behöva förvandlas till bebyggd mark. *Översiktsplanen* från år 2010 beskriver kommande bebyggelseutveckling, medan *Grönstruktur- och Naturvårdsprogrammet* från 2006 beskriver grönstrukturernas utveckling och värdefulla funktioner. I följande avsnitt beskrivs det, för denna studie, relevanta innehållet i dessa dokument.

4.2 Förtätning

Befolkningen i Lunds kommun uppgick den 31 december 2010 till 110488 invånare, varav ungefär 75 % bor i tätorten (Svärd, 2011). Invånarantalet i Lunds kommun ökar dock ständigt och år 2050 väntas det vara 65 % högre än idag (Birkedal, 2008). Mellan 1960 och 2009 byggdes det i snitt 808 nya bostäder per år inom kommunens gränser; en utveckling som man därmed tror kommer att fortsätta i ungefär samma takt även framöver (Lunds kommun, 2010).

När det gäller markanvändning är översiktsplanen ett av kommunens allra viktigaste strategiska verktyg. I den fastslås riktlinjer för bland annat bebyggelseutveckling och skydd av områden för många år framöver. Den är inte juridiskt bindande, men istället vägledande för de detaljplaner som senare tas fram. Rådande översiktsplan för Lunds kommun antogs i oktober 2010 och innehåller både ett 20- och ett 40-årsperspektiv på den utvecklingen (Lunds kommun, 2010). I denna plan ingår möjligheter att bygga bostäder till närmare 75000 personer (Lunds kommun, 2010). I översiktsplanen finns även ett antal övergripande strategier för hur utvecklingen inom kommunen ska ske. Bland annat konstateras att man ska *"Hushålla med den goda jorden"* (Lunds kommun, 2010, s.10), vilket innebär att man ska undvika att ta kommunens förstklassiga jordbruksmark i anspråk för bebyggelse. Denna ska istället bevaras och användas för produktion av livsmedel och biobränslen. För att slippa bebygga jordbruksmarken ska man istället använda förtättningsstrategier, vilket innebär att bebyggelsen ska ske inom redan bebyggt område. I översiktsplanen konstateras att det finns stor potential till förtätning i Lunds tätort och man tror att runt 7500 bostäder kan byggas inom redan planlagt område. Bland annat menar man att detta kan ske där det idag finns glesa industriområden, samt på parkeringsytor, inom lågutnyttjade grönområden och på störnings- och säkerhetszoner kring vägar. Man betonar dock även att *"stadens nät av parker, gröna stråk och koloniområden är viktiga att behålla som lugna oaser i en livfull stad"* samt att exploatering ska undvikas inom *"parker och annan betydelsefull grönstruktur"* (Lunds kommun, 2010, ss. 18-19).

4.3 Grönstrukturer

Lunds kommun har antagit flera dokument som styr utvecklingen av kommunens grönytor, varav det viktigaste är *Grönstruktur- och Naturvårdsprogrammet*. Detta antogs 2006 och gäller i 10 till 15 år, alltså eventuellt ända till 2021, och syftet är bland annat att ge riktlinjer för utveckling, bevarande och hållbart utnyttjande av kommunens grönstrukturer och parker (Lunds kommun, 2006). I grönstruktur- och naturvårdsprogrammet finns fyra övergripande mål som ska eftersträvas i kommunens arbete med grönstrukturerna. Målen är följande:

- *"Tillgodose människors rätt till och behov av gröna miljöer,*
- *Bevara och utveckla naturvärdena,*
- *Bevara och utveckla de gröna kulturmiljövärdena,*
- *Öka kunskapen om och förståelsen för gröna miljöer"* (Lunds kommun, 2006, s. 9).

Det första målet handlar om att grönstrukturerna skall ge möjlighet till rekreation. I planen konstateras att rekreation och friluftsliv är viktigt både för människors hälsa och livskvalitet och att grönytorna då har en avgörande roll. Parker ska vara *"vackra och medvetet gestaltade"* (Lunds kommun, 2006, s. 10) samt ge en hög trygghetskänsla genom närhet till bebyggelse, belysning och gallring av grönska. Bostadsnära grönytor ska möjliggöra utevistelse, lek och spel, samtidigt som de äldre också ska ha en utemiljö att trivas i. I planen konstateras även att det är viktigt att skapa variation i grönytornas upplevelsekviteter och hindra att landskapsförändrande åtgärder sker på speciellt vackra platser, till exempel utsiktsplatser. Dessutom konstateras att samutnyttjande av gröna ytor, så som idrottsplatser, skolgårdar, parker, kolonilottsområden och verksamhetsområden, bör eftersträvas (Lunds kommun, 2006).

Det andra målet handlar framförallt om grönstrukturernas värde för biologisk mångfald och en hållbar vattenhantering. När det gäller biologisk mångfald konstateras dels att kommunen innehåller flera områden med rödlistade arter vars livsmiljöer bör bevaras och dels att kommunen även innehåller vissa mer utarmade områden som istället bör utvecklas. I planen föreslås utveckling av tätortens biologiska värden genom bland annat skapande av naturlika planteringar, våtmarker, ängsytor och faunadepåer. Dessutom konstateras att vissa landskapsekologiska funktioner, exempelvis spridning och vandring, måste säkerställas, vilket kan ske genom minskade barriäreffekter efter upprättande av spridningsstråk. När det gäller den hållbara vattenhanteringen betonas vikten av att bevara vattenkvaliteten och hushålla med vattnet. Det konstateras att mängden näringsämnen och föroreningar i våra vattendrag måste minska, bland annat för att råda bot på rådande övergödning av sjöar och hav. Vidare betonas grönytornas värde för dämpade vattenflöden genom en långsammare avrinning och det fastställs att åtgärder för ökad fördröjning och infiltration ska vidtas bland annat vid förnyelse av parker (Lunds kommun, 2006).

Det tredje målet handlar om att vissa kulturmiljöer bör bevaras, till exempel vissa av stadens koloniområden. Vidare betonas att landskapet inte får förlora sin läsbarhet; istället ska historiens bidrag till landskapets utseende kunna följas.

Det fjärde målet handlar om att det krävs ökad kunskap hos såväl myndigheter som hos allmänheten för att kunna genomföra övriga mål inom planen. Dessutom konstateras att förutsättningar för ett bättre utnyttjande av samhällets resurser ska skapas genom att arbeta med ekologiska, sociala, kulturella och estetiska värden parallellt.

4.4 Relevanta ekosystemtjänster från Lunds urbana grönytor

Lunds kommun ser alltså ett starkt behov av att förtäta Lunds tätort, vilket innebär att grönytor kommer att få stryka på foten. Samtidigt levererar grönytorna ekosystemtjänster som av kommunen anses viktiga att bevara och utgör grunden till de grönstruktur mål man har formulerat. De ekosystemtjänster som betonas i mål- och strategidelen av Lunds kommuns *Grönstruktur- och Naturvårdsprogram* är följande:

- Möjlighet till rekreation
- Hållbar vattenhantering genom fördröjning och minskning av dagvatten
- Biologisk mångfald (ej en ekosystemtjänst men en förutsättning för leverans av sådana)

Då ovanstående ekosystemtjänster kan betraktas som särskilt viktiga för Lunds kommun har de även betraktats som relevanta ekosystemtjänster i denna studie.

Vidare bedriver Lunds kommun även ett aktivt klimatarbete och är därför intresserade av grönytornas möjligheter att vara en del av det förebyggande klimatarbetet. Därför har följande ekosystemtjänster också betraktats som särskilt relevanta för denna studie:

- Kollagring
- Produktion av biobränslen

I kapitel 3, *Ekosystemtjänster från urbana grönytor*, har extra stor tonvikt lagts vid att beskriva just de ekosystemtjänster som med hänsyn till Lunds kommuns intressen betraktas som relevanta. Dessa ekosystemtjänster utgör även utgångspunkten för kapitel 9, *Analys av grönytornas roll i Lund*.

5 Kvantifiering av kollagring i Lunds urbana grönska

Lunds kommun bedriver ett aktivt klimatarbete och är nyfikna på grönytornas möjligheter att vara en del av det förebyggande klimatarbetet. En ekosystemtjänst som då är viktig är grönskans förmåga att lagra kol. I detta kapitel beskrivs en metod för hur denna ekosystemtjänst kan kvantifieras. Resultatet av kvantifieringen presenteras först i kapitel 7.

5.1 Metodöversikt

De senaste åren har ett flertal försök gjorts att kvantifiera mängden lagrat kol i urban vegetation. Framförallt har dessa försök gjorts i USA, men även i England, Tyskland och Kina. De flesta metoderna utgår från någon typ av detaljerad karta över området där kolförrådet ska kvantifieras. Denna kan exempelvis vara framtagen med utgångspunkt i ett flygfoto eller med hjälp av Lidar-data över markvegetationens höjd. Sedan är det brukligt att göra en mycket omfattande inventering av grönskan på ett stort antal platser. Platserna väljs ut för att representera kartans indelning, men de exakta provpunkterna är vanligtvis slumpvis genererade. Trädgrönskans biomassa och kolinnehåll beräknas sedan genom allometriskas artspecifika biomassaekvationer. Detta är ekvationer som bygger på antagandet att samtliga träd av en viss art har samma proportioner och att biomassan därmed kan beräknas som en funktion av stamdiametern. Kolinnehållet i lägre vegetation beräknas istället exempelvis genom att vegetationen skördas, torkas och analyseras. Till sist skalas resultatet upp till att gälla staden (Davies et al, 2011; Nowak, 1992; Scharenbroch, 2012; Zhao et al, 2010).

Att följa metodiken i redan gjorda kvantifieringar har inte varit möjligt i denna studie. Dock har den redan utarbetade metodiken använts som utgångspunkt för utvecklingen av en lämpligare metod. För att göra en kvantifiering av grönskans kolförråd är det nödvändigt att utgå från någon typ av kartdata och vilken metodik som väljs måste anpassas efter de kartor som finns tillgängliga. Då denna studie genomfördes inhämtades befintlig kartdata från Lunds kommun och GIS-centrum vid Lunds Universitet. Denna bestod av:

- Rasterdata i form av ett IR- och ett ortofoto, det vill säga detaljerade flygfoton.
- Vektordata i form av kommunens kommunkarta och baskarta. Kommunkartan innehöll bland annat en indelning av tätorten i tio olika marktyper och baskartan innehöll bland annat bebyggelsepolygoner
- Vektordata innehållande kommunens inventerade träd i tätorten.

Studien inleddes därför med en automatisk klassning av flygfotona för att utröna hur mycket grönytor som finns i olika delar av staden, se avsnitt 5.2, *Klassning av flygfoton*. Grönytornas vegetationssammansättning fastställdes sedan genom inventering. I flera studier har mycket omfattande inventeringar genomförts (Davies et al, 2011), men på grund av tidsbrist var det inte möjligt i detta fall. Därför användes istället ett subjektivt urval, en urvalsmetod som också använts i andra studier (Patenaude et al, 2003). Urvalsmetoden och provytorna finns beskrivna i avsnitten 5.3.1, *Metod för urval av provytor*, och 5.3.2, *Provytor*.

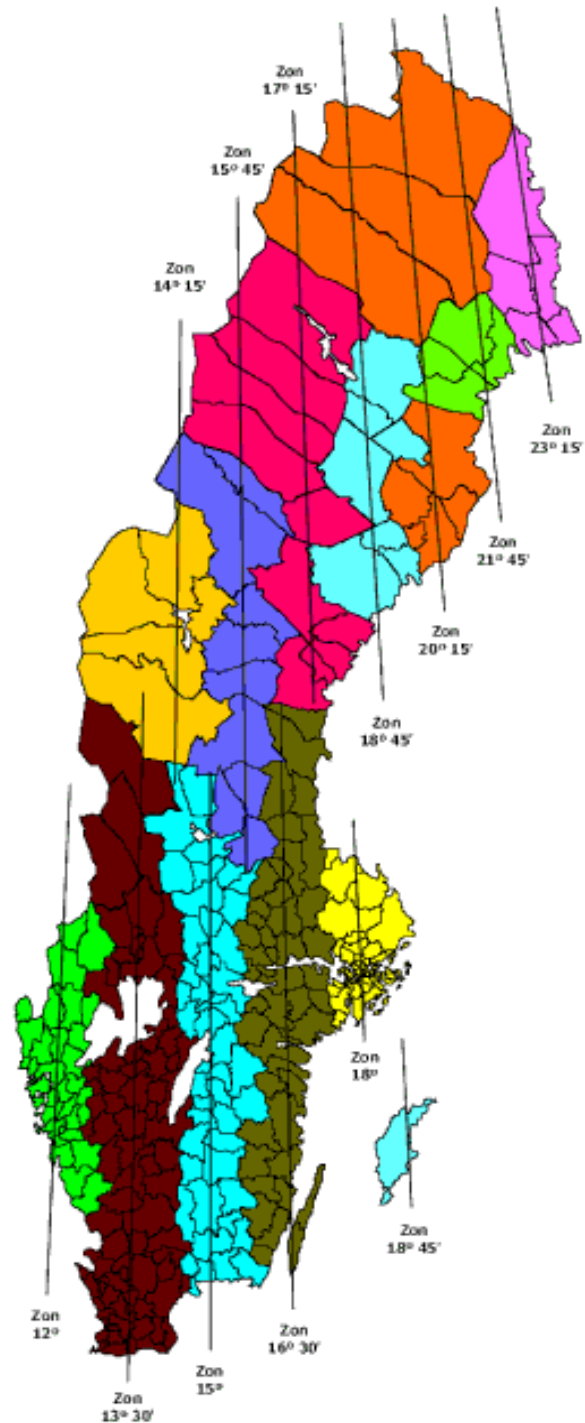
Grönytornas kolförråd beräknades sedan med hjälp av biomassaekvationer enligt en metodik som förekommer i många andra studier (Davies et al, 2011; Nowak, 1992; Scharenbroch, 2012; Zhao et al, 2010). Detta beskrivs i avsnitt 5.4, *Kollagring i urban vegetation*. För att utreda inom vilket intervall kolförrådet eventuellt kan variera genomfördes sedan en känslighetsanalys. I denna beräknades en minimum- och en maximumnivå på kolförrådet i tätorten. De två nivåerna baserades på de provytor som hade lägst respektive högst kolförråd per ytenhet inom varje marktyp.

5.2 Klassning av flygfoton

Eftersom ingen heltäckande kartläggning av grönytornas utbredning fanns i tillgängliga kartdata inleddes kvantifieringen av kolförrådet med en uppskattning av detta med utgångspunkt i IR- och ortofotot. Dessa foton är uppbyggda av raster, det vill säga kvadrater, med sidan 25 centimeter. Upplösningen är alltså mycket hög och noggrannheten blir därmed stor. Båda projektionerna gjorda i Lunds kommunala referenssystem SWEREF 99 13 30, vilket innebär att projektionens medelmeridian ligger på just $13^{\circ}30'E$, se figur 5.1 (Lantmäteriet, 2012).

Ortofotot, se figur 5.3, har skapats genom insamling av ljus i det blåa, röda och gröna våglängdsbandet och är således en bild i naturliga färger. IR-fotot, se figur 5.2, har istället skapats genom registrering av ljus i det nära infraröda våglängdsområdet. Att registrera ljus i detta våglängdsområde är särskilt lämpligt vid studier av vegetation eftersom detta ljus reflekteras av vegetationen. Det synliga ljuset absorberas däremot i stor utsträckning av friska växter. Ljus i det nära infraröda spektrumet är sådant ljus som det mänskliga ögat inte kan uppfatta. För visualisering av dessa data har därför röd färg använts. Den nära infraröda registreringen har sedan kombinerats med registreringen av det blåa, gröna och röda ljuset för att skapa en bild där alla landskapsstrukturer är synliga (Harrie & Arnberg, 2008).

Uppskattningen av grönytornas utbredning gjordes genom en automatisk maximum likelihood-klassning i GIS-verktyget ArcMap med en efterföljande manuell sluttolkning. Maximum likelihood-metoden är ett sätt att i en fördelning beräkna en maximal sannolik skattning av en okänd parameter. Väldigt förenklat kan metoden beskrivas genom följande exempel: Man har två tärningar där den ena är en vanlig och den andra är en blufftärning. Med den vanliga tärningen är sannolikheten att få en sexa $1/6$, medan blufftärningen ger en sexa i $9/10$ av fallen. På måfå tar man en tärning och slår den: det blir en sexa. Antagligen tror man då att det var blufftärningen man slog och har då använt maximum likelihood-metoden i sin bedömning (Rundqvist, 1996).



Figur 5.1. Översikt över de olika referenssystem som används i Sverige och deras medelmeridianer. Bild: Lantmäteriet, 2012.



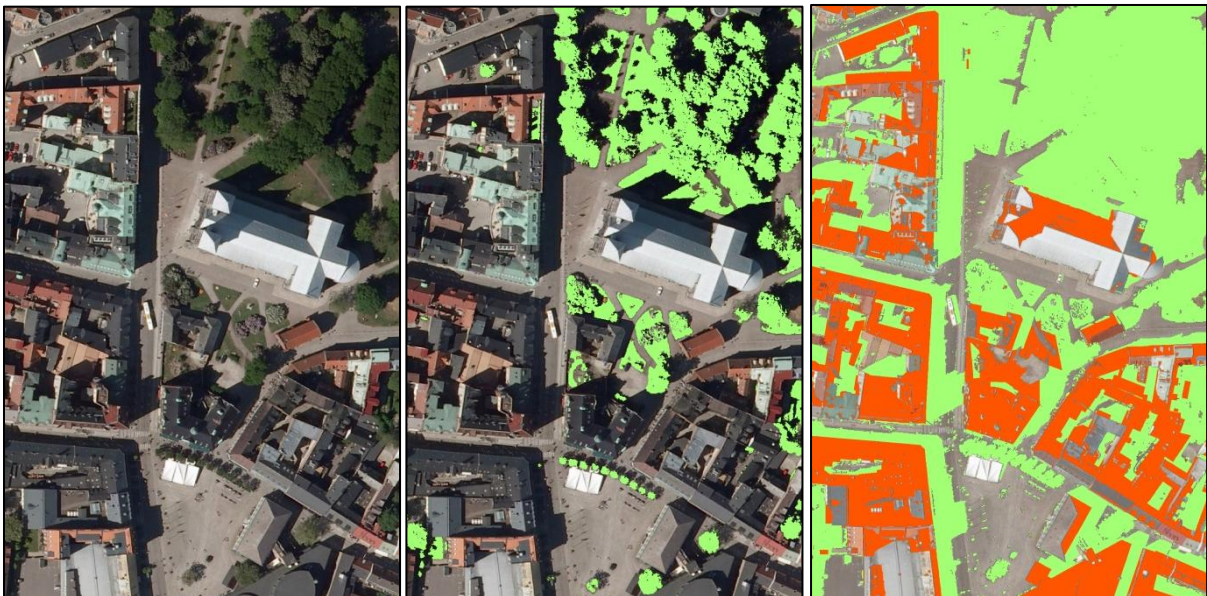
Figur 5.2. IR-foto över Lunds centrum.



*Figur 5.3. Ortofoto över Lunds centrum.
Foto: Copyright Lunds kommun.*

Då en maximum likelihood- klassning genomförs i ArcMap skapas först en signaturfil där klasser definieras med utgångspunkt i ingående rasterdata, det vill säga IR- och ortofotot. Hur många klasser som ska identifieras bestämmer användaren själv. Signaturfilen beskriver de klasser som identifierats och innehåller bland annat en beräknad medelvärdesvektor och en kovariansmatris för varje klass. Vid själva klassningen går sedan alla rasterceller igenom och placeras i den klass som det är störst sannolikhet att de tillhör (ESRI, u.å.). Efter att klassningen genomförts måste användaren själv, genom en manuell sluttolkning, definiera vad som ingår i de olika klasserna.

Anledningen till att två typer av foton användes var att vissa klassningsproblem uppstod för båda typerna, se figur 5.4. Klassificering av IR-fotot i fem klasser gav tre klasser med byggnader och gator, en klass med grönska och en klass med skuggor av både byggnader och grönska. Om klassen med skuggor av både byggnader och grönska definieras som hårdgjord yta uppstod en viss underuppskattning av grönskan. Klassificering av ortofotot i fem klasser gav istället två klasser med ljusa områden som framförallt var byggnader och gator, två blandklasser med mörkare områden som utgjordes av grönska, mörka byggnader och alla skuggor, samt en klass med enbart små grönytor. De två mörka blandklasserna definierades som grönska och sedan användes baskartans bebyggelsepolygoner för att subtrahera byggnadsytorna. Dock kvarstod skuggorna i dessa klasser, vilka innehöll både grönska och hårdgjorda ytor. Därför gav klassningen av ortofotot en viss överuppskattning av grönskan. Vilket foto som ger den mest rättvisa uppskattningen varierar mellan olika områden och klassningsresultaten delades därför in enligt de marktyper som fanns i kommunkartan. Klassningsnoggrannheten analyserades sedan för varje marktyp för att avgöra vilket foto som gett bäst resultat, se avsnitt 5.2.1, *Analys av tematisk noggrannhet*. Den klassning som gett bäst resultat fick sedan utgöra grunden för beräkning av de urbana grönyternas förmåga att lagra kol.



Figur 5.4. Grönyteutbredningen i marktypen Sluten bebyggelse enligt de olika klassningarna. Den första bilden visar det vanliga ortofotot, den andra bilden visar grönyteutbredningen enligt IR-fotot och den tredje bilden visar grönyteutbredningen enligt ortofotot. De orangea ytorna i den tredje bilden är byggnadsytan som subtraherats från grönytan. Ingående kartdata: Copyright Lunds kommun.

5.2.1 Analys av tematisk noggrannhet

Kvaliteten på klassningar av flygfoton kan variera väldigt och det är därför relevant att utvärdera klassningens noggrannhet. Detta kan göras genom slumpmässiga stickprov i det geografiska området och därefter beräkning av noggrannhetsmättet *kappa*. Kappa kan ha ett värde mellan noll och ett. Noll betyder att klassificeringen är helt slumpmässig, medan ett betyder att klassningen har gett upphov till en karta som perfekt stämmer överrens med verkligheten (Harrie & Arnberg, 2008).

För att beräkna kappa genererades, med hjälp av ArcMap, trettio slumpmässiga punkter inom varje marktyp som fanns representerad på kommunkartan. För varje punkt noterades sedan huruvida denna var belägen inom vegetationstäckta eller hårdgjorda ytor. Detta noterades både för kartan, genom visuell analys av grönyteklassningen, och i verkligheten genom visuell analys av ortofotot. Sedan skapades en *korsmatrix* där kolumnerna innehåller de klasser som observerades i verkligheten och raderna de klasser som observerades på kartan. Med utgångspunkt i denna skapades sedan en P-matris och en Q-matris. P-matrisen innehöll andelen korrekt karterade punkter inom varje klass. Q-matrisen innehöll istället den förväntade fördelningen av punkterna, eftersom hänsyn måste tas till att vissa punkter kan hamna inom exempelvis vegetation både i verkligheten och på kartan även om klassningen varit helt slumpmässig.

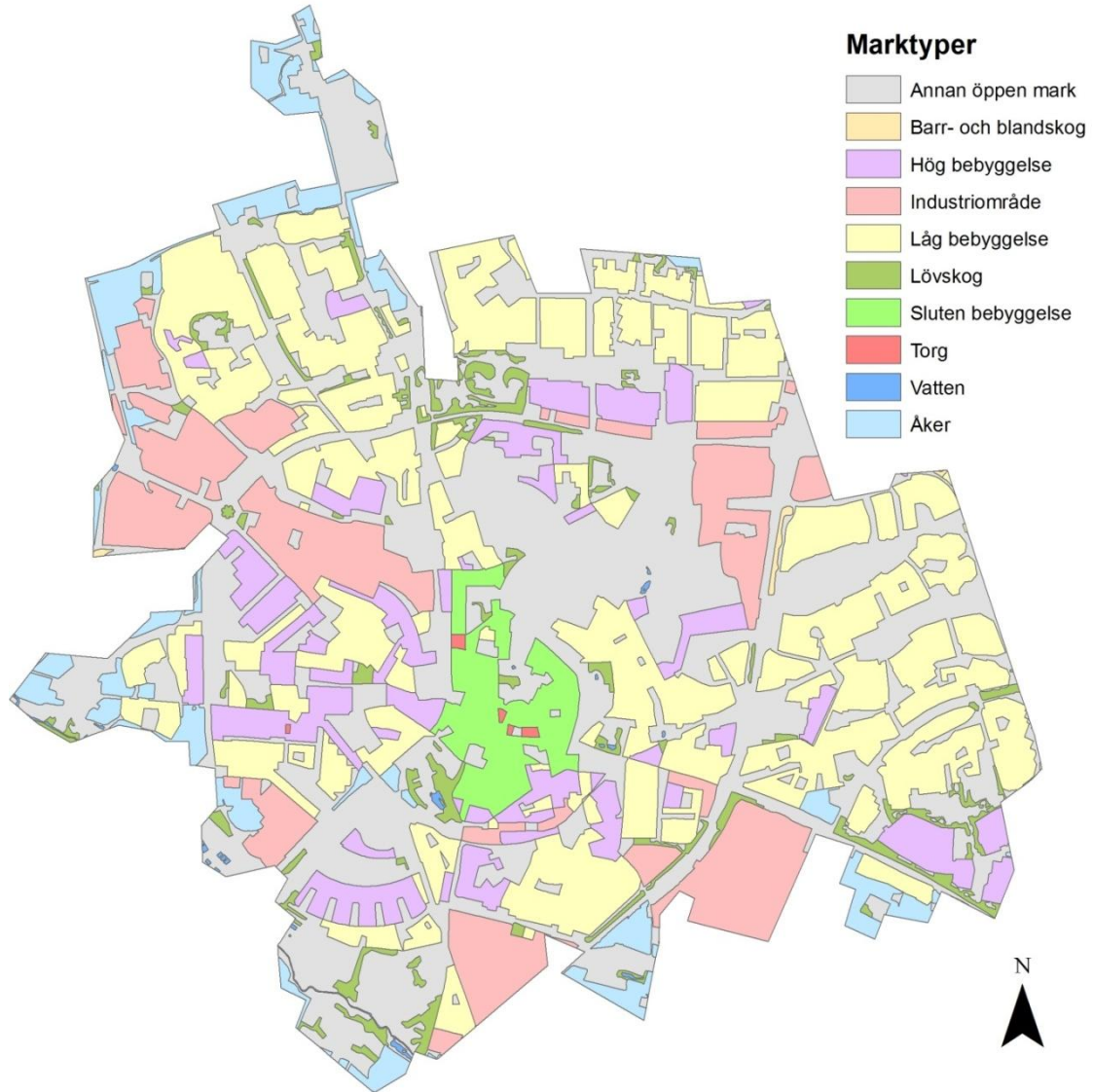
Kappa beräknas sedan som: $\kappa = \frac{\sum_{i=1}^n P_{ii} - \sum_{i=1}^n Q_{ii}}{1 - \sum_{i=1}^n Q_{ii}}$ (Harrie & Arnberg, 2008).

I ekvationen är *i* klassindex, P proportionen korrekt karterade punkter för klass *i*, Q proportionen förväntade punkter vid slumpmässighet för klass *i* och *n* är antalet klasser. Vid en perfekt klassning blir kappa 1 och vid en helt slumpmässig fördelning blir kappa 0 (Harrie & Arnberg, 2008). Mer om beräkningarna finns beskrivet i bilaga 4, *Analys av tematisk noggrannhet - beskrivning*.

Kappaberäkningen användes sedan för att bestämma huruvida klassningen av orto- eller IR-fotot bäst beskriver verkligheten för respektive marktyp. Grönyteutbredningen enligt den bästa klassningen användes sedan i fortsatta beräkningar.

5.3 Inventering av vegetation

I tillgängliga kartdata fanns inte någon indelning av marken efter grönyrtornas vegetationssammansättning och därför genomfördes en inventering av sammansättningen inom utvalda provytor från varje marktyp. Se figur 5.5 för en översikt över de olika marktypernas utbredning i Lunds tätort.



Figur 5.5. De olika marktyperna i Lunds tätort. Ingående kartdata: Copyright Lunds kommun.

5.3.1 Metod för urval av provytor

De vanligaste urvalsmetoderna kan indelas i inget, objektivet och subjektivt urval. Inget urval innebär att data insamlas från hela mängden, medan objektivet urval oftast innebär att urvalet sker helt slumpmässigt (Inghe, 2002). I denna studie användes ett stratifierat subjektivt urval för att välja ut vilka provytor som skulle inventeras. Att urvalet är stratifierat innebär att urvalsmängden först delas in enligt någon känd variabel, vilket i detta fall innebär att grönyrtorna delades in efter marktyp. Sedan gjordes ett subjektivt urval, vilket innebär att provyrtorna valdes ut för att passa undersökningen. Denna typ av urval kan genomföras när det finns information som möjliggör en bedömning av vilka provpunkter som är mest värdefulla för studien (Inghe, 2002).

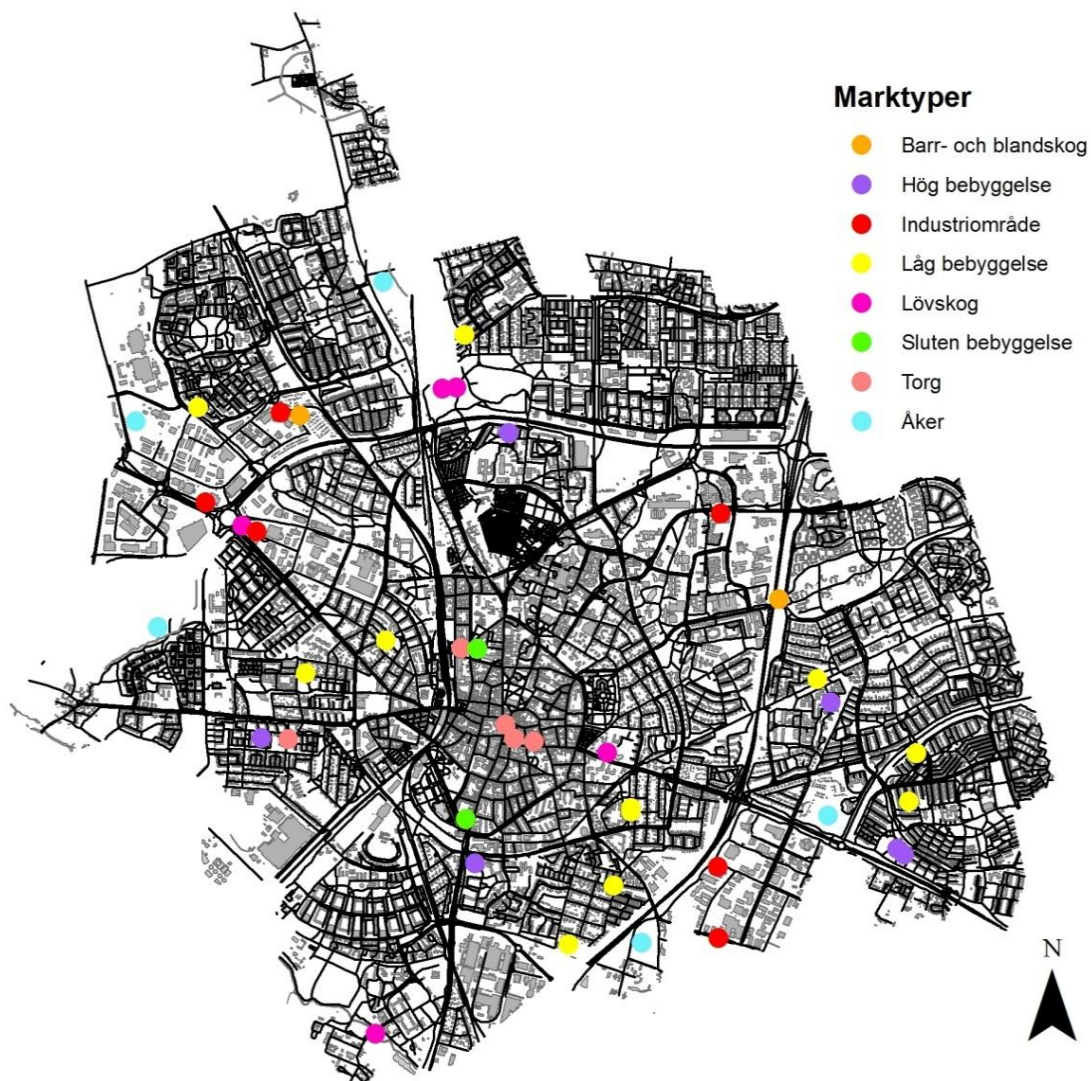
I denna studie gjordes, genom en manuell visuell analys av kommunens ortofoto, en bedömning av vilken vegetationssammansättning som är karakteristisk för varje marktyp. Sedan valdes provytorna så att de skulle spegla den karakteristiska vegetationssammansättningen inom respektive marktyp. Fler provytor valdes ut inom marktyper med större utbredning. Att ett subjektivt urval genomfördes beror på att de begränsade tidsramarna inte möjliggjorde ett slumpmässigt urval med tillräckligt många stickprov. För få stickprov riskerar att ge ett helt snedvridet resultat och en felaktig bild av verkligheten. Genom ett subjektivt urval kunde provytorna istället placeras strategiskt och ett mer tillförlitligt resultat kunde uppnås på kort tid.

5.3.2 Provytor

Enligt kommunkartan är tätortens totala yta ungefär 28 km². Inom detta område valdes 42 provytor ut, vilka finns listade i bilaga 6, *Beräkning av det samlade kolförrådet*. Samtliga provytor besöktes och vegetationssammansättningen inventerades, det vill säga proportionerna av gräs/örtvegetation, snårigheter och träd. För träd noterades även dess diameter vid brösthöjd (DBH), vilket i Europa är definierat som 1,3 meter över marken (Zianis et al, 2005). Om den besökta provytan bedömdes som homogen inventerades endast en del av denna, medan hela ytan inventerades om den hade en mer heterogen vegetationssammansättning. I tabell 5.1 finns en sammanställning av tätortens marktyper samt provytor och i figur 5.6 finns en översikt över deras lokalisering i Lund. På nästa sida följer en mer utförlig beskrivning av marktypernas struktur och valet av provytor. Fotografier av provytor inom samtliga marktyper finns i figurerna 5.7 och 5.8.

Tabell 5.1. Samtliga marktyper och dess antal provytor.

Marktyp	Yta (km ²)	Utbredning (%)	Antal provytor (st)
Annan öppen mark	10,1	36	-
Barr- och blandskog	0,03	<1	2
Hög bebyggelse	2,32	8	6
Industriområde	3,1	11	6
Låg bebyggelse	7,41	26	11
Lövskog	1,74	6	5
Sluten bebyggelse	0,78	3	2
Torg	0,02	<1	5
Vatten	-	<1	-
Åker	2,7	10	5
Totalt	28	100	42



Figur 5.6. Provyternas lokalisering i Lunds tätort. Annan öppen mark och Vatten är ej med då inga provytor inventerades inom dessa marktyper. Ingående kartdata: Copyright Lunds kommun.

Annan öppen mark

Stora ytor av Lunds tätort består av Annan öppen mark. Det är svårt att säga något generellt om denna marktyp eftersom den består av allt från vägrener och öppna gräsytor till parker och sådant som mest påminner om täta urbana skogar. För denna marktyp bedömdes det därför inte värdefullt att välja ut provytor. Istället har det antagits att grönskan inom Annan öppen mark har ungefär samma sammansättning som grönskan i resten av staden. Då det enligt ortofotot är tydligt att Annan öppen mark inte består av låg bebyggelse, torg, vatten eller åker har dessa marktyper uteslutits. Istället har Annan öppen mark antagits bestå av övriga marktyper enligt samma proportioner som i övriga delar av staden, det vill säga 38,9 % Industriområde, 29,1 % Hög bebyggelse, 21,8 % Lövskog, 9,8 % Sluten bebyggelse samt 0,4 % Barr- och blandskog. Detta innebär att ungefär 22 % av Annan öppen mark antas bestå av urbana skogar (Lövskog samt Barr- och blandskog), 39 % antas bestå av relativt öppna gräsytor (Industriområde) och 39 % består av ett mellanting (Hög och Sluten bebyggelse). Vid en jämförelse med ortofotot verkar detta antagande rimligt, även om det troligen leder till en viss underuppskattning av grönskan.

Barr- och blandskog

Den grönska som klassats som Barr- och blandskog består av tät vegetation av både klenare och grövre karaktär i en salig blandning. Framförallt utgörs grönskan av lövträd belägna längs vägar och i parker. De två provytorna valdes för att representera denna grönska (Kolonivägen och 4H ÖT).

Hög bebyggelse

Grönytor i områden med Hög bebyggelse är framförallt belägna på innergårdar mellan de höga byggnaderna. Vegetationen är blandad, men ofta består innergårdarna av en stor öppen gräsyta med några större träd och lite buskar. De sex provytorna valdes enligt följande:

- En var gles med framförallt nyplanterade träd (Vipeholm).
- Två bestod av snår och buskaktiga träd (Plåtslagarevägen och Hotel Djingis Kahn)
- Två bestod av många medelstora träd (Linero 1 och Linero 2).
- En hade flera relativt grova träd (Järnåkravägen).

Industriområde

Lunds Industriområden består till stor del av hårdgjorda ytor med omgivande låga buskage och framförallt mycket stora öppna gräsytor. En del av gräsytorerna är till viss del täcka av snårigheter och sly. Flera av Industriområdena är slutna och inventeringen har därför fokuserats på sådana områden där allmänheten har tillträde. De sex provytorna valdes enligt följande:

- Två bestod av stora öppna gräsytor med klen trädkant (Kolonivägen och Mobilierondellen).
- Två bestod av gräs med mer eller mindre sly (Sölvegatan och Siffervägen).
- En bestod av gräs med några större träd (Nova).
- En bestod av en nyplanterad trädallé (Kalkstensvägen).

Låg bebyggelse

Den Låga bebyggelsen består framförallt av villamatta och dess grönska finns därmed i villaträdgårdar. Dessa består generellt sett av en gräsyta omgärdad av en häck och med ett antal större träd. I stadens mer centrala och därmed äldre delar innehåller trädgårdarna ofta många stora träd med högt biomassainnehåll. På andra, ofta mer nybyggda platser, består trädgårdarna snarast av en öppen gräsmatta. Provytorerna valdes för att representera en jämn fördelning av både tätare och glesare trädgårdar. Av de elva inventerade trädgårdarna betraktas en som riktigt tät med flera riktigt grova träd (Väster). Tre trädgårdar var mycket glesa med enbart gräs, häck och eventuellt något träd (Päronvägen, Nektarinvägen och Gunnesbo). Resten av trädgårdarna, det vill säga sju stycken, låg på en skala där emellan.



*Figur 5.7. Provytor av marktyperna Barr- och blandskog, Hög bebyggelse, Industriområde och Låg bebyggelse.
Fotograf: Anna Bengtsson.*

Lövskog

Marktypen Lövskog består framförallt av vegetation belägen längs vägar och i parker. Två typer kan urskiljas: yngre tät skog samt äldre gles skog som ändå ger ett mycket högt biomassainnehåll på grund av de grova stammarna. De fem provytorna valdes för att representera dessa typer av Lövskog:

- En yta bestod av ung, tät skog (Mobiliarondellen)
- Två ytor bestod av relativt ung skog, men som ändå hunnit få vissa grova stammar och blivit riktigt tät (Sankt Hans 1 och Sankt Hans 2).
- Två ytor bestod framförallt av stora träd (Sankt Lars Väg och Dalbyvägen)

Sluten bebyggelse

Sluten bebyggelse finns endast runt centrum i Lund. Grönskan består i detta område av växtlighet på små innergårdar, vilket innebär att den totala grönytan är ganska liten. Då flera av dessa innergårdar är stängda för allmänheten fick inventeringen begränsas till sådana som var öppna. Typgrönskan på innergårdarna är gräs, några låga buskar och ett varierande antal ofta ganska gamla och grova träd. De två provytorna valdes för att representera denna grönska (Gyllenkroks allé och Sankt Petri Kyrkogata).

Torg

Enligt kommunkartan finns i Lund endast fem ytor av marktypen Torg. Eftersom den totala ytan är så liten bedömdes det inte nödvändigt att välja ut en provyta att inventera grönskan på för att sedan skala upp resultatet till den sammanlagda torgytan. Istället inventerades grönskan på samtliga fem Torg (Mårtenstorget, Botulfsplatsen, Stortorget, Hårlemans Plats och Clemenstorget).

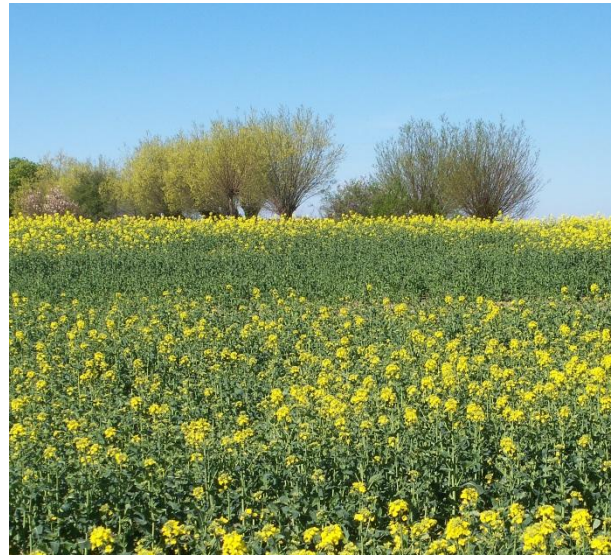
Vatten

De ytor som är täckta med Vatten antas inte innehålla någon grönska och därför inventerades inga provytor inom marktypen vatten.

Åker

Marktypen Åker finns framförallt i tätortens utkant och består av stora öppna gräsytor med vissa snårigheter och någon gång ett fåtal träd. Åkrarnas växtlighet har klassats som gräs vid beräkning av kolförrådet, även om de under vissa årstider både uppvisar mer och mindre vegetation än så. Flera av ytorna som enligt orto- och IR-fotot är täckta med Åker har idag tagits i anspråk för framtida bebyggelse. Denna studie utgår dock från orto- och IR-fotot och därför har sådana förändrade ytor inte inventerats. De fem provytorna valdes enligt följande:

- En bestod av gräs med trädkant (Lunds Energi).
- En bestod av gräs till viss del av snår (Sandbyvägen).
- Tre var endast täckta med gräs (Väster, Nöbbelöv, Råbyvägen).



Figur 5.8. Provytor av marktyperna Lövskog, Sluten bebyggelse, Torg och Åker. Fotograf: Anna Bengtsson.

5.4 Kollagring i urban vegetation

Efter inventeringen av vegetationssammansättningen i provytorna beräknades kolförrådet i vegetationen. För denna beräkning krävdes information om kolinnehållet i olika typer av växtlighet. Då det bedömdes olämpligt att skörda grönska för att genomföra en kolanalys användes i denna studie istället allometrisk biomassaekvationer och uppskattningar av kolinnehåll från andra studier, se nedanstående stycken. Resultatet skalades sedan upp för att representera de sammanlagda grönyterna inom respektive marktyp.

5.4.1 Gräs och buskar

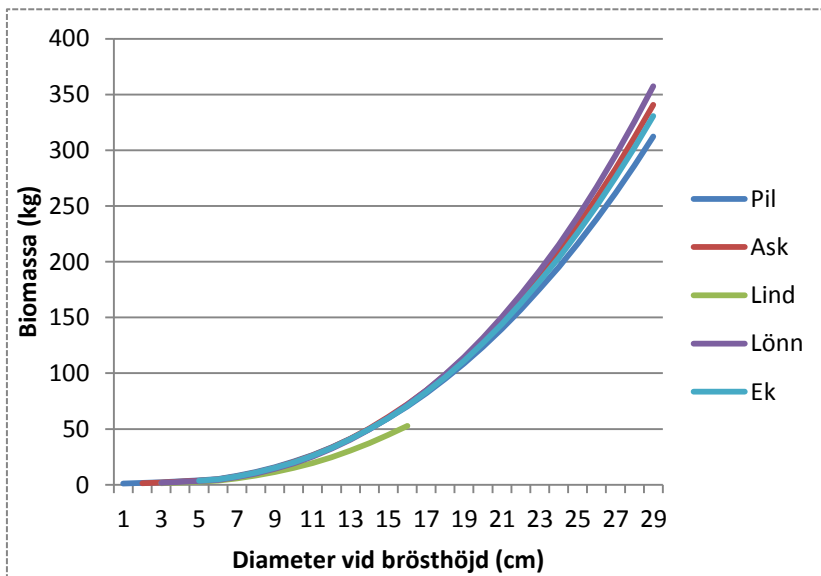
Då det till denna studie var olämpligt att skörda grönska för att genomföra en kolanalys användes istället uppskattningar av kolinnehållet från en engelsk studie. Värdena i denna studie anses kunna representera kolinnehållet även i Lunds vegetation eftersom det geografiska läget och klimatet överensstämmer (Davies et al, 2011). I den engelska studien skördades urbant gräs och torkades flera gånger vid en temperatur av 105 °C. Sedan analyserades kolinnehållet och man fann att denna typ av vegetation innehåller cirka 0,14 kg C/m² (Davies et al, 2011). I samma studie fanns en önskan om att skörda buskar för liknande analys, men detta var inte möjligt då det ansågs vara ett för stort ingrepp i den urbana grönskan. Istället används ett kolinnehållsvärde på 1,8 kg C/m² för låga buskar samt högre sådana med en diameter vid bröst höjd (DBH) mindre än eller lika med 1 cm. Värdet är hämtat från en engelsk studie gjord i juli 2000 och gäller egentligen för skogsväxande havtorn och hassel (Patenaude et al, 2003), men antas vara representativt även för urbana snårigheter (Davies et al, 2011).

Ovanstående värde för snårigheter gäller alltså vid en DBH under eller lika med 1 cm. De biomassaekvationer som beskrivs nedan gäller dock endast för diametrar över eller lika med 2,5 cm, och alltså finns inga värden för vegetation med DBH större än 1 cm men mindre än 2,5 cm. Framförallt uppstår detta problem då marken täcks av snårigheter av relativt kraftig karaktär, vilka kan antas ha en betydande biomassa men ändå har mycket smala stammar. I dessa fall har snårigheterna antagits motsvara ett rimligt antal små träd med en diameter på cirka 2,5 cm.

5.4.2 Träd

Ungefär hälften av biomassan i träd utgörs av kol. Biomassan varierar framförallt med trädens storlek, men även art och växtplats spelar roll. För att uppskatta biomassan kan allometrisk biomassaekvationer användas, vilka utgår från trädarten, dess diameter vid bröst höjd och ibland även trädets höjd. Allometrisk biomassaekvationer kan aldrig ge en helt rättvis bild av verkligheten, men de kan ändå användas för en översiktlig uppskattning av kolinnehållet i grönska. Ofta är dessa ekvationer på formen $\log(ABW) = A + B \cdot \log(DBH)$ där ABW är den torra biomassan i det vedartade materialet ovan jord och A samt B är artspecifika parametrar.

Från början var tanken att de inventerade träden skulle klassas enligt samma proportioner som de fem vanligaste trädslagen i Lund, det vill säga ungefär 40 % lönn, 30 % lind samt 10 % vardera av ek, ask och pil. Att låta de vanligaste arterna representera den samlade grönskan är en metodik som används i ett flertal uppskattningar av städers förmåga att lagra kol (bland andra Nowak, 1992 och Patenaude et al, 2003). I detta fall utgör de fem vanligaste arterna tillsammans 52 % av de totalt 22832 träd som Lunds kommun inventerat i tätorten.



Figur 5.9. Biomassan vid olika diameter för de fem vanligaste träarterna i Lunds tätort. Fotograf: Anna Bengtsson.

Ovan beskrivna metodik var dock inte möjlig att genomföra. Antalet biomassaekvationer baserade på inventeringar i norra Europa är relativt lågt och det visade sig därför vara svårt att hitta lämpliga ekvationer. *Finlands skogsvetenskapliga* samfund har i samarbete med *finska skogsforskningsinstitutet* gjort en sammanställning över de ekvationer som finns tillgängliga (Zianis et al, 2005) och ur denna lista hämtades biomassaekvationer för lönn, lind, ek

och ask. För det femte trädslaget, pil, hämtades en biomassaekvation ur en amerikansk studie, se bilaga 1, *Biomassaekvationer*. Dessa ekvationer spänner dock endast över vissa träd diametrar vilket exempelvis medför att små träd måste klassas som pil. Eftersom antalet små träd är fler än antalet stora innebär detta att pil därmed kommer att bli överrepresenterat till antalet i beräkningarna. Som det syns i figur 5.9 skiljer sig biomassaekvationerna dock framförallt åt för större träd och där har en någorlunda proportionerlig fördelning eftersträvat. För stora träd (DBH 33-70) fanns endast ekvationer för pil och ek och således har dessa använts. För riktigt stora träd (DBH>70) var det mycket svårt att hitta biomassaekvationer för lövträd och därför blev det nödvändigt att stället använda ekvationer för gran och tall. Detta gäller dock ett mycket lågt antal träd. Se bilaga 1, *Biomassaekvationer*, för ekvationerna och deras DBH-intervall.

De biomassaekvationer som använts ger träbiomassan ovan jord. För att även inkludera mängden biomassa under jord kan det beräknade värdet för träbiomassa ovan jord multipliceras med den så kallade root-to-shoot-faktorn på 1,25 (Scharenbroch, 2012). Detta innebär att rötterna antas utgöra 20 % av den totala biomassan. Denna siffra är dock mycket osäker och är baserad på inventering av vegetation under naturliga förhållanden. Studier på urban grönska har visat att rötternas andel av den totala biomassan varierar i ett spann på mellan 16 och 41 % (Strohbach et al, 2012). Att anta 20 % kan därmed anses vara rimligt, och leder antagligen till en något låg uppskattning av den totala biomassan.

Eftersom tillgängliga värden på kolinnehållet i gräs och snårigheter är baserade på inventeringar gjorda under sommarhalvåret bör också lövverket inkluderas i uppskattningar av trädvegetationens kolinnehåll. Genom att jämföra biomassaekvationer för lönnar med och utan lövverk har David J Nowak kommit fram till att 3,7 % av den totala biomassan utgörs av lövverket (Nowak, 1992). Omvänt innebär detta att den totala träbiomassan måste multipliceras med 1,038 för att den totala biomassan skall fås. Vidare är sambandet mellan stamomfånget och biomassan något lägre för träd i stadsmiljö än för skogsträd, vilket beror på att de ofta är trängda eller beskurna. Därför är det även brukligt att multiplicera den totala biomassan med en faktor på 0,8 för att kompensera för detta (Scharenbroch, 2012; Strohbach et al, 2012). Eftersom kol normalt utgör ungefär hälften av den totala torra biomassan fås sedan kolmassan genom att multiplicera med 0,48 för lövträd och 0,42 för barrträd (Davies et al, 2011).

6 Kartläggning av park- och trädgårdsavfall för bibränsleproduktion

En del i Lunds kommuns klimatarbete är produktionen av bibränslen från park- och trädgårdsavfall. Kommunen funderar dock på att utöka denna produktion och en ekosystemtjänst som då är viktig är naturligtvis grönytornas förmåga att generera park- och trädgårdsavfall som kan användas i bibränsleproduktionen. I detta kapitel beskrivs en metod för hur denna ekosystemtjänst kan kvantifieras. Resultatet presenteras i kapitel 8.

6.1 Dagens produktion av bibränslen från park- och trädgårdsavfall

I början av 2000-talet producerade Lunds kommun betydligt mer kompostmaterial från parkavfall än vad man hade avsättning för. Därför började man leta efter ett alternativ till kompostering av det avfall som genererades inom den kommunala verksamheten. Snart kom man fram till att det vedartade parkavfallet istället skulle kunna användas som bibränsle, ett tillvägagångssätt som senare kallats "Lundamodellen". Införandet av denna modell har varit mycket lyckat och genererar bibränsle som kan användas för uppvärmning av villor, inkomster från försäljningen av bibränslet samt sänkta kostnader för hantering av kompostmaterial (Jönsson, 2007).

Inom Lundamodellen sorteras allt parkavfall från den kommunala verksamheten som antingen kompost- eller bränsleråvara. Kompostråvaran består av gräs- och häckklipp, barr, löv, blast, bark, vissna plantor, fallfrukt, ogräs och klena stammar. Bränsleråvaran består istället av allt vedartat material som har en diameter mellan en tum (cirka 2,5 centimeter) och cirka 30 centimeter. Material med större diameter kan ej hanteras i flisningsprocessen och går därför istället till massaindustrin. Både kompost- och bränsleråvaran transporteras till kommunens anläggning vid Sankt Hans backar. Kompostråvaran lagras som kompost medan bränsleråvaran lagras i väntan på den flisning som genomförs på plats av Sydflis två gånger om året. Flisen transporteras sedan omgående till förbränning i värmeverk (Jönsson, 2007).

Det material som kommer till anläggningen vid Sankt Hans backar genereras genom de vanliga skötselåtgärderna, vilka delas in i periodiskt och löpande underhåll. Periodiskt underhåll förekommer med längre tidsintervall, cirka 5 till 20 år, och består av bland annat trädvård, gallring och föryngringsbeskrning. Det löpande underhållet sker ständigt och innefattar klippning, ogräsrensning, kantskärning och annat (Lunds kommun, 2006). Materialet kommer framförallt från Lunds tätort och endast från park- och trädgårdsskötsel som utförts på kommunens markytor (Andersson-Espling, 2012 a).

År 2011 tog anläggningen emot totalt 23279 m³ råvara, varav 47 % var kompostråvara och 53 % var bränsleråvara (Andersson-Espling, 2012 b). I nuläget har anläggningen inte kapacitet att ta emot mer råvara, men planer finns på att bygga en större anläggning som kan ta emot park- och trädgårdsavfall från fler företag (Jönsson, 2007). Planer finns även på att framställa biogas genom att röta kompostråvaran (Paulsson, 2012) och experter på LTH och SLU har anlitats för att utreda om avfallet är lämpligt för rötning och huruvida detta kan ske vid Lunds Energis planerade biogasanläggning i Dalby. Tanken är att rötresten sedan ska kunna användas som gödning eller jordförbättring (Park och naturkontoret i Lunds kommun, 2012).

Planerna på en eventuell produktion av biogas från park- och trädgårdsavfall har medfört att Lunds kommun varit i behov av att utreda hur mycket av dessa avfallsslag som genereras inom kommunen idag. Det har både funnits intresse för en kartläggning av genererade mängder bränsleråvara och kompostråvara. Därför har en sådan kartläggning genomförts, vilken beskrivs i nedanstående avsnitt 6.2, *Inventering av park- och trädgårdsavfall*. För att sammanställa inventeringen och tydliggöra resultatet har vissa antaganden och beräkningar varit nödvändiga. Dessa är mycket ungefärliga och resultaten ska endast ses som fingervisningar om möjliga mängder. Samtliga antaganden beskrivs i avsnitten 6.3, *Densitet och sammansättning av avfallsfraktioner*, och 6.4, *Energiinnehåll*.



Figur 6.1. Insamling av trädgårdsavfall i Lund. Fotograf: Anna Bengtsson.

6.2 Inventering av park- och trädgårdsavfall

I Lunds kommun finns en mängd aktörer som genererar park- och trädgårdsavfall i sin verksamhet. Då det inte finns någon sammanställning över relevanta aktörer har urvalet gjorts enligt den metod som beskrivs i avsnitt 6.2.1, *Metod för urval av aktörer*. Det har gjorts försök att samla in information från runt fyrtio aktörer, men på grund av uteblivna svar har endast information från runt trettio aktörer kunnat sammanställas. Samtliga aktörer finns listade i bilaga 7, *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*.

De större aktörerna intervjuades via telefon; se bilaga 2, *Intervjufrågor*, för översikt över ställda frågor. De mindre aktörerna kontaktades, på grund av de begränsade tidsramarna, istället via mail och ombads svara på samma frågor. Information om avfallsmängder har även hämtats från den inventering som Lunds kommun redan genomfört. Denna redovisar de aktörer och de tippmassor som använder anläggningen vid Sankt Hans backar (Andersson-Espling, 2012 a).

6.2.1 Metod för urval av aktörer

Vid inventeringen av park- och trädgårdsavfallsmängder i Lunds kommun har ett subjektivt urval av aktörer använts. Alternativen var att antingen genomföra ett objektiva urval eller inget urval alls. Ett objektiva urval, det vill säga ett slumpmässigt sådant, bedömdes inte lämpligt då detta skulle kunna bli helt missvisande om exempelvis endast små aktörer hamnade i urvalet. Inget urval, det vill säga att samtliga aktörer hade kontaktats, var inte heller möjligt på grund av de begränsade tidsramarna. Det subjektiva urvalet innebär istället att utgångspunkten var de aktörer i Lund, Dalby, Veberöd, Södra Sandby och Genarp som Lunds kommuns biogascoah Markus Paulsson bedömt som viktiga och därmed föreslagit. Framförallt var detta de aktörer som kan antas vara de största producenterna av park- och trädgårdsavfall inom kommunen och därmed kan ge en någorlunda rättvis bild av verkligheten. För att utöka antalet aktörer användes sedan ett kedjeurval. Detta innebär att redan valda aktörer ombads ge förslag på fler relevanta aktörer inom branschen för park- och trädgårdsskötsel. De tillkomna aktörerna intervjuades sedan enligt samma modell för att skapa en någorlunda representativ bild över park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun.

6.3 Densitet och sammansättning av avfallsfraktioner

Vissa aktörer angav massauppskattningar av avfallsmängderna, medan andra endast hade möjlighet att göra volymuppskattningar. För att kunna beräkna hur mycket biogas som kan genereras krävs avfallsmängdens massa, vilken kan beräknas från volymen om densiteten är känd. Denna densitet varierar naturligtvis med park- och trädgårdsavfallens sammansättning, varför ungefärliga uppskattningar endast är möjligt. Varken Sydskanes Avfallsaktiebolag (SYSAV) eller Lunds Renhållningsverk (LRV) har några sådana uppskattningar, men i bilaga 3, *Densiteter för olika typer av park- och trädgårdsavfall*, anges densitetsuppskattningar från några andra aktörer. Om det antas att kompostråvara består av löv, gräs och annat trädgårdsavfall varierar densitetsuppskattningarna mellan 200 och 600 kg/m³. Branchorganisationen Avfall Sverige uppskattar dock att fraktionerna *Löv* och *Gräs, ogräs, jord* väger 200 kg/m³ respektive 400 kg/m³ och därför har det i denna studie antagits att fraktionen kompost har densiteten 300 kg/m³. När det gäller bränsleråvara varierar densitetsuppskattningarna för fraktionen *Ris* mellan 150 och 330 kg/m³. Det tidigare värdet är uppskattat av Avfall Sverige och har därför använts i denna studie.

Flera av aktörerna blandar idag bränsleråvaran med kompostråvaran i sin avfallshantering. Därför har de inte kunnat lämna någon uppskattning av hur mycket av avfallet som består av vardera fraktionen. För biogasproduktion är det idag endast aktuellt att använda kompostråvaran, varför mängderna av denna fraktion är intressanta. För att möjliggöra en uppskattning har det i denna studie därför antagits att det blandade avfallet har samma sammansättning som det avfall som inkommer till anläggningen vid Sankt Hans backar, det vill säga 47 % kompostråvara och 53 % bränsleråvara.

Lunds Renhållningsverk har endast lättillgänglig statistik över den totala mängden avfall som genereras vid återvinningscentralerna i Veberöd och Genarp. Att få fram statistik över hur mycket av detta som är park- och trädgårdsavfall är en komplicerad och tidskrävande process. Därför har det i denna studie antagits att avfallet på LRVs återvinningscentraler har samma proportioner som avfallet på SYSAVs återvinningscentraler. Detta innebär att park- och trädgårdsavfallet utgör 35 % av den totala avfallsvikten.

6.4 Energiinnehåll

Uppskattningen av mängden park- och trädgårdsavfall som finns tillgänglig är mycket ungefärlig och det är oklart hur mycket som kan användas för bibränsleproduktion. Därför är det inte heller relevant att göra exakta beräkningar av hur mycket energi som kan genereras. De beräkningar som görs i denna studie är därför överslagsberäkningar med utgångspunkt i teoretiska resonemang. Således har det antagits att allt park- och trädgårdsavfall kan användas för bibränsleproduktion. Hänsyn har inte tagits till att energi åtgår för att framställa bibränslena, till exempel för transporter, flisning och rötning.

För att möjliggöra en uppskattning av hur mycket energi som kan genereras av den insamlade bränsle- och kompostråvaran krävs information om energiinnehållet i denna typ av energibärare, vilken presenteras i nedanstående stycken.

6.4.1 Bränsleråvara

I Lunds kommun flisar man idag det vedartade materialet och sedan förs flisen omgående till förbränning. Eftersom ett nytt kraftvärmeverk håller på att byggas i Lund har det i denna studies beräkningar antagits att flisen transporteras dit. I denna anläggning kommer el och fjärrvärme att produceras vid en verkningsgrad på 92 % (Eslöv Lund Kraftvärmeverk AB, 2012). Energiinnehållet i flis beror på fukthalten, vilken i nyavverkat vedartat material varierar mellan 30 och 50 % (Bioenergiportalen, u.å.). Ett kilo GROT-flis med en fukthalt på 35 till 55 % har ett energiinnehåll på 2,5 kWh/kg (Siljan, 2012). För att beräkna hur många villor den producerade fjärrvärmens kan värma antas att energiförbrukningen för uppvärmning av en genomsnittlig villa uppgår till 15 MWh per år (E-on, u.å.).

6.4.2 Kompostråvara

I Lunds kommun är tanken att kompostråvaran ska rötas för utvinning av metangas, vilken sedan kan användas som exempelvis fordonsbränsle. Möjligheterna att göra detta vid Lunds Energis biogasanläggning i Dalby utreds för tillfället och utfallet är ännu oklart (Park och naturkontoret i Lunds kommun, 2012). Vid beräkningarna i denna studie har det trots detta antagits att kompostråvaran kommer att rötas och att metangasen sedan används i personbilar.

Institutet för jordbruks- och miljöteknik anger att park- och trädgårdsavfall har en *torrsubstanshalt*, TS-halt, på 60 %, vilket innebär att så stor del av materialet är annat än vatten. Vidare har avfallet en *volatile solids-halt*, VS-halt, på 60 %. Denna halt beskriver materiales organiska innehåll och är en indikator på gasutbytet (Biogasportalen, u.å. b). Till sist anges även i samma publikation att metanutbytet vid rötning är 250 m³ CH₄/ton VS (Nordberg & Nordberg, 2007). Detta är dock en maximal potential och det verkliga metanutbytet beror helt på sammansättningen av avfallet. Samma institut har exempelvis även gjort försök på rötning av höggräs och metanutbytet blev då något lägre: 120-230 m³ CH₄/ton VS (Durling & Jacobsson, 2000). Eftersom endast en överslagsberäkning är möjlig i denna studie, och samansättningen av avfallet är okänd, har den första siffran, det vill säga 250 m³ CH₄/ton VS använts i gjorda beräkningar, se bilaga 7, *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*. Vidare har det antagits att en normal kubikmeter metangas ett energiinnehåll på 9,97 kWh (Biogasportalen, u.å. a). För att tydliggöra resultatet antas att metangasen används som fordonsgas. I beräkningarna antas då att den genomsnittliga körsträckan för en personbil är 1454 mil per år och att en gasbil förbrukar ungefär 0,7 m³ metangas per mil (Biogas Syd, u.å; SCB, 2011 b).

7 Kollagring i Lunds urbana grönska

I detta kapitel presenteras resultatet av den kvantifiering av kolförrådet i Lunds tätorts grönska som beskrevs i kapitel 5. Dessutom innehåller kapitlet även en känslighetsanalys som tydliggör inom vilket intervall kolförrådet kan variera.

7.1 Grönytorernas utbredning

Uppskattningen av grönytornas utbredning baserades som tidigare nämnts på den flygfotoklassning som stämde bäst överrens med verkligheten enligt analysen av tematisk noggrannhet, vars resultat presenteras närmare i bilaga 5, *Klassning av grönytor och analys av tematisk noggrannhet*. I nedanstående tabell 7.1 presenteras grönytornas utbredning inom respektive marktyp. Den totala grönytan uppgår till runt 18 km², vilket motsvarar 64 % av Lunds tätort.

Tabell 7.1. Grönytorernas utbredning inom respektive marktyp.

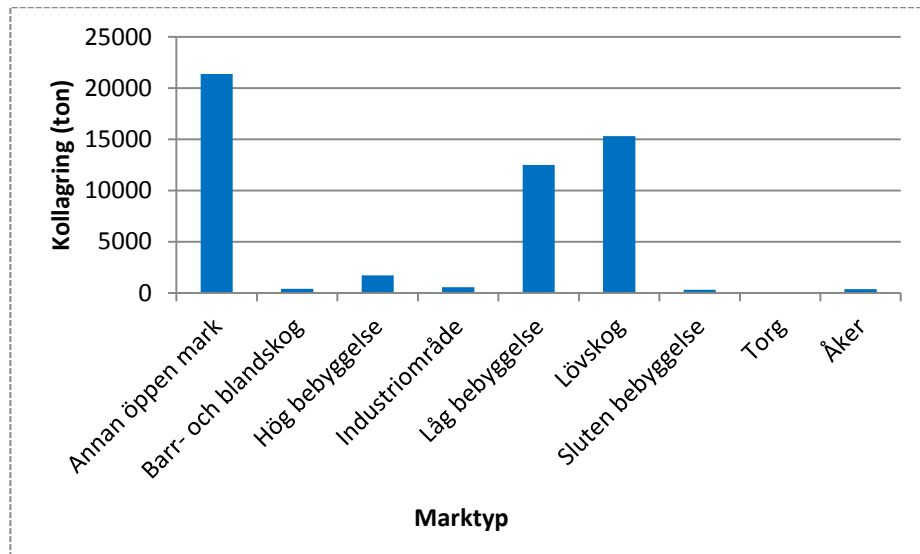
Marktyp	Yta (km ²)	Andel grönyta (%)	Utbredning grönyta (km ²)	Kappa	Källa till andel grönyta
Annan öppen mark	10,10	70	7,07	0,84	Ortofoto
Barr- och blandskog	0,032	97	0,03	1	Ortofoto
Hög bebyggelse	2,32	56	1,30	0,73	Ortofoto
Industriområde	3,10	34	1,05	0,84	Ortofoto
Låg bebyggelse	7,41	60	4,45	0,86	Ortofoto
Lövskog	1,74	94	1,64	0,94	Ortofoto
Sluten bebyggelse	0,78	11	0,09	0,67	IR-foto
Torg	0,025	10	0	0,90	IR-foto
Vatten	-	-	-	-	-
Åker	2,70	84	2,27	0,63	Medelvärde
Totalt	28,21		17,89		

För vissa marktyper gav klassningen av ortofotot bäst resultat medan IR-fotot fungerade bättre i andra fall. Detta beror framförallt på svårigheten att i klassningen skilja på olika typer av mörka områden. Vid klassningen av ortofotot, vilket alltså ser ut som ett vanligt foto, hamnade alla mörka områden i samma klasser. Detta innebär att grönska och skuggade områden definierades som samma klass. Därmed gav ortofotot ett dåligt resultat för marktyperna Torg och Sluten bebyggelse där skuggorna är många och nästan alltid faller på hårdgjord mark. Bättre blev resultatet för marktypen Hög bebyggelse där den totala grönytan är större. Visserligen är skuggorna även där många, men de faller oftast på grönytor och klassificeringen blir därmed korrekt. Vid klassningen av IR-fotot hamnade alla grönytor i en och samma klass eftersom de i denna typ av foto har en karakteristisk röd färg. Samtliga skuggor hamnade också i en klass, både de som föll på grönytor och de som föll på hårdgjorda ytor. Denna klass definierades som hårdgjord för att undvika en överuppskattning av grönytornas utbredning. Istället uppstod en viss underuppskattning av grönskan vid klassningen av IR-fotot. Därmed är klassningen av IR-fotot mest användbar för marktyper där den totala grönytan är relativt låg, vilket sammanfaller med de marktyper där ortofotot fungerade sämre.

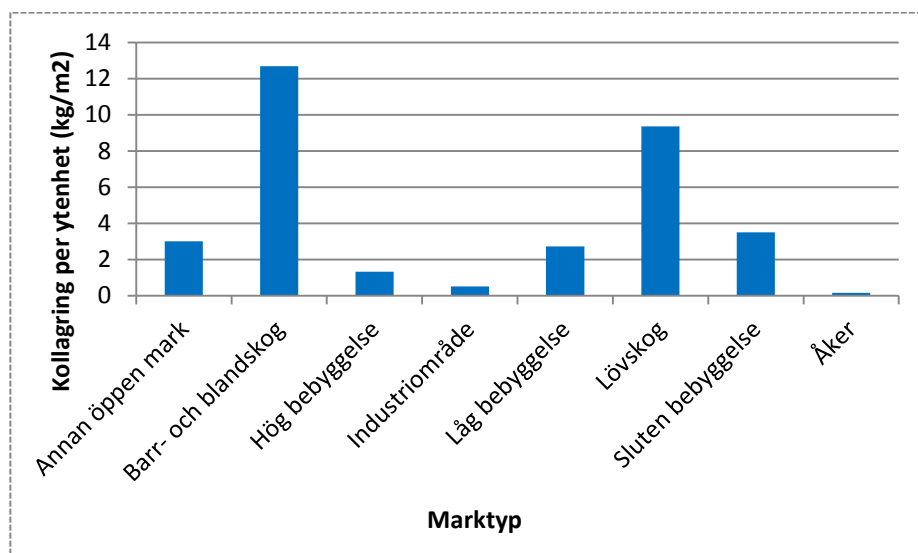
7.2 Det samlade kolförrådet i olika marktyper

Totalt lagras cirka 52550 ton kol i tätortens vegetation, vilket innebär ungefär 19 ton per hektar. Om allt detta kol förbränns bildas 192700 ton koldioxid, vilket motsvarar 68 ton per hektar eller 2,3 ton per invånare i Lunds tätort. Om det antas att samtliga tätorters vegetation lagrar lika mycket kol per ytenhet som Lund innebär detta att totalt 36 miljoner ton koldioxid lagras i vegetationen i Sveriges tätorter. En utförligare översikt över samtliga beräkningar finns i bilaga 6, *Beräkning av det samlade kolförrådet*.

I denna vegetationsinventering har runt 3000 träd inventerats på sammanlagt 42 provytor inom Lunds tätorts olika marktyper. Det sammanlagda kolförrådet samt kollagring per ytenhet för varje marktyp presenteras nedan i figurerna 7.1 respektive 7.2.



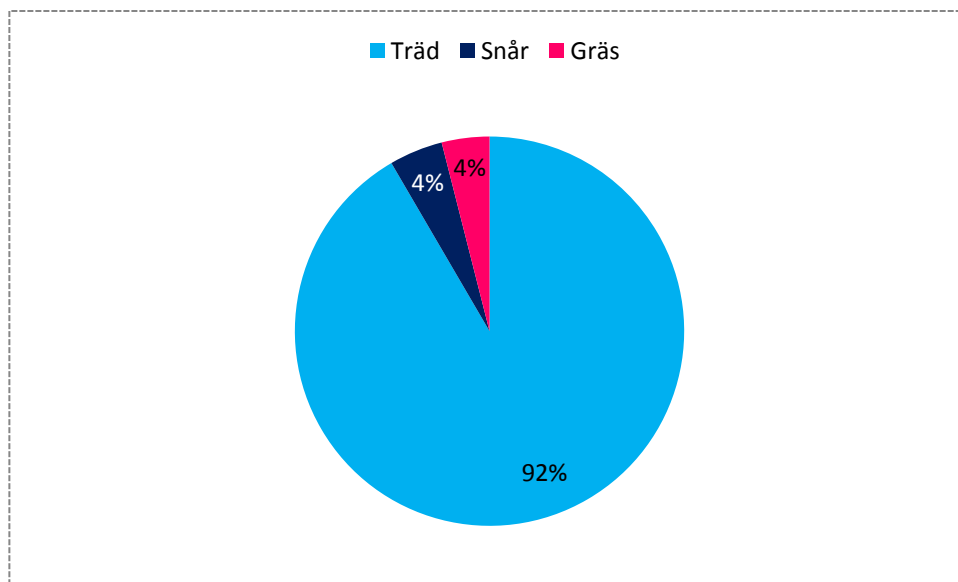
Figur 7.1. Lunds tätorts totala kolförråd fördelat på respektive marktyp.



Figur 7.2. Kollagring per ytenhet för tätortens marktyper. Torg visas ej eftersom lagring per ytenhet ej beräknats för denna marktyp.

Marktyperna Annan öppen mark, Låg bebyggelse och Lövskog lagrar absolut störst totalmängder kol. När det gäller Annan öppen mark och Låg bebyggelse beror detta framför allt på att dessa marktyper har störst utbredning inom tätorten och samtidigt höga grönyteandelar. Som det syns i den nedre figuren är dessa marktyper kollagring per ytenhet inte bland de högsta. Kollagringen per ytenhet på Annan öppen mark är dock mycket osäker eftersom inga vegetationsinventeringar gjorts inom denna marktyp. Marktypen Lövskog har däremot liten utbredning och dess höga kolförråd beror dels på dess höga grönyteandelar och dels på dess mycket höga kollagring per ytenhet.

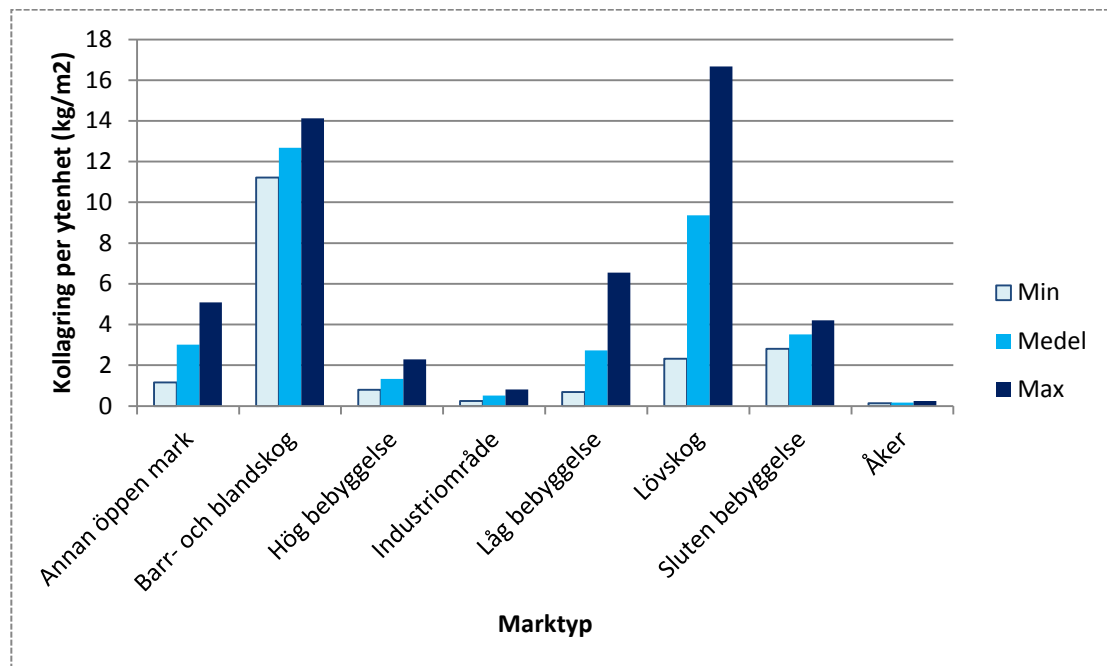
I figur 7.3 visas kolförrådet i tätorten uppdelat på de olika vegetationstyperna och det syns tydligt att trädvegetation lagrar störst kolmängder. Detta beror på det höga biomassainnehållet i framförallt lite grövre träd. Snår upptar inte särskilt stora ytor eftersom snårartad vegetation i denna studie ofta räknats som klena träd. Därmed blir kolinnehållet i vegetationstypen snår lågt. Gräs upptar däremot stora ytor i Lunds tätort, men biomassainnehållet per ytenhet är lågt och kolförrådet blir därmed obetydande. Detta förklarar varför de gräsintensiva marktyperna Industri och Åker lagrar så små mängder kol.



Figur 7.3. Tätortens kolförråd uppdelat på de olika vegetationstyperna.

7.3 Känslighetsanalys

I denna kartläggning av Lunds grönytors förmåga att lagra kol bedöms inventeringen av provtytor vara det moment som innehåller störst osäkerheter. Valet av provtytor är subjektivt och grundar sig på författarens visuella bedömning av flygbilder över tätorten. Inom vilket intervall kolförrådet eventuellt kan variera beskrivs därför i denna känslighetsanalys. I figur 7.4 visas hur kollagringen per ytenhet inom varje marktyp kan variera beroende på om provytornas minimum-, medel- eller maximumvärde används.



Figur 7.4. De olika marktypernas minimum-, medel- och maximumvärden på kollagring per ytenhet. Torg visas ej eftersom lagring per ytenhet ej beräknats för denna marktyp.

Om det antas att Lund har en sådan vegetationssammansättning som den kolfattigaste provytan inom varje marktyp uppgår det totala kolförrådet i tätortens vegetation till cirka 17190 ton. Detta innebär en kollagring på ungefär 6 ton per hektar. Om allt detta kol förbränns bildas 63000 ton koldioxid, vilket motsvarar 22 ton per hektar eller 0,8 ton per invånare i Lunds tätort.

Om det istället antas att Lund har en sådan vegetationssammansättning som den kolrikaste provytan inom varje marktyp uppgår det totala kolförrådet i tätortens vegetation till cirka 97560 ton. Detta innebär en kollagring på ungefär 35 ton per hektar. Om allt detta kol förbränns bildas 357700 ton koldioxid, vilket motsvarar 127 ton per hektar eller 4,3 ton per invånare i Lunds tätort.

Det kan konstateras att det är orimligt att Lunds tätorts kolförråd ligger på en så låg respektive hög nivå som minimum- och maximumberäkningarna anger, men känslighetsanalysen anger ändå yttre gränser för vad som är rimligt. Beräkningen ger även en indikation på vilket resultat som skulle fås om man inom stadsplaneringen exempelvis väljer att satsa på större arealer gräsmark (minimumnivån) eller fler områden med tät trädvegetation (maximumnivån).

8 Biobränsleproduktion från park- och trädgårdsavfall

I detta kapitel presenteras resultatet av kvantifieringen av hur mycket park- och trädgårdsavfall som genereras inom Lunds kommun och som där med kan användas för biobränsleproduktion. Metoden och antagandena vid kvantifieringen presenterades närmare i kapitel 6.

8.1 Aktörer

De aktörer vars park- och trädgårdsavfallshantering har undersökts kan grovt indelas i avfallshanteringsbolag, fastighetsbolag, församlingar inom Svenska Kyrkan, kommunägda företag samt andra företag som sysslar med park- och trädgårdsskötsel. Samtliga aktörer finns presenterade i bilaga 7, *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*. Flera av aktörerna som intervjuades uppgav att de lämnar avfallet vidare till någon av de andra aktörerna och således ingår dennes avfallsstatistik. En översikt över detta finns i tabell 8.1. Förkortningen ÅVC i tabellen står för *återvinningscentral*.

Tabell 8.1. Översikt över de aktörer i Lunds kommun som hanterar park- och trädgårdsavfall åt andra aktörer.

Aktör	Aktörer som lämnar avfall vidare till annan aktör
Green Landscaping	Regionfastigheter, Statens fastighetsverk samt vissa skolgårdar
Mark & Parkbolaget	AFB
Markentreprenad	Lundafastigheter, Lunds Universitet samt vissa skolgårdar
Lunds Renhållningsverk (LRV) - insamling	Akademiska Hus, Trädgårdstjänst
Lunds Renhållningsverk (LRV) – ÅVC i Veberöd och Genarp	Svenska Kyrkan Dalby, Svenska Kyrkan Genarp
Sydskånes Avfallsaktiebolag (SYSAV) – ÅVC på Gastelyckan och Gunnesbo i Lund	Alias arborist, Aperte trädgård, HSB, Lunds Universitet, Riksbyggen, Trädgårdstjänst
Övriga	HSB, Lunds Kommuns Parkerings AB, Kultur & fritidsförvaltningen, Sankt Hansgården, Aperte trädgård, Arnes Allservice, Peters trädgårdsservice, Trädgårdstjänst, S-Schakt, Trädgårdsteamet

8.2 Mängder

Totalt genereras varje år runt 66400 m³ park- och trädgårdsavfall i Lunds kommun. Ungefär 37300 m³ av detta utgörs av bränsleråvara och av 29100 m³ av kompostråvara. Dessa mängder är beräknade med utgångspunkt i de antaganden som redovisas i avsnitt 6.3, *Densitet och sammansättning av avfallsfraktioner*.

I tabell 8.2 finns en sammanställning av vilka aktörer som hanterar de olika avfallsmängderna. För att undvika dubbelräkning redovisas i denna tabell endast de aktörer som slutligen hanterar park- och trädgårdsavfallet.

Tabell 8.2. Sammanställning av de park- och trädgårdsavfallsmängder som årligen genereras i Lunds kommun.

Slutstation	Aktör	Bränsleråvara (m3)	Kompostråvara (m3)
Spillepengen			
	LRV - insamling	13700	12200
	LRV - ÅVC (Veberöd, Genarp)	730	650
	Svenska Kyrkan Veberöd	27	10
	SYSAV - ÅVC (Gastelyckan)	7000	6200
	SYSAV - ÅVC (Gunnesbo)	4400	3900
Sankt Hans			
	KL-gruppen	1110	1417
	LKF	586	1384
	Mark & Parkbolaget	4420	676
	Markentreprenad	4909	1984
	Servicepoolen	14	280
	Övriga	249	202
Övrig hantering			
	Björkhaga plantskola	-	25
	Botaniska trädgården	53	47
	Svenska Kyrkan Lund	-	75
	Svenska Kyrkan S Sandby	55	80
Summa		37300	29100

Inledningsvis fanns förhoppningar om att de olika aktörerna skulle kunna presentera månadsvis avfallsstatistik, men så var inte fallet. Istället består insamlade data av uppskattningar av hur mycket park och trädgårdsavfall som genereras under ett genomsnittligt år. Som det syns i tabell 8.2 går i princip allt avfall antingen till SYSAVs kompostanläggning vid Spillepengen i Malmö eller till Lunds kommuns anläggning vid Sankt Hans backar. Störst mängder går till Spillepengen och även några av aktörerna under rubriken *Övrig hantering* lämnar sitt park- och trädgårdsavfall där: Svenska Kyrkan i Lund kör sin kompost dit, men flisar själv eventuella mängder bränsleråvara. Svenska Kyrkan i Södra Sandby kör sin bränsleråvara till Spillepengen, men tar själva hand om kompostråvaran. Både Björkhaga plantskola och Botaniska trädgården hanterar allt sitt park- och trädgårdsavfall själva. En mängd andra aktörer hanterar också delar av sitt avfall själva, men har haft svårt att uppskatta mängderna. Då dessa mängder bedöms som obetydliga har de därför utelämnats ur denna inventering. Vidare framgår av tabell 8.1 att företaget Green Landscaping tar hand om avfall från flera aktörer, men då de inte har kunnat lämna någon uppskattning av hur stora mängder de hanterar finns de ej med i tabell 8.2.

8.3 Energi

Om allt det park- och trädgårdsavfall som genereras inom Lunds kommun skulle användas för energiproduktion skulle metangas och flis med ett energiinnehåll på 8 GWh respektive 14 GWh kunna genereras varje år. Energin i metangasen skulle räcka till den årliga energiförbrukningen hos 770 personbilar och flisen skulle vid förbränning i kraftvärmeverk räcka till den årliga fjärrvärmens i 860 villor. Dessa värden är baserade på de antaganden som redovisas i avsnitt 6.4, *Energiinnehåll*. Beräkningarna finns närmare redovisade i bilaga 7, *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*.

9 Analys av grönytornas roll i Lund

Lund består av en mycket tät stadskärna präglad av ett medeltida gatunät. I stadskärnans slutna bebyggelse är grönytorna få, men de ökar snabbt i omfattning så fort de mest centrala delarna lämnas. Utanför centrum bildar de ett nätverk av grönområden som kopplar samman staden med det omgivande jordbrukslandskapet. Grönytorna är viktiga för Lund då de levererar en mängd värdefulla ekosystemtjänster och skapar förutsättningar för stadens biologiska mångfald. I denna studie har två av dessa ekosystemtjänster, kollagring och biobränsleproduktion, kvantifierats och i detta kapitel analyseras detta arbete. Metodernas styrkor och svagheter tydliggörs så att de kan förbättras i framtiden. Dessutom analyseras huruvida grönytornas värde kan öka genom en ökad produktion av biobränslen.

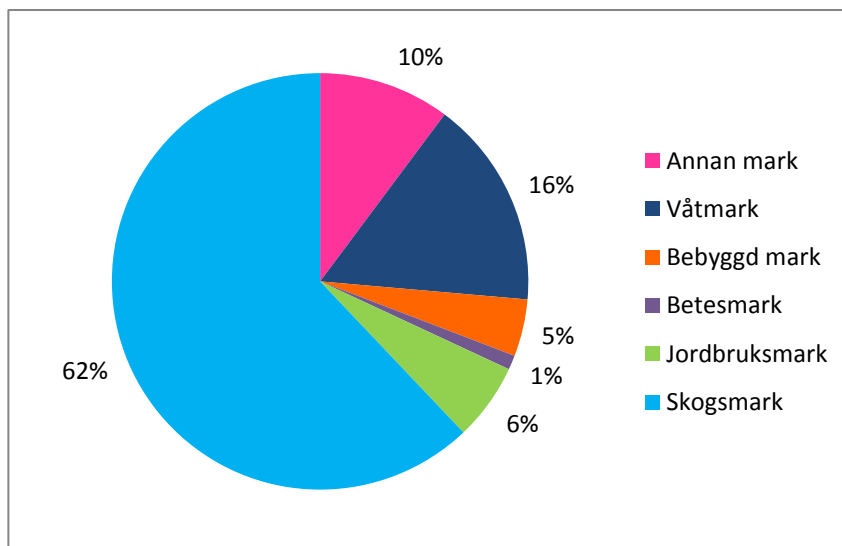
9.1 Grönskans kollagring

Kollagringen i Lunds tätorts vegetation uppgår enligt denna studie till cirka 52550 ton vilket innebär ungefär 19 ton per hektar. Se kapitel 7, *Kollagring i lunds urbana grönska*, för en mer omfattande redogörelse för resultatet, samt bilaga 6, *Beräkning av det samlade kolförrådet*, för beräkningar. Det beräknade värdet ligger ungefär mitt emellan värdet för Leipzig på 11 ton per hektar och Leicester på 31 ton per hektar (Davies et al, 2011; Strohbach et al, 2012), se även avsnitt 3.2.1, *Inbindning och lagring i vegetation*, för fler värden. I studien av Leipzig har dock endast träd inkluderats.

Om ovanstående kolförråd förbränns kan 192700 ton koldioxid bildas, vilket motsvarar 68 ton per hektar eller 2,3 ton per invånare i Lunds tätort. Detta kan jämföras med att den levande biomassan i hela Sverige uppskattas lagra 2500 miljoner ton koldioxid (Naturvårdsverket, 2010 b), vilket innebär ett medelvärde på 55 ton per hektar. De beräknade värdena i denna studie kan även jämföras med att en genomsnittlig lundabo släpper ut cirka 5 ton koldioxidekvivalenter per år. Dessutom uppskattar Lunds Kommun att genomsnittslundabon släpper ut 10 ton koldioxidekvivalenter per år om även produktion av varor i andra länder räknas med (Birkedal, 2008). För jämförelsens skull kan det även antas att alla tätorter i Sverige lagrar lika mycket kol per ytenhet som Lund, vilket skulle innebära att totalt 36 miljoner ton koldioxid lagras i tätortsvegetationen. Sveriges totala utsläpp år 2010 uppgick till 66,2 miljoner ton koldioxidekvivalenter exklusive produktion av varor i andra länder (Naturvårdsverket, 2011 a).

Då Lunds kolförråd ligger i samma storleksordning som kolförråden i andra städer kan det beräknade värdet anses rimligt. Dock är det svårt att göra jämförelser med andra städer eftersom kolförråden beror på många faktorer. Störst roll spelar stadens grönyteutbredning och mängden stora träd, men information om dessa parametrar finns ej i övriga studier.

Då Lunds kolförråd istället jämförs med medelvärdet för Sverige framstår det beräknade värdet i denna studie som högt. Enligt de markanvändningskategorier som används i klimatkonventionen består Sverige till 62 % av skog (Naturvårdsverket, 2010 b), se figur 9.1 på nästa sida, vilket kan jämföras med att grönyteutbredningen i Lunds tätort enligt denna studie är 64 %. Den levande biomassan i skog lagrar rimligen större mängder kol än grönskan i Lund och således borde Lunds kolförråd per hektar vara lägre än genomsnittet för Sverige. Dessutom lagrar den levande biomassan i övriga markanvändningskategorier i Sverige ytterligare mängder kol, vilket inte Lunds tätorts hårdgjorda ytor gör. Inom den nationella miljöövervakningen har inga mätningar av kolförrådet i urbana miljöer genomförts. De ytor som ingår i markanvändningskategorin *Bebyggd mark* är av annat slag, till exempel ingår grustag och skidbackar (Pettersson, 2012). Att göra jämförelser med värdena i denna studie är därför inte möjligt



Figur 9.1. De olika markanvändningskategorierna som används i klimatkonventionen som andel av Sveriges yta (Naturvårdsverket, 2010 b).

Vegetationens kolförråd kan tyckas litet i jämförelse med de stora mängder koldioxid som varje år släpps ut genom mänskliga aktiviteter. Dock upptar jordens urbana områden redan idag 3 % av landytan (Agustin & Lal, 2012), vilket innebär att det sammanlagda kolförrådet blir betydande. Den ökade urbaniseringen leder dessutom till att städerna breder ut sig allt mer och de urbana ytornas möjligheter att bidra till begränsad klimatpåverkan är därför ytterst relevant. I sammanhanget bör det heller ej förglömmas att markens kolförråd inte är inkluderat i denna studie. Marken har stor potential att lagra kol; på vår jord lagras det ungefär tre gånger mer kol i marken än i samtliga landlevande växter (Yesilonis & Pouyat, 2012). Vegetationen spelar en viktig roll för markens kollagringsförmåga då den ständigt tillför nytt organiskt material. Försvinner vegetationen kan markens kolbalans sättas ur spel och detta kan medföra att utsläppen av kol blir större än inbindningen (Bot & Benites, 2005). Marken spelar alltså en viktig roll för grönyternas totala kolförråd. Därmed hade det varit mycket intressant att göra en studie av markens kolförråd och kolbalans i Lunds tätort, men detta är inte möjligt utan mycket omfattande mätningar.

I denna studie konstateras att förekomsten av stora träd är viktigt för storleken på vegetationens kolförråd, se figur 7.3 i avsnitt 7.2, *Det samlade kolförrådet i olika marktyper*. Båda vegetationstyperna gräs och snår innehåller nämligen så lite biomassa per ytenhet att kolförrådet inte blir stort ens om ytorna är stora. Detta är exempelvis anledningen till att kolförrådet i marktypen Industri är lågt, trots att ytan är relativt stor. Barr- och blandskog samt Lövskog är de marktyper som har absolut högst kolförråd per ytenhet. Detta beror på att ytorna innehåller ett stort antal grova träd som dessutom står förhållandevis tätt. För att skapa ett så högt kolförråd som möjligt bör man således satsa på att ha en hög förekomst av grova träd i staden. Dessa träd levererar dessutom flera andra ekosystemtjänster och är viktiga för den biologiska mångfalden.

Det kan också tilläggas att det är viktigt att inte bara titta på de olika ytornas kolförråd per kvadratmeter. Exempelvis hade vissa trädgårdar höga värden, trots att halva trädgården var hårdgjord, se exempelvis provytan Linero under marktypen Låg bebyggelse i bilaga 6: *Beräkning av det samlade kolförrådet*. Detta beror på att den hårdgjorda ytan inte räknas som en grönyta och därför inte sänker värdet på kollagringen per ytenhet. Istället syns dessa hårdgjorda ytor som en lägre grönyteytbredning inom vissa marktyper.

9.1.1 Metodens styrkor och svagheter

Metoden för kvantifieringen av kolförrådet i Lunds urbana grönska kan sägas bestå av tre delar: klassning av flygfoton för att utreda grönyteutbredningen, inventering av provytor för att fastställa vegetationssammansättningen och till sist beräkningar för att uppskatta kolförrådet. Se kapitel 5, *Kvantifiering av kollagring i Lundsurbana grönska*, för en närmare beskrivning av metoden och alla antaganden. Styrkan i denna metod är att den är relativt enkel att genomföra och har sin utgångspunkt i en vanlig typ av kartdata. Dessutom kan delar av den även användas för kvantifiering av andra ekosystemtjänster som är kopplade till exempelvis grönyteutbredningen eller mängden biomassa. Svagheten är att den innehåller många osäkerheter, vilka tillsammans medför att slutresultatet måste betraktas som en ungefärlig uppskattning snarare än en exakt kvantifiering.

Klassning av flygfoton

Inledningsvis genomfördes automatiska datorbaserade klassningar av flygfoton, ett IR- och ett ortofoto, för att utreda hur stor del av stadens olika marktyper som täcks av grönytor. Att denna metod valdes beror framförallt på att dessa foton fanns tillgängliga och kunde fås från Lunds kommun respektive Lunds Universitets GIS-centrum. En fördel med detta är att resultatet kan reproduceras i andra kommuner då denna typ av foton ofta finns tillgängliga. Att två foton användes berodde på att de lämpade sig olika väl för olika delar av staden och är nästan en förutsättning för att resultatet ska bli någorlunda korrekt. Trots detta kunde inte det använda GIS-programmet klassa alla ytor helt rätt. Grönyteuppskattningen innehåller således en del osäkerheter, vilket syns i den genomförda analysen av tematisk noggrannhet. Dessutom är uppskattningen baserad på flygbilder och gäller således mängden grönyta sedd från luften. Detta innebär exempelvis att ett träd räknas som en större grönyta än den jordplätt som stammen kräver, även om lövverket främst täcker hårdgjorda ytor. På marknivå är därför grönyteutbredningen något mindre än sedd från ovan. Hänsyn har tagits till detta vid inventeringen, se nedan, men detta kan ändå ha medfört en viss överuppskattning av grönyteutbredningen.

Inventering av vegetation

Efter flygfotoklassningen genomfördes en inventering av vegetationssammansättningen på totalt 42 provytor fördelade på de olika marktyperna. Genom visuell analys av kommunens ortofoto skapades en uppfattning om den karakteristiska vegetationssammansättningen inom varje marktyp och provytorna valdes sedan för att representera denna. Denna del av metoden har antagligen gett upphov till de största osäkerheterna i resultatet. Marktyperna är hämtade från Lunds kommunkarta och indelar tätorten i tio områden. Dessa täcker därmed relativt stora ytor och att dra slutsatser kring den karakteristiska vegetationssammansättningen för varje marktyp är därmed mycket svårt. Som det syns i figur 7.4, i avsnitt 7.3, *Känslighetsanalys*, varierar kolförrådet inom ett ganska brett intervall bara när det gäller de representativa provytorna. Risker är att icke representativ vegetation inventeras och att felet förstärks då resultatet skalas upp till att gälla hela staden. Detta kan ge stora konsekvenser för slutresultatet. Vidare gjordes bedömningen att det inte gick att definiera någon karakteristisk vegetationssammansättning för marktypen Annan öppen mark. Denna marktyp antogs istället bestå av andra marktyper, vilket också leder till osäkerheter i resultatet.

I andra studier har man inför inventeringen istället till exempel utgått från kartdata med uppgifter om höjden på den urbana grönskan. Med hjälp av denna information har man sedan delat in vegetationen efter höjd i träd, höga buskar, snår och gräs (Davies et al, 2011). Denna metod ger bättre förutsättningar för ett tillförlitligt resultat då vegetationshöjden säger mer om vegetationssammansättningen än marktypen.

Metoden att genom ett subjektivt urval fastställa provytorna valdes eftersom ett slumpmässigt urval skulle medföra större osäkerheter i resultatet. Detta eftersom de begränsade tidsramarna medförde att antalet provytor behövde hållas på en låg nivå. Att inventera betydligt fler slumpvis valda provytor skulle ge en betydligt mer tillförlitlig uppskattning av kolförrådet i Lund.

Den rent praktiska inventeringens noggrannhet begränsades framförallt av att inga biomassaekvationer fanns tillgängliga för stamtjocklekar större än 1 cm men mindre än 2,5 cm. Detta problem förekom i betydande utsträckning och framförallt då marken var täckt av kraftiga men ändå smalstammade snår med en icke försumbar biomassa. Eftersom denna typ av vegetation utgör en liten andel av stadens totala biomassa bedöms problemet dock ha ringa betydelse för slutresultatet. I de fall problemet uppstod antogs snårigheterna motsvara ett rimligt antal små träd med en diameter på cirka 2,5 cm. Denna approximation användes uteslutande på ett sådant vis att snårens biomassa snarare bedömdes som för låg än för hög. Detta för att undvika en överuppskattning av det totala kolförrådet.

Vidare togs vid inventeringen hänsyn till att grönyteytbredningen är större sedd från ovan, det vill säga på flygfotot, än på marknivå. Då provytornas areal beräknades inkluderades därför även de omgivande hårdgjorda ytor som provytans vegetation växte ut över.

Beräkningar

För att uppskatta tätortens kolförråd gjordes slutligen beräkningar med utgångspunkt i de data som insamlats vid inventeringen. Dessa redovisas i bilaga 6, *Beräkning av det samlade kolförrådet*. För kolinnehållet i gräs och snår användes data uppmätta vid studier genomförda i England. Detta eftersom det till denna studie bedömdes som olämpligt att skörda grönska för att genomföra kolanalyser. Noggrannheten i resultatet hade dock ökat om kolanalyser hade varit möjliga att genomföra för vegetation som tillväxer under svenska förhållanden. Värdena hämtade från de engelska studierna gällde dessutom bara *gräs* och *snår*, två vegetationstyper som kan variera ganska mycket. Det hade därmed varit relevant för studien att genomföra kolanalys för olika typer av gräs och snårigheter.

För beräkning av kolinnehållet i träd användes biomassaekvationer i kombination med ett antal antaganden. Detta är ett vedertaget tillvägagångssätt som förekommer i flera andra studier (Davies et al, 2011; Nowak, 1992; Scharenbroch, 2012; Zhao et al, 2010). Då det inte var möjligt att artbestämna de inventerade träden antogs att de bestod av Lunds fem vanligaste arter och således användes biomassaekvationer anpassade för dessa arter. Detta är naturligtvis en förenkling av verkligheten då träden i Lund består av många hundra arter. De fem vanligaste arterna utgör dock mer än hälften av de runt 22000 träd kommunen inventerat och ansågs därmed representativa för grönskan i Lund. De biomassaekvationer som användes var varken anpassade efter svenska eller urbana förhållanden, där det senare antas ha störst betydelse. Exempelvis bidrar detta troligen till att två provytor inom marktypen Lövskog har mycket höga kollagringsvärden, se ytorna Sankt Hans 1 och 2 i tabell 11.5 i bilaga 6: *Beräkning av det samlade kolförrådet*. Dessa provytor består av mycket tät vegetation med relativt kraftiga stammar. Denna någorlunda grova stamtjocklek medför att den beräknade biomassan blir ganska hög. Under naturliga förhållanden hade detta varit korrekt. På provytan står dock de planterade träden så tätt att kronutbredningen är mycket begränsad och biomassan är således betydligt lägre än vad biomassaekvationernas resultat anger. Ett försök att kompensera för detta har gjorts genom antagandet att biomassan av ett träd i staden endast uppgår till 80 % av biomassan av ett träd i naturlig miljö. Huruvida detta är ett rimligt antagande är svårt att bedöma, men samma antagande har gjorts i flera andra studier (Scharenbroch, 2012; Strohbach et al 2012).

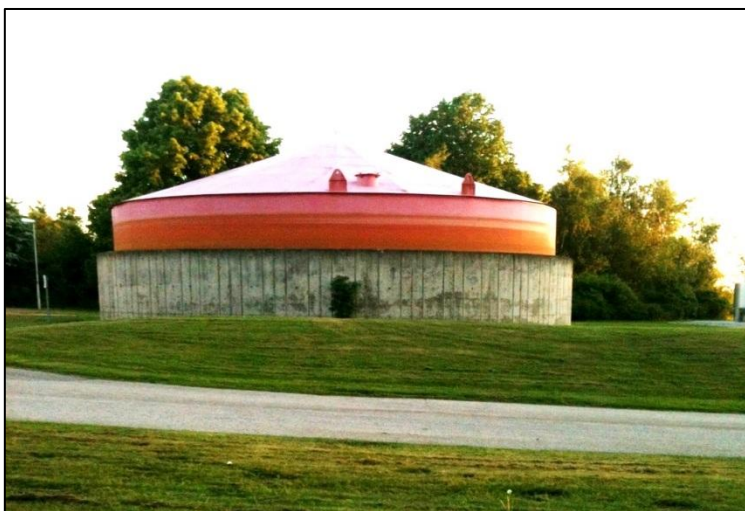
9.2 Grönytorernas produktion av biobränslen

Lunds kommuns urbana grönytor genererar varje år runt 66400 m³ park- och trädgårdsavfall, varav ungefär 37300 m³ utgörs av bränsleråvara och 29100 m³ av kompostråvara. I massor innebär detta totalt 14326 ton fördelat på 5586 ton bränsleråvara och 8740 ton kompostråvara. Se kapitel 8, *Biobränsleproduktion från park- och trädgårdsavfall*, samt bilaga 7, *Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun*, för mer detaljerade beskrivningar av resultat och beräkningar. Enligt beräkningarna gjorda i denna studie innebär avfallsmängderna att metangas och flis med ett energiinnehåll på cirka 8 GWh respektive 14 GWh skulle kunna produceras varje år. Detta kan jämföras med att den årliga energitillförseln i Sverige uppgår till 616 000 GWh (Energimyndigheten, 2011). Det kan även jämföras med att den totala mängden park- och trädgårdsavfall som genereras i Sverige varje år uppgår till 450 000 ton och att biogaspotentialen vid torrrotning av detta avfall har beräknats till 400 GWh (Linné et al, 2008). Huruvida det i dessa avfallsmängder även ingår större fraktioner av vedartat material är oklart, men inte troligt eftersom denna typ av material inte lämpar sig för rötning. I beräkningarna för energipotentialen i Lunds kommun ingår dessa större fraktioner vedartat material och ger ett högre energiutbyte per ton avfall.

Som det beskrevs i kapitel 6, *Kartläggning av park- och trädgårdsavfall för biobränsleproduktion*, har man i Lund, genom den så kallade Lundamodellen, kommit relativt långt i arbetet med att tillvarata energin i kommunens park- och trädgårdsavfall. Lundamodellen innebär bland annat att man samlar in och flisar all bränsleråvara som genereras inom den kommunala grönyteskötseln. Flisningen sker på kommunens anläggning vid Sankt Hans backar och sedan skickas flisen omgående till förbränning i ett värmeverk (Jönsson, 2007). Den mottagna mängden bränsleråvara uppgick 2011 till cirka 12300 m³. Anläggningen tar även emot kompostråvara vilken 2011 uppgick till cirka 10900 m³.

Detta avfall utgör dock endast ungefär en tredjedel av allt park- och trädgårdsavfall som årligen genereras inom kommunen, vilket till exempel innebär att det finns potential att utöka flisproduktionen. Större mängder kompostråvara skulle också vara möjligt att samla in och använda för produktion av biogas.

Den största delen av det park- och trädgårdsavfall som genereras inom Lunds kommun hanteras idag av antingen Lunds Renhållningsverk (LRV) eller Sydskaånes Avfallsaktiebolag (SYSAV). LRV samlar in avfall från de privata hushållen och driver även de två återvinningscentralerna i Genarp och Veberöd (LRV, 2012). SYSAV driver de två återvinningscentralerna i Lund; en på Gastelyckan och en på Gunnesbo (LRV, 2011). Både det avfall som hanteras av LRV och det som hanteras av SYSAV körs idag till den senares anläggning på Spillepengen i Malmö där det komposteras. Detta avfall skulle istället kunna användas för produktion av biobränslen. Idag finns dock några hinder för detta.



Figur 9.2. Röttningsanläggning i Lund, dock här för rötning av avloppslam.
Fotograf: Anna Bengtsson.

Ett problem är att park- och trädgårdsavfallet sorteras som en avfallsfraktion; det delas inte upp i kompost- och bränsleråvara. Detta ställer till det eftersom det mer vedartade materialet med hög ligninhalt inte kan rötas, medan material med hög fukthalt inte kan förbrännas. En uppdelad sortering är alltså ett måste. Enligt Erik Rånlund, renhållningsdirektör i Lunds kommun, är en uppdelad sortering teoretiskt sett möjligt både när det gäller avfallet från återvinningscentralerna och från de privata hushållen. Dock finns det redan idag vissa problem med att de privata hushållen sorterar sitt avfall fel och lägger annat än växtmaterial i kärnen för trädgårdsavfall (Rånlund, 2012). En avfallssortering uppdelad på kompost- och bränsleråvara kan tänkas komplicera sorteringsprocessen ytterligare.

Ett annat problem är kommunens brist på utrymme att hantera ytterligare mängder av park- och trädgårdsavfall. Den anläggning som finns vid Sankt Hans backar har just nu inte kapacitet att hantera mer avfall än den gör idag. Planer finns på en ny anläggning, men det är svårt att hitta den rätta platsen. Helst bör den ligga så att transportavstånden minimeras, men samtidigt bör den på grund av de många traktortransporterna inte ligga i tätorten. Vidare är förutsättningarna för att röta kompostråvaran ännu oklara, men under utredning (Park och naturkontoret i Lunds kommun, 2012).

Vid en förändrad hantering av kommunens park- och trädgårdsavfall kan det också vara relevant att genomföra en studie av nettoenergivinsten av denna omställning. De aktiviteter som krävs för energiproduktionen förbrukar energi men samtidigt åtgår även energi vid dagens hantering. Idag körs lejonparten av park- och trädgårdsavfallet till Spillepengen i Malmö där det krossas och komposteras. Komposten måste sedan luftas och bevattnas under två till tre år (SYSAV, 2012 a). Troligen ökar inte energiåtgången särskilt mycket vid en förändrad hantering, men däremot kommer det ske en ökning av energiproduktionen. Därför är det högst troligt att en förändrad park- och trädgårdsavfallshantering kommer att ge en nettoenergivinst.

9.2.1 Metodens styrkor och svagheter

Metoden för kvantifieringen av Lunds urbana grönytors produktion av i biobränslen består av två delar: insamling av avfallsinformation från de aktörer som hanterar park- och trädgårdsavfall i Lunds kommun, samt beräkningar av hur mycket energi det tillgängliga avfallet kan generera. Metoden beskrivs närmare i kapitel 6, *Kartläggning av park- och trädgårdsavfall för biobränsleproduktion*.

Inledningsvis bör det betonas att denna studie har fokuserat på det park-och trädgårdsavfall som de urbana grönytorna genererar idag och som skulle kunna användas för produktion av biobränslen i nuläget. Detta innebär att grönytornas årliga biomassatillväxt inte har studerats och att deras maximala möjlighet att producera biobränslen inte har beaktats.

De tillgängliga park- och trädgårdsavfallsmängderna i kommunen inventerades genom en runtringning till ett antal aktörer i Lund, Dalby, Veberöd, Södra Sandby och Genarp. Fokus låg på att kontakta de största aktörerna och då deras avfallsmängder ingår i resultatet bedöms detta som tillförlitligt. Dock har flera mindre aktörer utelämnats och en mer korrekt uppskattning skulle kunna fås om fler aktörer kontaktades. Vidare är det få av aktörerna som mäter och registrerar sina avfallsmängder och således bygger en del av de rapporterade mängderna på intervjupersonernas mycket ungefärliga uppskattningar. Detta tillför också en grad av osäkerhet i slutresultatet.

De största aktörerna, LRV och SYSAV, blandar allt park- och trädgårdsavfall. För att möjliggöra en uppskattning av mängden bränsle- respektive kompostråvara krävdes därför ett antagande om lika sammansättning som avfallet på anläggningen vid Sankt Hans backar. Detta antagande tillför en osäkerhet i slutresultatet.

Vidare rapporterade de olika aktörerna avfallsmängderna i både volym och massa, vilket innebar att avfallsfraktionernas densiteter krävdes för att sammanställa resultatet i en gemensam storhet. Att välja lämpliga densiteter är svårt då dessa varierar i ett brett intervall beroende på avfallens sammansättning och detta delsteg bidrar således också till ett mer osäkert slutresultat. Tilläggas kan här att anledningen till att avfallsvolymer, och inte massorna, huvudsakligen använts i denna studie beror på att Lunds kommun själva använt denna storhet i sin beskrivning av kompostanläggningen vid Sankt Hans backar.

När det gäller energiberäkningarna har det i denna studie antagits att allt park- och trädgårdsavfall som genereras inom kommunen kan användas för energiproduktion, vilket i verkligheten inte är möjligt. Dels nämnde någon aktörer att de inte kan undvara sitt avfall och dels är förmodligen den del avfall av sådan kvalitet att det inte kan användas för energiproduktion. Hur stort bortfallet blir är dock svårt att bedöma. Vidare är det värt att poängtera att metangasutbytet är mycket osäkert. Hur mycket metan som kan utvinnas ur kompostmaterialet beror mycket på dess sammansättning. Denna är okänd både för det inventerade avfallet och för det avfall som ligger till grund för det använda värdet på metanutbytet.

9.3 Ökad biobränsleproduktion från urbana grönytor

Tidigare i denna studie har det konstaterats att Lunds grönytor lagrar betydande mängder kol i sin biomassa. Delar av denna biomassa blir sedermera till park- och trädgårdsavfall, vilket kan användas för produktion av biobränslen. Genom att använda biobränslen kan förbrukningen av fossila bränslen sjunka och på så vis kan mängden fossilt kol som når atmosfären minska. Den överliggande klimatkrisen medför att efterfrågan på biobränslen väntas öka i framtiden. Den allt större konkurrensen om mark medför dock att det kan uppstå svårigheter att hitta lämpliga ytor för produktion av biobränslen. Därför är det relevant att fundera över möjligheterna till småskalig produktion i urbana miljöer.

Generellt sett beaktas sällan synergieffekter eller den totala leveransen av ekosystemtjänster när mänskligheten gör val gällande markanvändning. Istället tenderar vi att optimera ekosystem för en maximal leverans av ett fåtal ekosystemtjänster, vilket allt för ofta leder till en minskning av andra tjänster (Fitter et al, 2010). Vanligen är det reglerande tjänster som missgynnas till förmån för försörjningstjänster (Tuvendal, 2010); till exempel då kolinbindning får stå tillbaka till förmån för produktion av biobränslen. I urbana områden är grönytornas huvudsyfte inte att generera råvara till produktion av biobränslen (Johansson, 2011) utan istället ska de fylla många andra funktioner. Att endast optimera de urbana grönytorna för produktion av biobränslen, och därmed riskera att andra ekosystemtjänster avtar, är därför olämpligt. Produktionen av biobränslen måste i urbana områden vara en ekosystemtjänst som är underordnad övriga relevanta tjänster och hänsyn måste därmed främst tas till dessa. Om de urbana grönytorna ställs om på rätt sätt kan dock flera ekosystemtjänster gynnas, inte bara produktionen av biobränslen. Synergieffekter, som leder till en höjd totalleverans av ekosystemtjänster, kan skapas och på så vis kan grönytornas värde öka. Förhoppningsvis kan de då få en tydligare roll i framtida stadsplanering.

De ekosystemtjänster som i denna studie betraktas som särskilt relevanta är kollagring, rekreation och hälsa samt fördröjning och minskning av dagvatten, se avsnitt 4.3, *Grönstrukturer*. Vidare har även den biologiska mångfalden betraktats som relevant då denna utgör en förutsättning för en stabil och hög leverans av ekosystemtjänster (Fitter et al, 2010). Då åtgärder genomförs för en ökad produktion av biobränslen är det viktigt att inte göra avkall på dessa ekosystemtjänster. Istället bör man försöka hitta synergieffekter som medför att leveransen av de relevanta ekosystemtjänsterna kan öka. Huruvida den ökade biobränsleproduktionen påverkar de relevanta ekosystemtjänsterna positivt eller negativt beror dock mycket på hur jämförelsen görs. Alla de relevanta ekosystemtjänsterna är relativa: huruvida en åtgärd leder till ökad biologisk mångfald beror bland annat på utgångsläget och på vilka andra åtgärder som skulle genomförts på platsen om inte biobränsleproduktionen ökade. I de nedanstående avsnitten antas det därför att den ökade biobränsleproduktionen kommer att ske genom förändring av grönytor, det vill säga på platser där det redan idag är huvudsakligen gräs- eller trädvegetation. Det kan också tänkas att förutsättningar för ökad biobränsleproduktionen kommer att införas då nya urbana ytor anläggs där det idag är jordbruksmark, men detta behandlas endast då det finns något särskilt viktigt att tillägga.

Som det beskrivs i avsnitt 3.3, *Produktion av biobränslen*, kan den urbana produktionen av biobränslen öka genom omställning av vissa av stadens gräsytor samt genom en ökad etablering av hamlingsskogar. I de nedanstående avsnitten följer en analys av hur ett genomförande av dessa åtgärder kan leda till synergier och konflikter. I sammanhanget bör det dock tydliggöras att synergier och konflikter endast har analyserats för de fyra relevanta ekosystemtjänsterna. Övriga ekosystemtjänster har utelämnats och den ökade biobränsleproduktionens påverkan på dessa är därför oklar.



Figur 9.3. Hamlingsträd i östra Lund. Fotograf: Anna Bengtsson.

9.3.1 Kollagring

Den lagrade mängden kol i en grönytas vegetation är proportionell mot den stående biomassan (Churkina, 2012). Således utgör grönskan i Lund ett kolförråd som är konstant så länge biomassan varken ökar eller minskar. Genom fotosyntesen sker ständigt en inbindning av kol, men detta återgår senare till atmosfären när grönskan dör och bryts ner eller förbränns som biobränsle (Encyclopædia Britannica Online, 2012 b). Förbränning av biobränslen är dock att föredra framför förbränning av fossila bränslen då det senare frigör kol som varit lagrat i årtusenden. Generellt kan alltså sägas att alla åtgärder som ökar mängden stående biomassa också ökar vegetationens kolförråd.

Grönytornas kolförråd kan även öka under sådana förhållanden som medför en nettoinbindning av kol i marken. Markens kolbalans utgörs av skillnaden mellan det kol som når marken i form av förna från lövverk och rötter samt det kol som lämnar marken genom erosion och nedbrytning (LUSTRA, 2003). Huruvida en nettoinbindning kan ske beror därmed mycket på markens egenskaper och historia och därför är det svårt att säga något om detta utan mätningar. Eftersom många jordar i Skåne är kolfattiga (Eriksson et al, 2012) kan det dock antas att de har potential att binda in kol. En ökad inbindning är således möjlig då vegetation planteras i nyanlagda områden på det som tidigare varit jordbruksmark. En stor ökning sker då i förnanedfallet och dessutom avtar jordbearbetningen, två faktorer som gynnar kolinbindningen. Kolinbindningen tenderar dock att avta ett antal decennier efter att vegetationen planterats (Lal, 2012), vilket medför att möjligheterna till nettoinbindning antagligen är sämre där vegetation funnits under längre tid. På dessa platser spelar vegetationen ändå en viktig roll då den ständigt tillför ny förna och på så vis ser till att markens kolbalans inte blir negativ. En ökad produktion av biobränslen, som leder till att mer växtmaterial förs bort från tillväxtplatsen, kan leda till minskad förnaproduktion och på så vis försämra möjligheterna till kolinbindning (Poyat et al, 2007).

Omställning av urbana gräsytor

En ökad insamling av gräsklipp eller en övergång till höggräs- och ängsytor påverkar mängden stående biomassa marginellt om man jämför med vanliga bruksgräsytor. Således påverkas inte kolförrådet i vegetationen nämnvärt vid genomförandet av dessa åtgärder.

Möjligheterna till kolinbindning i marken kan däremot störas något av en ökad gräsinsamling. Dels minskar förnaproduktionen och dels sjunker näringsnivån då gräsklipppet förs bort från ytan. De sänkta näringsnivåerna kan leda till en försämrad tillväxt, vilket i sin tur också minskar förnaproduktionen och därmed i viss utsträckning minskar möjligheterna till kolinbindning. Det är dock svårt att säga något bestämt om åtgärdens påverkan på markens kolbalans.

Etablering av hamlingsskogar

Hamlingsträd innehåller, på grund av sin låga höjd, lägre mängder stående biomassa än högre träd som inte hamlats. Samtidigt kan hamlingsskogarnas mindre kronutbredning medföra att stammarna kan stå tätare och på så vis kan mängden stående biomassa per ytenhet öka. Störst positiv förändring av kolförrådet i vegetationen fås om hamlingsskogar planteras på ytor som idag är täckta med bruksgräs eftersom ytans biomassa då ökar avsevärt.

Kolinbindningen avtar generellt sett då mycket växtmaterial transporteras bort från tillväxtplatsen (Poyat et al, 2007). Vid etablering av snabbväxande hamlingsskogar kan dock biomassaproduktionen på en plats öka och som en följd av detta även förnaproduktionen. Detta kan leda till förbättrade förutsättningar för kolinbindning (Yesilonis & Pouyat, 2012).

9.3.2 Biologisk mångfald

Enligt avsnitt 3.4, *Biologisk mångfald*, skapas grundläggande förutsättningar för urban biologisk mångfald genom varierade och bevarade naturtyper samt en ekologisk infrastruktur med spridningsmöjligheter i staden (Florgård et al, 1994; Ihse & Oostra, 2009). Ett sätt att skapa variation och nya livsmiljöer kan vara att sköta likartad vegetation på olika sätt (Florgård et al, 1994). En sådan varierad skötsel uppstår naturligt om vissa ytor ställs om för ökad biobränsleproduktion. Vidare bygger den ekologiska infrastrukturen på att det finns tillräckliga habitatsområden samt spridningsstråk och klivstenar mellan dessa (Ihse & Oostra, 2009). Det kan tänkas att en ökad produktion av biobränslen kan motivera ett större bevarande av de urbana grönytorna och på så vis bibehålls spridningsmöjligheterna genom detta.

Den ökade biobränsleproduktionen riskerar dock även att leda till en intensivare parkskötsel med hårdare beskärning och ökad bortförsl av död ved; något som istället påverkar den biologiska mångfalden negativt (Florgård et al, 1994).

Omställning av urbana gräsytor

Urbana kortgräsytor kallas ibland för *grön asfalt*, vilket beror på att de är nästan lika artfattiga som just asfalt. Detta är en följd av att de höga kvävehalterna i gräsyterna gynnar vissa växter på bekostnad av andra. En omställning till mer näringsfattiga ängsytor skulle därmed öka den biologiska mångfalden. Ängsytor är Sveriges arttätaste naturtyp, men antalet ängar har minskat kraftigt vilket medfört att flera arter har svårt att finna en livsmiljö. Störst arttäthet finns på ängar utan träd- eller buskvegetation, medan störst artrikedom finns på ängar med träd; gärna gamla ekar eller hamlingsträd (Aronsson, 2006). En möjlighet att gynna den biologiska mångfalden kan därför vara att kombinera ängsytor med hamlingsträd. Viktigt för ängens biologiska mångfald är också att en optimal störningsnivå skapas (Johansson et al, 2011). Innan etablering av ängsytor är det därför viktigt att undersöka så att förutsättningar för lämplig skötsel finns. Om inte rätt skötselåtgärder kan vidtas riskerar nämligen ängen att resultera i skräpiga ytor med sly, tistlar och gammalt gräs och en låg biologisk mångfald (Skogar, 2008).

Etablering av hamlingsskogar

En mängd studier har visat på energiskogars positiva effekter på den biologiska mångfalden. I princip alla studier är dock baserade på studier av energiskogar anlagda i jordbruksmiljöer. Energiskogen blir där ett avbrott i den monokulturella miljön och erbjuder således en annars sällsynt livsmiljö i det hårt brukade landskapet. Situationen blir en annan då denna typ av grönska införs i urbana miljöer och det är inte säkert att fördelarna är lika uppenbara (Helldin et al, 2009). Studier har dock visat att hamlingsskogar är mycket artrika och både innehåller växter och djur från både skogs- och ängsmiljöer (Burman, 1997). Helst bör blandade trädarter i hamlingsskogen eftersträvas för hög biodiversitet (Helldin et al, 2009). När det gäller etablering av hamlingsträd är det dock viktigt att det inte sker på bekostnad av andra naturtyper med hög biologisk mångfald. Exempelvis kan de urbana skogar som stått en tid hunnit bygga upp höga biologiska värden (Lunds kommun, 2006).

Som det beskrevs i avsnitt 3.4.2, *Livsmiljöer i urbana områden*, är förekomsten av gamla träd viktig för den biologiska mångfalden. Vid hamling tillåts trädstammarna bli mycket gamla och det skapas håligheter och död ved inuti dem, vilket ger livsrum åt insekter, svampar, lavar, mossor och fåglar (Aronsson, 2006; Helldin, 2008). Eftersom inget utrymme krävs för trädskronorna kan de hamlade träden dessutom stå relativt tätt vilket ger stora mängder bark och håligheter per ytenhet, något som gynnar vissa arters överlevnad (Helldin et al, 2009). Hamlingsskogar som avverkas regelbundet skapar även mycket speciella förutsättningar för biodiversitet genom den varierande lövverksutbredningen. Då träden nyligen hamlats är ljusgenomsläppligheten hög. Sedan sjunker denna successivt efterhand som lövverket växer till (Busse Nielsen & Möller, 2008).

9.3.3 Rekreation och hälsa

Enligt avsnitt 3.5, *Rekreation och hälsa*, skapar urbana grönytor goda upplevelsevärden som tillfredsställer olika mänskliga behov om de tillsammans innehåller samtliga åtta parkkaraktärer (Ihse & Oostra, 2009). Således är det viktigt att planera så att grönyterna i människors närmiljö innehåller dessa karaktärer. En ökad biobränsleproduktion genom ängsytor och hamlingsskogar bidrar till att traditionella skötselmetoder återinförs, vilket leder till en ökad närvaro av kulturhistoria och således parkkaraktären *kultur*. Både ängsmark och hamlingsskog innehåller dessutom en mångfald av växt- och djurarter vilket skapar ytor av karaktären *artrik*.

Omställning av urbana gräsytor

Välfungerande ängsytor kan vara mycket vackra och ger då stora rekreativvärden. Om ökad biologisk mångfald uppnås ger denna större variation i utemiljön och mer att upptäcka och studera. Då bruksgräsytor görs om till höggräs- och ängsytor försvinner dock en del möjligheter till lek och spel (Johansson, 2011) och förändringen leder till en minskad utbredning av parkkaraktären *allmänning*.

I vissa kommuner omställdes under åttio- och nittiotalen vissa bruksgräsytor till höggräs- och ängsytor. På vissa ställen misslyckades dock omställningen och ytorna blev skräpiga och fulla med ogräs och sly (Skogar, 2008), vilket naturligtvis inte är bra ur rekreativsynpunkt. Omställda gräsytor har också medfört att invånare i flera kommuner har klagat på pollenproblem, fästingar och ökad förekomst av ormar (Brobeck, 2012; Johansson et al, 2011; Skogar, 2008).

Etablering av hamlingsskogar

Hamlingsskogar kan ur ett rekreativperspektiv lämpa sig bättre för vissa urbana områden än mer högväxta träd. Som det nämndes i avsnitt 3.3.2, *Etablering av hamlingsskogar*, vill stadsinvånare helst ha grönska som inte skymmer solen, men ändå skyddar mot vind och insyn. Ur detta avseende är den lägre hamlingsskogen lämplig.

Studier har visat att barn gillar att leka i täta skottskogar (Busse Nielsen & Möller, 2008). Huruvida detta även gäller för de glesare hamlingsskogarna är oklart, men eftersom skillnaden mellan hamlingsskogar och skottskogar inte är särskilt stor är det troligen så. Hamlingsskogen är omslutande och dess artrikedom stimulerar nyfikenheten, vilket innebär att goda förutsättningar finns att skapa den lekvänliga parkkaraktären *Viste*. Det kan även konstateras att hamlingsskogarnas förmåga att skjuta nya skott och därmed återhämta sig lämpar sig bra för vild lek (Busse Nielsen & Möller, 2008).

Studier har även visat att skottskogar på grund av sin täthet riskerar att uppfattas som otrygga (Busse Nielsen & Möller, 2008). Hamlingsskogens något glesare karaktär mildrar antagligen detta problem, men hamlingsskogarna bör ändå placeras och utformas så att känslan av otrygghet minimeras (Burman, 1997).

9.3.4 Fördröjning och minskning av dagvatten

Som det beskrivs i avsnitt 3.6, *Fördröjning och minskning av dagvatten*, beror grönytornas förmåga att fördröja och minska mängden dagvatten på interceptionen, evapotranspirationen och infiltrationen. Interceptionen styrs framförallt av lövverkets storlek och är även avgörande för storleksordningen på evapotranspirationen. Detta beror på att mängden uppfångad nederbörd styr hur mycket som kan avdunsta från ytan. Infiltrationen beror istället framförallt på marktäcket och markens sammansättning (Zakrisson et al, 2003).

En ökad produktion av biobränslen har störst inverkan på möjligheterna till fördröjning och minskning av dagvatten om åtgärden medför att grönytor bevaras i större utsträckning. Som det beskrevs i avsnitt 3.6.2, *Avrinning*, är det stor skillnad mellan avrinningskoefficienterna för genomsläppliga grönytor respektive hårdgjorda ytor. Nederbörd som faller på hårdgjorda ytor har små möjligheter att fördröjas och infiltrera marken, vilket innebär att en större andel av nederbörden avrinner från ytan. Grönytor kan däremot fördröja och minska mängden dagvatten avsevärt, vilket medför att avrinningen minimeras (Ward & Robinson, 2000).

Omställning av urbana gräsytor

Högt gräs har en något högre interceptionsförmåga än klippt gräs (Ward & Robinson, 2000), varför en omställning från bruksgräsytor till höggräs- och ängsytor skulle kunna minska avrinningen något. Denna minskning bedöms dock vara liten.

Etablering av hamlingsskogar

Vid etablering av hamlingsskogar på grästäckta ytor ökar lövverksutbredningen. Mer nederbörd kan därmed fördröjas och avdunsta och således minskar mängden vatten som når marken. Dessutom ökar mängden rötter i marken, vilket även kan medföra att mer vatten kan infiltrera marken (Melakari, 2005). Då hamlingsskogar etableras istället för större träd riskerar dock motsatta förhållanden att uppstå.

9.3.5 De urbana grönytornas värdeökning

Enligt ovanstående avsnitt kan en ökad produktion av biobränslen leda till flera synergieffekter, men också till vissa målkonflikter. En översikt presenteras nedan i tabell 9.1, med det bör poängteras att denna tabell inte är allmängiltig. Som det nämndes i inledningen till detta kapitel beror resultatet av åtgärderna mycket på huruvida grönytorna ställs om på rätt platser och på rätt sätt. I tabell 9.1 har det antagits att åtgärderna utförts på ytor som idag är täckta med bruks- eller höggräs eftersom detta bedöms som det både troligaste och lämpligaste scenariot. I sammanhanget är det värt att tillägga att de olika ekosystemtjänsterna i tabellen eventuellt värderas olika och därför är det olämpligt att baserat på tabellen dra slutsatser kring vilken åtgärd som är mest fördelaktig.

Tabell 9.1. Översikt över synergier och konflikter vid genomförandet av olika förändringar för ökad biobränsleproduktion på bruks- eller höggräsytor. Färgerna grön, röd och gul står för en positiv, negativ respektive obetydande förändring i leveransen av ekosystemtjänsten, medan symbolen ? betyder oklar förändring.

Förändring	Kollagring	Biologisk mångfald	Rekreation och hälsa	Fördröjning och minskning av dagvatten
Ökad insamling av höggräs	?			
Omställning av bruksgräsytor till höggräsytor	?			
Omställning av bruksgräsytor till ängsytor	?			
Etablering av hamlingsskogar på bruksgräsytor			?	

Det kan konstateras att både hamlingsskogar och ängsytor leder till flera synergieffekter med avseende på de relevanta ekosystemtjänsterna. De urbana grönytornas kanske främsta syfte är dock att tillgodose behovet av rekreation och därför är allmänhetens negativa inställning till omställning av gräsytor att betrakta som en allvarlig målkonflikt. Invånare i flera kommuner har uttryckligen sagt att de inte vill ha högre gräs i stadsmiljön. Bland annat tycker man att det ser skräpigt och ovårdat ut, att ytorna inte inbjuder till rekreation och att det uppstår problem med fästingar och pollenallergi (Brobeck, 2012; Skogar, 2008).

Ytterligare en möjlig åtgärd för ökad produktion av biobränslen är kombinationen av ängsyta och hamlingsskog. Denna yta skulle ge en hög leverans av ekosystemtjänster (Burman, 1997) och samtidigt skulle man eventuellt kunna undvika vissa av klagomålen rörande ängsytor. Det kan tänkas att hamlingsträden medför att ytan ser mer omsluten och välvårdad ut och eventuell skräpighet blir inte heller lika uppenbar. Om gångar klipps i gräset mellan träden kan ytorna förhoppningsvis också inbjuda till både rekreation och lek. Ängar med hamlingsträd har dessutom högre kollagringsförmåga och möjlighet att hantera dagvatten än öppna ängsytor. Dessutom har studier visat att ängsytor med hamlingsträd har större artrikedom än ängsytor med eller utan andra träd (Aronsson, 2006). Ytans artrikedom blir också större än om hamlingsträd planterats på en bruksgräsyta.

I Lunds kommun är det, enligt kommunens parkintendent Lars Brobeck, i dagsläget ej lönsamt att genomföra åtgärder för att öka grönytornas produktion av biobränslen. Sådana åtgärder skulle medföra extra skötselkostnader som inte kan täckas av de intäkter som fås från försäljningen av biobränslet. I Lund är det till och med så att grönytorna redan idag skulle kunna skötas intensivare och på så vis generera mer park- och trädgårdsavfall för produktion av biobränslen. Detta görs dock inte på grund av kostnadsskäl. En framtida ökad efterfrågan på biobränslen, och därmed höjda priser, skulle dock kunna ändra på detta (Brobeck, 2012).

Ovanstående resonemang väger endast de ekonomiska fördelarna med ökad biobränsleproduktion mot de ekonomiska nackdelarna med ökade skötselåtgärder. De synergieffekter som skapas genom förändringarna är också av värde vilket ej bör förglömmas. Problematiskt är att det är svårt att göra en ekonomisk värdering av den ökade leveransen av ekosystemtjänster och därmed är det inte heller helt lätt att väga fördelarna mot nackdelarna. Synergieffekterna blir därmed inte tillräckligt tydliga.

10 Avslutning

I detta kapitel sammanfattas de slutsatser som denna studie har gett upphov till och sedan följer författarens reflektioner om framtiden samt rekommendationer om fortsatta studier.

10.1 Slutsatser

Syftet med denna studie var att tydliggöra värdet på de urbana grönytorna i Lunds tätort, samt att visa på potentialen att höja detta värde. Detta skulle göras genom utveckling och genomförande av metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster samt genom att studera hur leveransen av ekosystemtjänster kan optimeras så att synergieffekter uppstår och målkonflikter minimeras.

Denna studie har visat att grönytorna i Lund levererar en lång rad ekosystemtjänster, vilka vanligen delas in i försörjningstjänster, reglerande tjänster, kulturella tjänster och stödtjänster. De ekosystemtjänster som är extra viktiga för Lunds kommun är möjligheten till rekreation och hållbar dagvattenhantering, vilket betonas i kommunens *Grönstruktur- och naturvårdsprogram*. Lunds kommun bedriver även ett aktivt klimatarbete och i denna studie betraktas därför kollagring och produktion av biobränslen också som två viktiga ekosystemtjänster i staden. Vidare betonar kommunen även i sitt *Grönstruktur- och naturvårdsprogram* att bevarandet av biologisk mångfald är mycket viktigt. Biologisk mångfald betraktas oftast inte som en ekosystemtjänst, utan snarare som en förutsättning för en stabil och hög produktion av ekosystemtjänster. Det är dock inte biodiversiteten i sig som levererar ekosystemtjänster utan närvaron av vissa kritiska arter som fyller de funktioner som är nödvändiga för att upprätthålla ekosystemets stabilitet. Försvinner dessa arter kommer ekosystemets leverans av ekosystemtjänster att avta. Om en art minskar i ett ekosystem med en hög biologisk mångfald är sannolikheten större att det finns andra arter inom samma funktionella grupp som kan ta över och säkerställa ekosystemets funktionalitet. Den biologiska mångfalden kan därmed betraktas som en försäkring av ekosystemets stabilitet och leverans av ekosystemtjänster. Detta gäller så väl i regnskogen eller öknen som inom de urbana grönytorna.

För att ytterligare tydliggöra ekosystemtjänsternas värde har två sådana kvantifierats i denna studie: grönskans kollagring och dess produktion av biobränslen. Metoden för kvantifieringen av kolförrådet bestod av tre delar: klassning av flygfoton för att utreda grönyteutbredningen, inventering av provtytor för att fastställa vegetationssammansättningen och till sist beräkningar och uppskalningar av delresultaten för att uppskatta det totala kolförrådet. Metoden är relativt enkel att genomföra och de kartdata som krävs är vanligt förekommande. Dessutom kan delar av den även användas för kvantifiering av andra ekosystemtjänster som är kopplade till exempelvis grönyteutbredning eller mängd biomassa. Svagheter är att den innehåller många osäkerheter. För att förbättra slutresultatet skulle lämpligare ingångsdata behövas, till exempel innehållande vegetationens höjd. Dessutom borde inventeringen innehålla betydligt fler provtytor och biomassaekvationerna borde vara bättre anpassade till den inventerade vegetationen.

Metoden för kvantifieringen av biobränsleproduktionen bestod av två delar: insamling av avfallsinformation från de aktörer hanterar park- och trädgårdsavfall i Lunds kommun, samt beräkningar av hur mycket energi det tillgängliga avfallet kan generera. Styrkan i metoden är att den relativt snabbt ger en översikt över vilka aktörer som huvudsakligen hanterar avfallet och hur stora mängder det rör sig om. Svagheter är att avfallsmängderna är osäkra och att det är oklart hur stora delar av avfallet som kan användas.

Vidare finns det idag vissa svårigheter med att röta kompostråvara och huruvida det är praktiskt möjligt att utvinna energi från denna avfallsfraktion är ännu oklart. För att förbättra slutresultatet skulle därför noggrannare avfallsinformation behöva samlas in från samtliga aktörer och dessutom skulle de tekniska förutsättningarna behöva utredas närmare.

Denna studie visar att den urbana vegetationen i Lunds tätort lagrar cirka 52550 ton kol, vilket innebär ungefär 19 ton per hektar. Om allt detta kol förbränns bildas 192700 ton koldioxid, vilket motsvarar 68 ton per hektar eller 2,3 ton per invånare i Lunds tätort. Detta kan jämföras med att en genomsnittlig lundabo släpper ut cirka 5 ton koldioxidekvivalenter per år. Inkluderas även produktion av varor i andra länder uppskattar Lunds kommun att genomsnittslundabon släpper ut 10 ton koldioxidekvivalenter per år.

Om det antas att samtliga tätorters vegetation lagrar lika mycket kol per ytenhet som Lund innebär detta att totalt 36 miljoner ton koldioxid lagras i vegetationen i Sveriges tätorter. Detta kan jämföras med att Sveriges totala utsläpp år 2010 uppgick till 66,2 miljoner ton koldioxidekvivalenter exklusive produktion av varor i andra länder.

Vidare visar denna studie att de urbana grönytorna i Lunds kommun varje år genererar runt 66400 m³ park- och trädgårdsavfall, varav ungefär 37300 m³ utgörs av bränsleråvara och 29100 m³ av kompostråvara. Detta innebär att metangas och flis med ett energiinnehåll på cirka 8 GWh respektive 14 GWh skulle kunna produceras varje år, vilket kan jämföras med att den årliga energitillförseln i Sverige uppgår till 616 000 GWh.

Denna studie har också visat att det finns potential att höja de urbana grönyornas värde om en ökad produktion av biobränslen införs på ett lämpligt sätt och på rätt platser. Åtgärder som är möjliga i den urbana miljön är ökad insamling av gräsklipp från höggräsytor, en omställning av bruksgräsytor till höggräs- eller ängsytor, samt ökad etablering av hamlingsträd. Att etablera ängsytor eller hamlingsskogar på det som idag är öppna bruksgräsytor skulle till exempel skapa bättre förutsättningar för den biologiska mångfalden och dagvattenhanteringen. Hamlingssträden skulle även öka mängden stående biomassa och därmed ge ett positivt bidrag till stadens samlade kolförråd. Dock kan träden uppfattas som störande om de planteras på ytor där det förekommer platskrävande lekar och spel. Även ängsytor kan leda till försämrade rekreativvärden och i flera fall har invånarna klagat på att ytorna ser skräpiga och ovårdade ut, att ytorna inte inbjuder till rekreation och att det uppstår problem med fästingar och pollenallergi. I denna studie ges förslaget att den negativa attityden till ängsytor eventuellt skulle kunna mildras genom en kombination av ängsytor och hamlingsskogar. Denna yta skulle ge en hög leverans av ekosystemtjänster samtidigt som det kan tänkas att hamlingsträden ger en mer omsluten och välvårdad känsla då eventuell skräpighet inte blir lika uppenbar. Om gångar klipps i gräset mellan träden kan ytorna förhoppningsvis också inbjuda till både rekreation och lek.

Idag är det dock inte ekonomiskt lönsamt att genomföra åtgärder för att öka grönyornas produktion av biobränslen. Dessa åtgärder medför extra skötselkostnader som inte kan täckas av de intäkter som fås från försäljningen av biobränslet. En framtida ökad efterfrågan på biobränslen, och därmed höjda priser, skulle dock kunna ändra på detta. Dessutom beaktar detta resonemang endast de mest uppenbara ekonomiska aspekterna; de synergieffekter som skapas genom förändringarna är också av värde och bör därför ingå i kalkylen. Problematiskt är dock att det är inte helt lätt att göra en ekonomisk värdering av den ökade leveransen av ekosystemtjänster. Därmed är det svårt att avgöra om synergieffekterna medför att förändringarna egentligen är lönsamma.

10.2 Reflektioner

Mänskligheten står idag inför en mängd problem som vi måste hantera snarast möjligt. Den skenande klimatkrisen, den snabba förlusten av biologisk mångfald och den ständigt ökande resursförbrukningen är bara några av de svårigheter som vi inte längre kan blunda för. Samtidigt har vi kanske aldrig haft bättre förutsättningar att göra något åt saken än nu. Vi måste dock börja med att inse värdet av de nyttor naturen ger oss och erkänna vårt beroende av de tjänster vår jord levererar. Ett sätt att tydliggöra naturens för oss livsviktiga funktioner är att uppmärksamma dess ekosystemtjänster.

Begreppet ekosystemtjänster har både i Sverige och i världen vunnit ny mark på sistone. Tidigt våren 2012 beslutade exempelvis den svenska regeringen att ge Naturvårdsverket i uppdrag att sammanställa information om viktiga ekosystemtjänster i Sverige (Miljödepartementet, 2012). Intresset har också vaknat hos vissa kommuner och företag som bland annat ser kvantifiering och ekonomisk värdering av ekosystemtjänster som sätt att skapa bättre beslutsunderlag. I Lunds kommun har man inlett arbetet med att tydliggöra ekosystemtjänsternas värde genom att ta fram en översiktlig sammanställning av de urbana grönytornas ekosystemtjänster. Nästa steg är att kvantifiera tjänsterna; ett arbete som har påbörjats i och med denna studie. Det finns dock få vedertagna metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster, vilket medför att startsträckan kan vara relativt lång. I denna studie har en metod utvecklats som förhoppningsvis kan återanvändas, vidareutvecklas och förbättras i framtiden. Förmodligen kan även samma metod, med vissa anpassningar, användas för kvantifiering av andra ekosystemtjänster som är kopplade till grönstrukturutbredningen och mängden biomassa.

Vid kvantifiering av ekosystemtjänster är det dock viktigt att fundera över de avgränsningar som görs. Resultatet riskerar till exempel att bli missvisande om endast en eller ett fåtal ekosystemtjänster studeras. I denna studie kan det till exempel konstateras att de urbana grönytorna i Lund varken lagrar några avgörande mängder kol eller producerar några större mängder biobränslen. Samtidigt är dessa nyttor bara två i mängden av alla de ekosystemtjänster som grönytorna i Lunds tätort levererar. Den sammanlagda nyttan är betydande, men fokuserar man bara på kolförrådet och biobränsleproduktionen riskerar man att missa detta. Dessutom är det viktigt att höja blicken och se utan för stadsgränsen. Lund är en liten stad i världen, vars förebyggande klimatarbete inte har avgörande betydelse. Ser man däremot till det totala kolförrådet och den sammanlagda biobränsleproduktionen inom jordens alla urbana områden är slutsatsen en annan. Även små åtgärder kan göra stor skillnad om alla gör likadant.

Vid optimering av ekosystemtjänster är det också avgörande att se det berörda ekosystemet som en helhet för att förstå hur olika tjänster hänger ihop. Vissa ekosystemtjänster förstärker varandra och ett gynnande av en tjänst gynnar då även övriga tjänster. Andra ekosystemtjänster är däremot sammankopplade enligt motsatt princip och mer av en ger mindre av andra. I denna studie har det visats att det går att öka den urbana produktionen av biobränslen på ett sådant sätt att synergieffekter kan uppstå. Genom att etablera viss typ av vegetation i staden kan man skapa multifunktionella ytor som både producerar biobränslen, lämpar sig för rekreation, innehåller hög biologisk mångfald och bidrar till kolförrådet och dagvattenhanteringen.

Att skapa multifunktionella ytor i städerna kommer förmodligen att bli både viktigare och vanligare i framtiden. Urbaniseringen och förtätningen medför att de urbana grönytorna kommer att minska i antal och de som finns kvar blir då allt mer betydelsefulla. Dessutom kommer vårt behov av de ekosystemtjänster grönytorna levererar antagligen bara att öka. Klimatkrisen medför ett växande behov av kollagring, dagvattenhantering och biobränsleproduktion. Den gigantiska förlusten av biologisk mångfald medför att vi även i urbana miljöer måste vidta åtgärder för att stoppa utrotandet av arter.

Samtidigt kommer en allt större del av jordens befolkning att bo i städerna, vilket innebär att de urbana grönytorna blir avgörande för vår hälsa och möjlighet till rekreation.

Hittills har vi människor i bästa fall reflekterat över naturens värden just som vi varit i färd med att förstöra dem; vi har tenderat att fokusera på miljökonsekvenserna av vårt handlande. Att studera ekosystemtjänster medför ett nytt perspektiv eftersom det ger oss verktyg för att förstå och förstärka naturens värden långt innan de är hotade. Först när vi förstår dessa värden och hur de hänger ihop kan vi göra riktigt smarta val kring hur vi vill behandla vår planet.

10.3 Rekommendationer

De resultat som presenteras i denna studie innehåller en del osäkerheter och skulle därmed kunna förbättras. Dessutom rekommenderas att de kompletteras med vidare studier.

Kvantifieringen av kolförrådet i Lunds urbana grönska skulle framförallt kunna förbättras genom bättre kartdata, exempelvis innehållande vegetationens höjd, samt fler vegetationsinventeringar. Vidare rekommenderas att studier genomförs över markens kolförråd, samt hur detta varierar när ytor exploateras och bebyggs.

Kvantifieringen av biobränsleproduktionen från Lunds urbana grönytor skulle kunna förbättras genom en mer omfattande inventering innehållande fler aktörer och mer noggranna uppskattningar av deras park- och trädgårdsavfallsmängder. De tekniska förutsättningarna för rötning av park- och trädgårdsavfall behöver även utredas närmare. Dessutom rekommenderas att möjligheterna till en avfallssortering uppdelad i bränsle- och kompostråvara utreds närmare. Åtgärder för ökad biobränsleproduktion bör även studeras ur ett livscykelperspektiv så att inte den ökade skötseln leder till större energiförbrukning än den energi som genereras.

Till sist har denna studie även gett upphov till några mer generella rekommendationer:

- Utveckla fler metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster så att de urbana grönytornas värden kan tydliggöras på ett någorlunda enkelt och snabbt vis! Först när vi vet var värdena finns kan vi göra smarta val vid planeringen av våra städer.
- Genomför ekonomiska värderingar av ekosystemtjänster så att fördelarna med att bevara och förbättra de urbana grönytorna kan vägas mot kostnaderna!
- Fortsätt undersöka möjligheterna att skapa multifunktionella ytor så att framtidens urbana grönytor kan ge den höga levererans av ekosystemtjänster som kommer att behövas!
- Inför ett systemperspektiv i fler studier! Vår värld står idag inför många olika problem och vi måste se till helheten för att kunna hitta möjliga lösningar och smarta åtgärder.

Källförteckning

Litteratur och publikationer

- Agustin, B., & Lal, R. (2012). *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Netherlands.
- Almusaed, A. (2011). *Biophilic and Bioclimatic Architecture*. London: Springer.
- Andersson-Espling, M. (2012 b). *Kompostanläggningen vid S:t Hans Backar, Statistik 2011*. Lund: Lunds Kommun.
- Berggren Barring, A.-M., & Grahn, P. (1995). *Grönstrukturens betydelse för användningen*. Alnarp: SLU.
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics, volym 29, nummer 2*, 293–301.
- Busse Nielsen, A., & Möller, F. (2008). Is coppice a potential for urban forestry? *Urban Forestry & Urban Greening, nummer 7*, 129-138.
- Börjesson, P., Berndes, G., Fredriksson, F., & Kåberger, T. (2002). *Multifunktionella bioenergiödlingar*. Lund: Lunds University.
- Churkina. (2008). Modeling the carbon cycle of urban systems. *Ecological modeling 216*, 107-109.
- Churkina. (2012). Carbon Cycle of urban ecosystems. i B. Augustin, & R. Lal, *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems* (ss. 315-330). Springer Netherlands.
- Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology, Volume 48, Issue 5*, 1125-1134.
- De Groot, R., & Gómez-Baggethun, E. (2010). Natural Capital and Ecosystem Services: The Ecological Foundation of Human Society. i Hester, & Harrison, *Ecosystem services* (ss. 105-106). Cambridge: The Royal Society of Chemistry.
- Energimyndigheten. (2011). *Energiläget 2011*. Eskilstuna: Statens Energimyndighet.
- Fitter, A., Elmqvist, T., Haines-Young, R., Potschin, M., Rinaldo, A., Setälä, H., o.a. (2010). An Assessment of Ecosystem Services and Biodiversity in Europe. i R. Hester, & R. Harrison, *Ecosystem services* (ss. 2-21). Cambridge: The Royal Society of Chemistry.
- Florgård, C., Mörtberg, U., & Wallsten, M. (1994). *Växter och djur i stadsnatur*. Stockholm: Bygghälsöförhållningsrådet.
- Gaston, K. J. (2010). *Urban Ecology*. Cambridge: Cambridge university press.
- Grahn, P. (1997). *Ute på dagis*. Alnarp: Barnes & Noble.
- Grahn, P., & Stigsdotter, U. A. (2003). Landscape planning and stress. *Urban Forestry & Urban Greening, volym 2, nummer 1*, 1-18.
- Harrie, L., & Arnberg, W. (2008). *Geografisk informationsbehandling: teori metoder och tillämpningar*. Stockholm: Formas.
- Hartig, T., Mang, M., & Evans, G. W. (1991). Restorative Effects of Natural Environment Experiences. *Environment and Behavior, volym 23, nummer 1*, 3-26.
- Hedblom, M. (2008). Städernas värdefulla natur. *Biodiverse, nummer 2*, 26.
- Hellidin, J.-O. (2008). Storskalig hamling av lövskog – en potentiell bioenergiressurs. *Biodiverse, nummer 1*, 8.
- Hutyra, L. R., Yoon, B., & Alberti, M. (2011). Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology, volym 17, nummer 2*, 783-797.
- Jansson, M. (2012). *Hela staden*. Alnarp: Movium.
- Jax, K. (2010). *Ecosystem functioning*. New York: Cambridge University Press.

- Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S., & Birdsey, R. A. (2003). National-Scale Biomass Estimators for United States Tree Species. *Forest Science*, volym 49, nummer 1, 12-35.
- Lal. (2012). Urban Ecosystems and Climate Change. i B. Augustin, & R. Lal, *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems* (ss. 3-19). Springer Netherlands.
- Lal, R., & Lorenz, K. (2010). *Carbon Sequestration in Forest Ecosystems*. Springer Netherlands.
- Livesley, S. J., Dougherty, B. J., Smith, A., Navaud, D., Wylie, L. J., & Arndt, S. K. (2010). Soil-atmosphere exchange of carbon dioxide, methane and nitrous oxide in urban garden systems: impact of irrigation, fertiliser and mulch. *Urban Ecosystems*, volym 13, nummer 3, 273-293.
- Mace, G., Norris, K., & Fitter, A. (2012). Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in ecology and evolution*, volym 27, nummer 1, 19-26.
- Naturvårdsverket. (1995). *Aktionsplan för biologisk mångfald*. Stockholm: Norstedts.
- Nowak. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, volym 4, nummer 3-4, 115-123.
- Park och naturkontoret i Lunds kommun. (2012). *Yttrande park och naturkontoret - Motion från MP: Handlingsplan för biobränslen och bioteknikindustriellt centrum i Lund*. Lund: Lunds Kommun.
- Patenaude, G., Briggs, B., Milne, R., Rowland, C., Dawson, T., & Pryor, S. (2003). The carbon pool in a British semi-natural woodland. *Forestry*, volym 76, nummer 1, 109-119.
- Persson, B. (1998). *Skötselmanual 98*. Alnarp: SLU.
- Poyat, R. V., Pataki, D. E., Belt, K. T., Groffman, P. M., Hom, J., & Band, L. E. (2007). Effects of urban land-use change on biogeochemical cycles. i J. G. Canadell, D. E. Pataki, & L. F. Pitelka, *Terrestrial ecosystems in a changing world* (ss. 45-58). Berlin: Springer.
- Scharenbroch, B. (2012). Urban Trees for Carbon Sequestration. i B. Augustin, & R. Lal, *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems*. Springer Netherlands.
- Strohbach, M. W., Arnold, E., & Haase, D. (2012). The carbon footprint of urban green space - A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, nummer 104, 220-229.
- Svenskt Vatten. (2004). *Dimensionering av allmänna avloppsledning*. Taberg: Ljungföretagen.
- Tuvendal, M. (2010). *Management of ecosystem services - dealing with trade-offs and scales*. Stockholm: Stockholm Resilience Centre.
- Ulrich, R. S. (1984). View through a Window May Influence Recovery from Surgery. *Science*, volym 224, nummer 4647, 420-421.
- Ward, R., & Robinson, M. (2000). *Principles of Hydrology*. Berkshire: McGraw-Hill Publishing Company.
- Whitford, V., Ennos, A., & Handley, J. (2001). "City form and natural process" - indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and urban planning*, volym 57, 91-103.
- Yesilonis, I. D., & Pouyat, R. V. (2012). Carbon Stocks in Urban Forest Remnants: Atlanta and Baltimore as Case Studies. i B. Augustin, & R. Lal, *Carbon Cycle of urban ecosystems* (ss. 103-120). Springer Netherlands.
- Zhao, M., Kong, Z.-h., Escobedo, F., & Gao, J. (2010). Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, volym 91, nummer 4, 807-813.
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R., & Mencuccini, M. (2005). *Biomass and Stem Volume Equations for Tree Species in Europe*. Tampere: The Finnish Society of Forest Science and The Finish Forest Research Center.

Mail- och telefonkontakter

AFB. (2012). Områdeschef: per telefon den 19 april 2012.

Akademiska Hus. (2012). Förman parkavdelningen: per telefon den 9 maj 2012.

Alias Arborist. (2012). Via mail den 5 maj 2012.

Andersson-Espling, M. (2012 a). Park och Naturkontoret, Lunds Kommun: via mail den 11 april 2012.

Aperte Trädgård. (2012). Via mail den 25 april 2012.

Axell, T. (2012). Marknadsassistent, SMHI: via mail den 17 april 2012.

Björkhaga plantskola. (2012). Per telefon den 19 april 2012.

Botaniska trädgården. (2012). Per telefon den 9 maj 2012.

Brobeck, L. (2012). Parkintendent, Lunds Kommun: per telefon den 23 maj 2012.

Green Landscaping. (2012). Produktionschef: per telefon den 4 maj 2012.

HSB. (2012). Förvaltare: per telefon den 12 april 2012.

LRV. (2012). Miljöchef: per telefon den 19 april 2012.

Lundafastigheter. (2012). Miljösamordnare: per telefon den 26 april 2012.

Lunds kommun. (2012). Per telefon den 25 april 2012.

Lunds Universitet. (2012). Egendomsförvaltare: per telefon den 9 maj 2012.

Markentreprenad. (2012). Platschef: per telefon den 20 april 2012.

Paulsson, M. (2012). Boigascoach, Lunds Kommun: per telefon 27 mars 2012.

Petersson, H. (2012). Forskare, Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU Umeå: per telefon den 31 maj 2012.

Regionfastigheter. (2012). Driftcontroller: per telefon den 9 maj 2012.

Riksbyggen. (2012). Marknadsområdeschef: per telefon den 20 april 2012.

Rånlund, E. (2012). Renhållningsdirektör, Lunds kommun: per telefon den 26 april 2012.

Statens Fastighetsverk. (2012). Förvaltare: via mail den 2 maj 2012.

Svenska Kyrkan i Dalby. (2012). Arbetsledare: per telefon den 19 april 2012.

Svenska Kyrkan i Genarp. (2012). Per telefon den 20 april 2012.

Svenska Kyrkan i Lund. (2012). Arbetsledare: per telefon den 12 april 2012.

Svenska Kyrkan i S Sandby. (2012). Kyrkogårdsförmän: per telefon den 12 april 2012.

Svenska Kyrkan i Veberöd. (2012). Kyrkogårdsföreståndare: per telefon den 25 april 2012.

SYSAV. (2012 b). Mängdcontroller: via mail den 18 april 2012.

Trädgårdstjänst. (2012). Via mail den 7 maj 2012.

Elektroniska källor

- Aronsson, M. (2006). *Faktablad - ängar och ängsvård*. Hämtat från Naturskyddsföreningen: <http://www.melicamedia.se/lie/pdf/angsfaktablad.pdf> den 14 maj 2012
- Avfall Sverige. (2011). *RAPPORT U2011:11, Volymvikter för Avfall*. Hämtat från Avfall Sverige: http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter_2011/U2011-11.pdf den 26 april 2012
- Bassham, J. (2012). *Photosynthesis*. Hämtat från Encyclopædia Britannica: <http://www.britannica.com/ludwig.lub.lu.se/EBchecked/topic/458172/photosynthesis> den 28 februari 2012
- Bioenergiportalen. (u.å.). *Flis som värmekälla*. Hämtat från JTI - Institutet för jordbruks- och miljöteknik: <http://www.bioenergiportalen.se/?p=2045> den 7 maj 2012
- Biogas Syd. (u.å.). *Gasbilar*. Hämtat från http://www.biogassyd.se/download/18.4c1b31c91325af4dad3800014809/Gasbilar_webb.pdf den 18 maj 2012
- Biogasportalen. (u.å. a). *Energiinnehåll*. Hämtat från Biogasportalen: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/VadArBiogas/Energiinnehall> den 7 maj 2012
- Biogasportalen. (u.å. b). *Substrat*. Hämtat från Biogasportalen: <http://www.biogasportalen.se/FranRavaraTillAnvandning/Produktion/Substrat> den 27 april 2012
- Birkedal, L. (2008). *Klimatbasutredning*. Hämtat från Lunds Kommun: <http://www.lund.se/Global/F%C3%B6rvaltningar/Kommunkontoret/Milj%C3%B6strategiska/klimatbas/Klimatbas%2028%20september%20klar%20liten.pdf?epslanguage=sv> den 11 april 2012
- Blom, A., & Johansson, C. (2006). *Utvecklingsplan för hantering av restprodukter inom Nationalstadsparken i Stockholm*. Hämtat från SLU: <http://publikationer.slu.se/Filer/KDFrapportny.pdf> den 26 april 2012
- Blomberg, A., & Burman, A. (2001). *Biodiversitet i städer*. Hämtat från SLU - Centrum för biologisk mångfald: <http://www.slu.se/Global/externwebben/centrumbildningar-projekt/centrum-for-biologisk-mangfald/Dokument/publikationer-cbm/cbm-skriftserie/skrift5.pdf> den 30 mars 2012
- Bot, A., & Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter*. Hämtat från Food and agriculture organization of the United Nations: <http://www.fao.org/docrep/009/a0100e/a0100e.pdf>
- Bucht, E., & Deak, J. (2009). *Klimatanpassning av Lunds stadskärna*. Hämtat från SLU: http://pub.epsilon.slu.se/3793/1/bucht_e_et_al_090615.pdf den 17 april 2012
- Burman, A. (1997). *Skottskog en framtida stadsskog?* Hämtat från Biodiverse: <http://www.biodiverse.se/articles/skottskog-en-framtida-stadsskog> den 10 maj 2012
- Durling, M., & Jacobsson, K. (2000). *Slätter av vägkanter med upptagande slagslätteraggregat, examensarbete*. Hämtat från SLU: http://www.bt.slu.se/lt_old/Meddelande/Me2000-05/Meddel.pdf den 28 april 2012
- Ellis, E. (2012). *Ecosystem*. Hämtat från The encyclopedia of the earth: <http://www.eoearth.org/article/Ecosystem> den 20 februari 2012
- Elmqvist, T., Folke, C., Colding, J., & Wirén, L. (2012). *Stadens ekosystem lever av andra ekosystem*. Hämtat från Miljöforskning: <http://miljoforskning.formas.se/sv/Nummer/Februari-2002/Innehall/Notiser/Stadens-ekosystem-lever-av-andra-ekosystem/> den 7 februari 2012
- Encyclopædia Britannica Online. (2012 a). *Carbon cycle*. Hämtat från Encyclopædia Britannica Online: <http://www.britannica.com/ludwig.lub.lu.se/EBchecked/topic/94883/carbon-cycle> den 7 maj 2012
- Encyclopædia Britannica Online. (2012 b). *Photosynthesis*. Hämtat från Encyclopædia Britannica Online: <http://www.britannica.com/ludwig.lub.lu.se/EBchecked/topic/458172/photosynthesis> den 7 maj 2012

- E-on. (u.å.). *Jämför din förbrukning*. Hämtat från E-on: <http://www.eon.se/privatkund/Energiradgivning/Bra-att-veta/Andras-elforbrukning/> den 17 maj 2012
- Eriksson, J., Mattsson, L., & Söderström, M. (2012). *Tillståndet i svensk åkermark och gröda, data från 2001-2007*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-6349-8.pdf> den 19 maj 2012
- Eslöv Lund Kraftvärmeverk AB. (2012). *Snabba fakta*. Hämtat från Eslöv Lund Kraftvärmeverk AB: <http://www.elkv.se/Privat/Lar-dig-mer/Anlagningen/Snabba-fakta/> den 17 maj 2012
- ESRI. (u.å.). *ESRI Developer Network*. Hämtat från ESRI: http://edndoc.esri.com/arcobjects/9.2/net/shared/geoprocessing/spatial_analyst_tools/how_maximum_likelihood_classification_works.htm den 10 maj 2012
- FAO. (1998). *Introduction to evapotranspiration*. Hämtat från Fao Corporate Document Repository: <http://www.fao.org/docrep/x0490e/x0490e04.htm> den 21 februari 2012
- Hasslöf, H. (2005). *Att anlägga en äng*. Hämtat från Nationellt resurscentrum för biologi och bioteknik: http://www.bioresurs.uu.se/pdf/Att_anlagga_en_ang.pdf den 14 maj 2012
- Hedblom, M., & Gyllin, M. (2009). *Övervakning av biologisk mångfald och friluftsliv - en metodstudie*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5974-3.pdf> den 24 april 2012
- Helldin, J.-O., Lennartsson, T., & Emanuelsson, U. (2009). *Biologisk mångfald och bioenergi i odlingslandskapet*. Hämtat från Convention on Biological Diversity: <http://www.cbd.int/agriculture/2011-121/SwedishboardAgriculture-sep11-sw.pdf> den 10 maj 2012
- Hiemstra, J., Schoenmaker - van der Bijl, E., & Tonneijck, A. (2008). *Trees – relief for the city*. Hämtat från Plant Publicity Holland: <http://edepot.wur.nl/20634> den 7 maj 2012
- Holmberg, J. (2005). *Dagvattenhantering i Djupbäckens avrinningsområde, examensarbete*. Hämtat från KTH: <http://umeva.se/download/18.33599b96112fc9281798000546/Examensarbete+Jonas+Holmberg.pdf> den 22 mars 2012
- Ihse, M., & Oostra, S. (2009). *Regionala landskapsstrategier - Ett rikt växt- och djurliv*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5855-5.pdf> den 24 april 2012
- Inghe, O. (2002). *Planering och utformning av miljöövervakningsprogram*. Hämtat från Naturvårdsverket: http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/handledning/utformn/plan_utform_prog.pdf den 4 maj 2012
- Isacs, L. (2011). *Räkna med ekosystemtjänster*. Hämtat från Naturskyddsföreningen: http://www.naturskyddsforeningen.se/upload/press/rakna_med_ekosystemtjanster.pdf den 20 11 2011
- Johansson, C. (2011). *Lokalt producerad bioenergi vid ekologisk uthållig parkskötsel*. Hämtat från SLU: http://pub.epsilon.slu.se/5849/1/johansson_c_110311.pdf den 28 april 2012
- Johansson, C., Persson, J., Schroeder, H., Gunnarsson, A., Hammer, M., & Gyllin, M. (2011). *Ekologisk uthållig parkskötsel*. Hämtat från SLU: http://pub.epsilon.slu.se/5851/1/johansson_et_al_110311.pdf den 28 april 2012
- Jönsson, M. (2007). *Parkavfall som biobränsle genom förbränning, examensarbete*. Hämtat från SLU: <http://ex-epsilon.slu.se:8080/archive/00001956/01/Biobr%C3%A4nsle.pdf> den 18 april 2012
- Klefbom, E. (2010). *Nagoya: Nattmangling gav historiskt miljöavtal*. Hämtat från Miljöaktuellt: <http://miljoaktuellt.idg.se/2.1845/1.349882/nagoya-nattmangling-gav-historiskt-miljoavtal> den 4 april 2012

- Lantmäteriet. (2012). *Tvådimensionella system - SWEREF 99, projektioner*. Hämtat från Lantmäteriet: http://www.lantmateriet.se/templates/LMV_Page.aspx?id=4219 den 11 maj 2012
- Linder, S., & Lindroth, A. (2001). *Kan skogen hjälpa oss att begränsa växthuseffekten?* Hämtat från Miljöforskning nr 2: <http://miljoforskning.formas.se/sv/Nummer/April-2001/Innehall/Artiklar/Kan-skogen-hjalpa-oss-att-begransa-vaxthuseffekten/> den 21 februari 2012
- Linné, M., Ekstrandh, A., Englesson, R., Persson, E., Björnsson, L., & Lantz, M. (2008). *Den svenska biogaspotentialen från inhemska restprodukter*. Hämtat från BioMil AB: http://www.biomil.se/publications.html?file=tl_files/.../biogaspotential.pdf&file=tl_files/biomil/publikationer/biogaspotential.pdf den 23 maj 2012
- LRV. (2011). *Miljö och hållbarhet 2011*. Hämtat från Lunds Renhållningsverk: <http://www.lund.se/Global/F%C3%B6rvaltningar/Lunds%20renh%C3%A5llningsverk/Broschyrer/MoHI2011w.pdf> den 17 april 2012
- Lunds kommun. (2006). *Grönstruktur- och Naturvårdsprogram*. Hämtat från Lunds Kommun: <http://www.lund.se/Bygga--bo/Stadsbyggnadsprojekt/Grönstruktur--och-Naturvårdsprogram/> den 29 mars 2012
- Lunds kommun. (2010). *ÖP 2010 - Översiktsplan för Lunds Kommun*. Hämtat från Lunds Kommun: <http://www.lund.se/Bygga--bo/Oversiktsplan/> den 3 april 2012
- USTRA. (2003). *LUSTR-programmet 2001 och 2002*. Hämtat från MISTRA: <http://www.mistra.org/download/18.70949694112f07101bc800048284/2002.pdf> den 23 februari 2012
- Länsstyrelsen i Skåne län. (2012). *Skånes framtida klimat*. Hämtat från Länsstyrelsen i Skåne län: <http://www.lansstyrelsen.se/skane/Sv/miljo-och-klimat/klimat-och-energi/klimatanpassning/forandrat-klimat/Pages/Skanes%20klimat.aspx> den 17 april 2012
- Melakari, A. (2005). *Aggregatstabilitet, jordbearbetning och fosforförluster i ett typområde på jordbruksmark, examensarbete*. Hämtat från SLU: http://epsilon.slu.se:8080/archive/00000545/01/Exarbete_A_Melakari_slutl.pdf den 19 april 2012
- Miljödepartementet. (2012). *Uppdrag till Naturvårdsverket att sammanställa information om ekosystemtjänster*. Hämtat från Regeringskansliet: <http://www.regeringen.se/sb/d/15767/a/184948> den 21 februari 2012
- Millennium Ecosystem Assessment Board. (2005). *Living Beyond Our Means*. Hämtat från Millennium Ecosystem Assessment: <http://www.maweb.org/documents/document.429.aspx.pdf> den 20 februari 2012
- Naturvårdsverket. (2006). *Naturen som kraftkälla*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8252-3.pdf> den 9 maj 2012
- Naturvårdsverket. (2007). *FN:s klimatpanel 2007: Den naturvetenskapliga grunden*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.ipcc.ch/pdf/reports-nonUN-translations/swedish/ar4-spm-wg1.pdf> den 4 april 2012
- Naturvårdsverket. (2010 a). *Konventionen om biologisk mångfald och svensk naturvård*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-6389-4.pdf> den 4 april 2012
- Naturvårdsverket. (2010 b). *Skog och mark 2010*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-1282-3.pdf> den 31 maj 2012
- Naturvårdsverket. (2011 a). *Svenska utsläpp av växthusgaser*. Hämtat från Naturvårdsverket: <http://www.naturvardsverket.se/Start/Klimat/Utslapp-av-vaxthusgaser/Statistik-och-trender/Svenska-utslapp/> den 22 maj 2012

- Naturvårdsverket. (2011 b). *Vad innebär biologisk mångfald?* Hämtat från Naturvårdsverket:
<http://www.naturvardsverket.se/Start/Naturvard/Biologisk-mangfald/Konventionen-om-biologisk-mangfald/Vad-innebar-biologisk-mangfald/> den 4 april 2012
- Nordberg, U., & Nordberg, Å. (2007). *Torrötning*. Hämtat från JTI: www.jti.se/uploads/jti/R-357UN.pdf den 27 april 2012
- Nowak. (1992). *Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees*. Hämtat från Science Direct:
http://www.sciencedirect.com/ludwig.lub.lu.se/science?_ob=MiamiImageURL&_cid=272592&_user=745831&_pii=S0301479783710170&_check=y&_origin=article&_zone=toolbar&_coverDate=31-Mar-1993&view=c&originContentFamily=serial&wchp=dGLzVlt-zSkzk&md5=85990a14a2aea293 den 6 mars 2012
- Rundqvist, G. (1996). *ML-metoden*. Hämtat från KTH: <http://www.math.kth.se/~goranr/ml3.pdf> den 10 maj 2012
- Sandström, U. G. (2002). *Grön infrastruktur i städer*. Hämtat från Miljöforskning:
<http://miljoforskning.formas.se/sv/Nummer/Februari-2002/Innehall/Notiser/Gron-infrastruktur-i-stader/> den 24 april 2012
- SCB. (2010). *Förändring av vegetationsgrad och grönytor inom tätorter 2000-2005*. Hämtat från SCB:
http://www.scb.se/Statistik/MI/MI0805/2005A01X/MI0805_2005A01X_SM_MI12SM1003.pdf den 4 april 2012
- SCB. (2011 a). *Fortsatt stor ökning av befolkning i tätorter*. Hämtat från SCB:
http://www.scb.se/Pages/PressRelease___317009.aspx den 4 april 2012
- SCB. (2011 b). *Transporter och kommunikationer*. Hämtat från SCB:
http://www.scb.se/statistik/_publikationer/OV0904_2011A01_BR_11_A01BR1101.pdf den 18 maj 2012
- SCB. (2012). *Sveriges yta mindre enligt ny beräkningsmodell*. Hämtat från SCB:
http://www.scb.se/Pages/PressRelease___330364.aspx den 28 maj 2012
- Siljan. (2012). *Våra produkter*. Hämtat från Siljan: <http://www.siljan.com/628.php> den 7 maj 2012
- Skogar, M. (2008). *Högvuxet gräs, examensarbete*. Hämtat från SLU: http://epsilon.slu.se:8080/archive/00002962/01/H%C3%B6gvuxet_gr%C3%A4s.pdf den 14 maj 2012
- SMHI. (2012). *2011 blev ett varmt år, både globalt och i Sverige*. Hämtat från SMHI:
<http://www.smhi.se/nyhetsarkiv/2011-blev-ett-varmt-ar-bade-globalt-och-i-sverige-1.19746> den 4 april 2012
- Ståhlberg, D., Karlton, E., Jacobsson, A., & Lennartsson, T. (2010). *Inlagring av kol i betesmark*. Hämtat från Jordbruksverket:
<http://www.miljomal.nu/Global/Aktuellt/Inlagring%20av%20kol%20i%20betesmark.pdf> den 29 02 2012
- Svenska Kommunförbundet. (2002). *Kommunernas väghållning och parkskötsel 2001*. Hämtat från SKL:
http://brs.skl.se/brsbibl/kata_documents/doc31184_1.pdf den 8 maj 2012
- Svensson, R. (1993). *Miljövänlig skötsel av gräsmatta*. Hämtat från SLU:
http://www.vaxteko.nu/html/sll/slu/forsoksresul_fritidsodl/FFF04/FFF04F.HTM den 8 maj 2012
- Svärd, D. (2011). *Lund i siffror*. Hämtat från Lunds Kommun:
<http://www.lund.se/Global/F%C3%B6rvaltningar/Kommunkontoret/Utvecklingsavd/Statistik%20om%20Lund/Lund%20i%20siffror/1102%20Lund%20i%20Siffror.pdf> den 12 april 2012
- SYSÄV. (2012 a). *Park- och trädgårdsavfall*. Hämtat från SYSÄV:
<http://www.sysav.se/Templates/StdPage.aspx?id=2347> den 28 april 2012

- Söderström, B. (2002). *Mångfald i staden: hur mycket och var?* Hämtat från FORMAS:
<http://proj.formas.se/detail.asp?arendeid=9512> den 4 april 2012
- UN. (2008). *United Nations expert group meeting on population distribution, urbanization, international migration and development*. Hämtat från Department of Economic and Social Affairs at the United Nations Secretariat: http://www.un.org/esa/population/meetings/EGM_PopDist/P01_UNPopDiv.pdf den 7 februari 2012
- UNEP. (2011). *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. Hämtat från The Economics of Ecosystems & Biodiversity:
<http://www.teebweb.org/ForLocalandRegionalPolicy/LocalandRegionalPolicyMakersChapterDrafts/tabid/29433/Default.aspx> den 20 februari 2012
- US EPA. (2011). *Reducing Urban Heat Islands: Compendium of Strategies, Trees and Vegetation*. Hämtat från United States Environmental Protection Agency:
<http://www.epa.gov/heatisd/resources/pdf/TreesandVegCompendium.pdf> den 5 april 2012
- WWF. (2008). *Living Planet Report 2008*. Hämtat från WWF:
http://awsassets.panda.org/downloads/living_planet_report_2008.pdf den 21 februari 2012
- WWF. (2010). *Living Planet Report 2010*. Hämtat från WWF:
<http://www.wwf.se/source.php/1348453/LPR%202011%20light.pdf> den 4 april 2012
- Zakrisson, J., Ekstrand, S., & Olshammar, M. (2003). *Fosfor- och kvävemodellering för avrinningsområden i relation till EU:s vattendirektiv (C21/02)*. Hämtat från IVL Svenska miljöinstitutet AB:
http://www.malaren.org/document/sagan_slutrapport.pdf den 22 mars 2012

Bilagor

Bilaga 1: Biomassaekvationer

Tabell 11.1. Sammanställning av de biomassaekvationer som använts i denna studie.

Art	Land	Giltigt DBH-intervall (cm)	r ²	Ekvation	Biomassa-enhet	DBH-enhet	Källa
Tysklönn	UK	3,5–28	0,995	$\ln(ABW) = -2,7018 + 2,5751 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Zianis et al, 2005)
Lind	UK	3,2–15	0,984	$\ln(ABW) = -2,6788 + 2,4542 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Zianis et al, 2005)
Ek	UK	4,5–52	0,99	$\ln(ABW) = -2,4232 + 2,4682 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Zianis et al, 2005)
Ask	UK	2,9–33	0,994	$\ln(ABW) = -2,4598 + 2,4882 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Zianis et al, 2005)
Pil	USA	2,5–70	0,953	$\ln(AB) = -2,2094 + 2,3867 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Jenkins et al, 2003)
Tall	USA	2,5–180	0,987	$\ln(AB) = -2,5356 + 2,4349 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Jenkins et al, 2003)
Gran	USA	2,5–250	0,988	$\ln(AB) = -2,0773 + 2,3323 \cdot \ln(DBH)$	kg	cm	(Jenkins et al, 2003)

DBH-intervallet avser det intervall på trädens diameter vid brösthöjd, alltså 1,3 meter ovanför marken, som ekvationerna är anpassade efter. ABW betyder vedartad biomassa ovan jord och AB betyder total biomassa ovan jord.

I första hand valdes ekvationer framtagna i Europa och på ungefär samma breddgrader som Lund. Om inte sådana ekvationer fanns att tillgå valdes andra ekvationer. Endast sådana ekvationer som kan användas för att beräkna den totala biomassan ovan jord baserat på trädens diameter vid brösthöjd inkluderades. Vid ett val bland flera ekvationer valdes de som var baserade på inventering av störst antal träd och där determinationskoefficienten, r², var så nära 1,0 som möjligt. Om r² är 1,0 betyder det att alla förändringar i y-led, det vill säga av biomassan i det här fallet, med hjälp av den matematiska modellen kan förklaras som förändringar i x-led, det vill säga av DBH. Värdet under 1,0 innebär att ekvationen inte helt och hållet förmår förklara sambandet mellan biomassan och DBH.

När det gäller lönn är skogslönn den vanligaste arten i Lund. Då ekvation för denna ej fanns valdes istället en ekvation för tysklönn (*Acer pseudoplatanus*).

Bilaga 2: Intervjufrågor

Frågor till aktörerna i biobränsleinventeringen

- Hur mycket park- och trädgårdsavfall genereras inom er verksamhet? Hur mycket består av kompostråvara och hur mycket består av bränsleråvara?
- Vad görs med avfallet idag? Används kompostmaterialet om sådant genereras?
- Känner du till andra aktörer som genererar park- och trädgårdsavfall i området?

Frågor till Erik Rånlund, renhållningsdirektör, Lunds kommun

- Hur stor del av avfallet som samlas in på LRVs återvinningscentraler (Genarp och Veberöd) utgörs av park- och trädgårdsavfall?
- Hur ser du på möjligheterna att införa uppdelad storting av kompost- respektive bränsleråvara? Hinder? Planer?

Frågor till Lars Brobeck, parkintendent Lunds kommun

- Kommer den samlokaliserade kompostanläggningen i Lund att kunna ta emot allt park- och trädgårdsavfall som genereras inom kommunen?
- Har man i Lund funderat på att förändra skötseln eller vegetationen så att mer biobränslen kan produceras?
- Är det lönsamt att producera mer biobränslen från grönytorna i staden?
- Hur ser man i Lund på insamling av gräsklipp?
- Hur ser man i Lund på omställning till ängsytor?
- Hur ser man i Lund på att införa hamlingsskogar?
- Tror du att det i framtiden kan bli lönsamt med biobränsleproduktion i staden med tanke på ökad efterfrågan på bioenergi och stigande flispriser?

Bilaga 3: Densiteter för olika typer av park- och trädgårdsavfall

Tabell 11.2. Sammanställning av olika densiteter för park och trädgårdsavfall.

Avfallsfraktion	Densitet (kg/m ³)
Enbart jord	800 (Avfall Sverige, 2011)
Gräs, ogräs, jord	400 (Avfall Sverige, 2011)
Gräs, flis och trädgårdsavfall	300 (Blom & Johansson, 2006)
Kompost	250 (Svenska Kyrkan i Veberöd, 2012)
Kompost	600 (Blom & Johansson, 2006)
Löv	200 (Avfall Sverige, 2011)
Ris	150 (Avfall Sverige, 2011)
Ris	330 (Svenska Kyrkan i Veberöd, 2012)

Bilaga 4: Analys av tematisk noggrannhet – beskrivning

För att beräkna kappa genereras slumpmässiga utvärderingspunkter i kartan. I detta exempel genererades 30 stycken. Sedan skapas en korstabell, Matris A, med klassen enligt kartan på raderna och klassen i verkligheten i kolumnerna, se nästa sida. För varje punkt noteras sedan huruvida den är belägen inom samma klass, i detta fall vegetationstäckt och hårdgjord yta, både i verkligheten och på kartan. I detta fall var 9 och 6 punkter inom vegetation respektive hårdgjord yta både på kartan och i verkligheten.

Andelen korrekt karterade punkter är därmed $9/30=0,3$ och $6/30=0,2$, det vill säga $P_{ii}=0,3+0,2=0,5$. Hälften är korrekt karterade.

Sedan beräknas sannolikheten att en punkt skulle klassas rätt om klassningen var helt slumpmässig:

I verkligheten är 12 av 30 punkter inom vegetation. Sannolikheten att en punkt är inom vegetation i verkligheten är alltså $12/30=0,4$. I verkligheten är 18 av 30 punkter inom hårdgjorda ytor vegetation. Sannolikheten att en punkt är inom hårdgjorda ytor i verkligheten är alltså $18/30=0,6$

På kartan är 21 av 30 punkter inom vegetation. Sannolikheten att en punkt är inom vegetation på kartan är således $21/30=0,7$. På kartan är 9 av 30 punkter inom vegetation. Sannolikheten att en punkt är inom vegetation på kartan är således $9/30=0,3$.

Sannolikheten att en punkt av slumpen skulle vara inom vegetation både på kartan och i verkligheten är således $0,4 \cdot 0,7=0,28$. Sannolikheten att en punkt av slumpen skulle vara inom hårdgjorda ytor både på kartan och i verkligheten är således $0,6 \cdot 0,3=0,18$.

Vid en helt slumpmässig kartering skulle alltså följande punkter bli korrekt karterade:

$Q_{ii}=0,28+0,18=0,46$, det vill säga något färre än hälften.

Kappa beräknas sedan enligt:

$$\kappa = \frac{P_{ii} - Q_{ii}}{1 - Q_{ii}} = \frac{0,5 - 0,46}{1 - 0,46} = 0,07$$

Vid en perfekt klassning blir kappa 1 och vid en helt slumpmässig fördelning blir kappa 0. Denna klassning var alltså endast något bättre än en slumpmässig klassning.

Uträkningarna kan också göras med hjälp av matriser. B-matrisen skapas då genom att beräkna produkten av marginalsummorna i A-matrisen. En P-matris skapas sedan genom att dividera alla elementen i A-matrisen med antalet utvärderingspunkter (30 i detta fall). Diagonalen i P-matrisen innehåller på så vis andelen korrekt karterade punkter inom varje klass. En Q-matris skapas sedan genom att dividera B-matrisen med dess totala marginalsumma, det vill säga värdet längst ner till höger (900 i detta fall). Diagonalen i Q-matrisen innehåller på så vis andelen förväntade punkter vid en slumpmässig klassning.

Diagonalen i P- och Q-matriserna summeras sedan för att få P_{ii} och Q_{ii} . Sedan används samma formel som ovan för att beräkna kappa.

Tabell 11.3. De matriser som används vid analysen av tematisk noggrannhet.

Matris A			
	Veg	Hård	Tot
Veg	9	12	21
Hård	3	6	9
Tot	12	18	30
Matris B			
	Veg	Hård	Tot
Veg	252	378	630
Hård	108	162	270
Tot	360	540	900
Matris P			
	Veg	Hård	Tot
Veg	0,3	0,4	0,7
Hård	0,1	0,2	0,3
Tot	0,4	0,6	1,00
Matris Q			
	Veg	Hård	Tot
Veg	0,28	0,42	0,7
Hård	0,12	0,18	0,3
Tot	0,4	0,6	1,00

Bilaga 5: Klassning av grönytor och analys av tematisk noggrannhet

Andelen grönyta i beräkningarna av marktypernas kolförråd baserades på den klassning som stämde bäst överrens med verkligheten enligt analysen av tematisk noggrannhet, det vill säga hade ett kappvärde så nära 1 som möjligt. Då analysen av tematisk noggrannhet gav samma resultat för båda klassningarna beräknades ett medelvärde för grönyteutbredningen.

Grönytorernas utbredning inom respektive marktyp beräknades genom att multiplicera andelen grönyta från den mest korrekta klassningen med den totala ytan av varje marktyp. Den totala grönytan utgör enligt denna beräkning nästan 64 % av tätorten.

Tabell 11.4. Sammanställning av de olika marktyperna, dess grönyteandelar enligt IR- och ortofotot samt resultatet av analysen av tematisk noggrannhet.

Marktyp	Yta (km ²)	Andel grönyta enligt ortofoto (%)	Kappa ortofoto	Andel grönyta enligt IR-foto (%)	Kappa IR-foto	Utbredning grönyta (km ²)
Annan öppen mark	10,10	70	0,84	46	0,61	7,07
Barr- och blandskog	0,032	97	1	68	0,06	0,03
Hög bebyggelse	2,32	56	0,73	26	0,51	1,30
Industriområde	3,10	34	0,84	15	0,47	1,05
Låg bebyggelse	7,41	60	0,86	32	0,68	4,45
Lövskog	1,74	94	0,94	62	0,15	1,64
Sluten bebyggelse	0,78	36	0,47	11	0,67	0,09
Torg	0,025	33	0,71	10	0,90	0
Vatten	-	-	-	-	-	-
Åker	2,70	87	0,63	81	0,63	2,27
Totalt	28,21	64		41		17,89

Bilaga 6: Beräkning av det samlade kolförrådet

Nedan presenteras resultatet av det beräknade kolförrådet för samtliga provytor, samt totalvärden.

Tabell 11.5. Kolförrådet i Lunds tätort.

Område	Inventerat område	C/m ² (kg)	Total grönyta (m ²)	Kol, torg (kg)	Kol (kg)
Annan öppen mark		3,02	7070000		21362000
Barr- och blandskog		12,68	31300		397000
	Kolonivägen	14,13			
	4H ÖT	11,22			
Hög bebyggelse		1,33	1299200		1721000
	Hotel Djingis Kahn	0,79			
	Linero 1	1,26			
	Linero 2	1,48			
	Vipeholm	0,93			
	Plåtslagarevägen	1,20			
	Järnåkravägen	2,29			
Industriområde		0,52	1054000		546000
	Kolonivägen	0,24			
	Skiffervägen	0,56			
	Kalkstensvägen	0,63			
	Nova	0,59			
	Mobiliarondellen	0,28			
	Sölvegatan	0,81			
Låg bebyggelse		2,73	4446000		12501000
	Annehem	1,79			
	Hardebergaspåret	3,22			
	Hövdingavägen	3,39			
	Päronvägen	1,39			
	Nektarinvägen	0,68			
	Väster	6,55			
	Gunnesbo	1,13			
	Hantverk/vävaregatan	3,52			
	Linero	3,37			
	Vegagatan 1	2,93			
	Vegagatan 2	2,96			

Område	Inventerat område	C/m ² (kg)	Total grönyta (m ²)	Kol, torg (kg)	Kol (kg)
Lövskog		9,36	1635600		15306000
	Möbiliarondellen	2,32			
	Sankt Hans 1	16,67			
	Sankt Hans 2	15,67			
	Sankt Lars väg	6,37			
	Dalbyvägen	5,76			
Sluten bebyggelse		3,51	85800		301000
	Gyllenkroks allé	4,20			
	Sankt Petri kyrkogata	2,81			
Torg			2460		53000
	Mårtenstorget			3372	
	Botulfsplatsen			43	
	Stortorget			1898	
	Hårlemans plats			783	
	Clemenstorget			46667	
Åker		0,16	2268000		363000
	Lunds Energi	0,14			
	Väster	0,14			
	Nöbbelöv	0,14			
	Sandbyvägen	0,24			
	Råbyvägen	0,14			
Summa					52550000

I ovanstående tabell listas samtliga provytor som inventerades. Eftersom den totala ytan av marktypen Torg var så liten inventerades inga provytor utan samtliga grönytor på Lunds fem torg. Att definiera provytor inom Annan öppen mark är mycket svårt eftersom den består av blandade ytor. Därför antogs att denna har samma sammansättning som grönskan i resten av staden, det vill säga 38,9 % Industriområde, 29,1 % Hög bebyggelse, 21,8 % Lövskog, 9,8 % Sluten bebyggelse samt 0,4 % Barr- och blandskog. Då det enligt ortofotot är tydligt att Annan öppen mark inte består av Låg bebyggelse, Torg, Vatten eller Åker har dessa marktyper uteslutits.

Då samtliga provytor inventerats beräknades kolinnehållet i vegetationen. Kolhalten i gräs respektive snårigheter har antagits vara 0,14 respektive 1,8 kg C/m² och för gräs och snårigheter användes därmed följande beräkningar:

$$m_{C,gräs} = A_{gräs} \cdot 0,14, \quad m_{C,snår} = A_{snår} \cdot 1,8.$$

För att beräkna biomassan i träd användes biomassaekvationer med utgångspunkt i trädens diameter vid brösthöjd (DBH), se bilaga 1, *Biomassaekvationer*. I beräkningarna eftersträvades en artsammansättning liknande den i Lunds tätort. Utgångspunkten var fördelningen av de fem vanligaste trädarterna: 40 % lönn, 30 % lind samt 10 % vardera av ek, ask och pil. Därför var avsikten att beräkna biomassan hos varje träd genom följande ekvation:

$$m_{träd} = 0,1 \cdot m_{pil}(DBH) + 0,1 \cdot m_{ask}(DBH) + 0,3 \cdot m_{lind}(DBH) + 0,4 \cdot m_{lönn}(DBH) + 0,1 \cdot m_{ek}(DBH).$$

Detta var dock inte möjligt på grund av att vissa av biomassaekvationerna var begränsade till vissa DBH-intervall. Istället beräknades biomassan enligt artfördelningen i tabell 11.6 nedan. Detta innebär exempelvis att arten pil blir överrepresenterad.

Tabell 11.6. Artfördelning vid biomassaberäkningar.

DBH (cm)	Använd ekvation (art)
2,5–2,8	1*(Pil)
2,9–3,1	0,5*(Pil)+0,5*(Ask)
3,2–3,4	0,2*(Pil)+0,2*(Ask)+0,6*(Lind)
3,5–4,4	(1/9)*(Pil)+(1/9)*(Ask)+(3/9)*(Lind)+(4/9)*(Lönn)
4,5–14,9	(0,1)*(Pil)+(0,1)*(Ask)+(0,3)*(Lind)+(0,4)*(Lönn)+(0,1)*(Ek)
15–27,9	(1/7)*(Pil)+(1/7)*(Ask)+(4/7)*(Lönn)+(1/7)*(Ek)
28–32,9	(1/3)*(Pil)+(1/3)*(Ask)+(1/3)*(Ek)
33–51,9	0,5*(Pil)+0,5*(Ek)
52–70	1*(Ek)
>70,1	0,5*(Gran)+0,5*(Tall)

För att även inkludera biomassan under jord multiplicerades samtliga biomassor med 1,25 eftersom rötterna kan antas utgöra 20 % av den totala biomassan (root-to-shoot-faktorn). De biomassaekvationer som ej inkluderar lövverk, det vill säga ask, lind, lönn och ek, multiplicerades även med 1,038 för att inkludera lövverket som kan antas utgöra 3,7 % av den totala biomassan (lövverksfaktorn). Sambandet mellan stamomfånget (DBH) och biomassan är något lägre för träd i stadsmiljö än för skogsträd och därför multiplicerades den totala biomassan hos samtliga arter med en faktor på 0,8 för att kompensera för detta (stadsmiljöfaktorn). Eftersom kol normalt utgör ungefär hälften av den totala torra biomassan fås sedan kolmassan genom att multiplicera med 0,48 för lövträd och 0,42 för barrträd (kolfaktorn).

För ett träd med en DBH på 4,5 cm innebär detta således att biomassan beräknades enligt:

$$\begin{aligned}
 m_{C, träd(4,5)} &= a \cdot b \cdot c \\
 &\cdot \left(0,1 \cdot m_{pil} + d \cdot (0,1 \cdot m_{ask} + 0,3 \cdot m_{lind} + 0,4 \cdot m_{lönn} + 0,1 \cdot m_{ek}) \right) \\
 &= 1,25 \cdot 0,8 \cdot 0,48 \\
 &\cdot \left(0,1 \cdot e^{-2,2094+2,3867 \cdot \ln(4,5)} + 1,038 \cdot (0,1 \cdot e^{-2,4598+2,4882 \cdot \ln(4,5)} + 0,3 \right. \\
 &\cdot e^{-2,6788+2,4542 \cdot \ln(4,5)} + 0,4 \cdot e^{-2,7018+2,5751 \cdot \ln(4,5)} + 0,1 \\
 &\cdot e^{-2,4232+2,4682 \cdot \ln(4,5)}) \left. \right)
 \end{aligned}$$

Där a=root-to-shoot-faktorn, b=lövverksfaktorn, c=stadsmiljöfaktorn och d=kolfaktorn.

Samtliga träd på en provyta summerades sedan och adderades till biomassorna för gräs och snår. Sedan dividerades summan med provytans grönytearea för att få kolförrådet i kg/m².

Exempel Sankt Hans 2 (Lövskog):

$$m/A_{C, Sankt\ Hans\ 2} = \frac{m_{C, gräs} + m_{C, snår} + m_{C, träd}}{A_{grön(provyta)}} = \frac{0 + 0 + 877}{56} = 15,67 \text{ kg/m}^2$$

Kolförrådet i varje marktyp togs sedan fram genom att beräkna medelvärdet av kolförrådet i dess provtytor. Detta värde multiplicerades sedan med grönyteutbredningen inom marktypen för att få dess totala kolförråd.

Exempel Lövskog:

$$m_{C, \text{lövskog}} = \frac{m/A_{C, \text{Mobilia}} + m/A_{C, \text{SH1}} + m/A_{C, \text{SH2}} + m/A_{C, \text{StLars}} + m/A_{C, \text{Dalbyv}}}{5} \cdot A_{\text{grön(lövskog)}} = \frac{2,32 + 16,67 + 15,67 + 6,37 + 5,76}{5} \cdot 1635600 = 15306 \text{ ton}$$

Till sist summerades kolförrådet i samtliga marktyper för att få hela tätortens kollagring:

$$m_{C, \text{tätort}} = m_{C, \text{annan}} + m_{C, \text{låg}} + m_{C, \text{industri}} + m_{C, \text{åker}} + m_{C, \text{hög}} + m_{C, \text{lov}} + m_{C, \text{sluten}} + m_{C, \text{torg}} + m_{C, \text{barr}} = 21362 + 12501 + 546 + 363 + 1721 + 15306 + 301 + 53 + 397 = 52550 \text{ ton}$$

Det genomsnittliga kolförrådet per hektar fås sedan genom att dividera den totala kollagringen med Lunds tätorts yta:

$$\text{Genomsnittlig kollagring: } \frac{52550 \text{ ton}}{2821 \text{ hektar}} \approx 19 \text{ ton/hektar}$$

För att beräkna hur mycket koldioxid det lagrade kolet motsvarar används kol- och syreatomernas atommassor. En kolatom väger 12u och en syreatom väger 16u, vilket innebär att följande koldioxidmängd bildas om allt lagrat kol förbränns:

$$m_{CO_2} = \frac{52550 \text{ ton}}{12/(16 + 16 + 12)} = \frac{52550 \text{ ton}}{0,27} \approx 192700 \text{ ton}$$

Den genomsnittliga koldioxidlagringsförmågan per hektar fås genom att dividera den totala kollagringen med Lunds tätorts yta:

$$\text{Genomsnittlig koldioxidlagring: } \frac{192700 \text{ ton}}{2821 \text{ hektar}} \approx 68 \text{ ton/hektar}$$

Den genomsnittliga koldioxidlagringsförmågan per person fås genom att dividera den totala kollagringen med Lunds tätorts befolkning. Befolkningen i Lunds kommun består av ungefär 110500 invånare, varav ungefär 75 % bor i tätorten.

$$\text{Genomsnittlig koldioxidlagring: } \frac{192700 \text{ ton}}{0,75 \cdot 110500 \text{ invånare}} \approx 2,3 \text{ ton/invånare}$$

I Sverige upptas 1,3 % av den totala landytan av tätorter. Då Sveriges totala landareal uppgår till cirka 407 340 km² (SCB, 2012) innebär detta följande tätortsyta:

$$\text{Tätortsyta: } 0,013 \cdot 407340 \text{ km}^2 \approx 5300 \text{ km}^2$$

Om kolförrådet i övriga tätorter ligger på samma nivå som i Lund innebär detta följande:

$$\text{Total kollagring: } 530000 \text{ ha} \cdot 19 \text{ ton/ha} = 10070000 \text{ ton}$$

$$\text{Total koldioxidlagring: } 530000 \text{ ha} \cdot 68 \text{ ton/ha} = 36040000 \text{ ton}$$

Bilaga 7: Inventering och beräkning av park- och trädgårdsavfallet i Lunds kommun

Nedan presenteras de aktörer som kontaktats, samt deras park- och trädgårdsavfallsmängder. Flera av aktörerna låter andra aktörer ta hand om deras avfall, vilket i så fall beskrivs under rubriken *Kommentar*. Kommentaren *Inget svar* används i de fall aktören inte har svarat på antingen skickade mail eller telefonsamtal.

Tabell 11.7. Park- och trädgårdsavfallsmängder i Lunds kommun.

Aktör	Bränsle- råvara (ton)	Bränsle- råvara (m3)	Kom- post- råvara (ton)	Kom- post- råvara (m3)	Bland- ning (ton)	Bland- ning (m3)	Kommentar
AFB							Buskage sköts av Mark & Parkbolaget och ingår i deras statistik. Gräsytor sköts av Skanska men eftersom gräsklipp ej samlas in genereras i princip inget avfall (AFB, 2012).
Akademiska hus							Ingår i LRVs statistik (Akademiska Hus, 2012).
Alexandras träd- och trädgårdsvård							Inget svar.
Alias arborist							Endast små mängder vedartat material där mycket ingår i SYSAVs statistik. En liten del körs till SYSAV Malmö, men oklart hur mycket (Alias Arborist, 2012).
Aperte trädgård							Ingår i SYSAVs statistik (Aperte Trädgård, 2012).
Arnes Allservice							Inget svar.
Björkhaga plantskola Veberöd				25 (20- 30)			Tar emot en del av Svenska Kyrkan i Veberöds kompost (Björkhaga plantskola, 2012).
Botaniska trädgården						100	Allt material återanvänds inom trädgården (Botaniska trädgården, 2012).
Green Landscaping							Allt körs till Miljöfabriken i Oxie, oklart hur stora mängder (Green Landscaping, 2012).
GTB Dalby							Inget svar.
HSB							En del körs till anläggningen vid St Hans och ingår då i "Övriga". En del ingår i SYSAVs statistik. Mycket liten mängd komposteras (HSB, 2012).

Aktör	Bränsle- råvara (ton)	Bränsle- råvara (m3)	Kom- post- råvara (ton)	Kom- post- råvara (m3)	Bland- ning (ton)	Bland- ning (m3)	Kommentar
Jörgens plantskola Genarp							Inget svar.
KL-gruppen		1110		1417			Lämnar allt till anläggningen vid St Hans (Andersson-Espling, 2012 b)
Kultur- & fritidsförvaltning en							Lämnar allt till anläggningen vid St Hans och ingår då i ”Övriga” (Andersson-Espling, 2012 b).
LKF		586		1384			Lämnar allt till anläggningen vid St Hans (Andersson-Espling, 2012 b).
Lunds Renhållningsverk (LRV) - insamling					5711		Total insamling från villor och containrar i Lund, Dalby, S. Sandby, Genarp och Veberöd. Körs sedan till SYSAVs kompost i Malmö eller till St Hans (LRV, 2012).
Lunds Renhållningsverk (LRV) – ÅVC Veberöd och Genarp					303		Beräknat värde. Körs sedan till SYSAVs kompost i Malmö (Rånlund, 2012).
Lundafastigheter							Ingår i Markentreprenads statistik (Lundafastigheter, 2012).
Lunds Kommuns Parkerings AB							Lämnar allt till anläggningen vid St Hans och ingår då i ”Övriga” (Andersson-Espling, 2012 b).
Lunds Universitet							Ingår i Markentreprenads och SYSAVs statistik (Lunds Universitet, 2012).
Mark & Parkbolaget		4420		676			Lämnar allt till anläggningen vid St Hans (Andersson-Espling, 2012 b)
Markentreprenad		4909		1984			Lämnar allt till anläggningen vid St Hans (Markentreprenad, 2012).
Mikael & Peters trädgårdsservice							Inget svar.
Regionfastigheter							Ingår i Green Landscapings statistik (Regionfastigheter, 2012).

Aktör	Bränsle- råvara (ton)	Bränsle- råvara (m3)	Kom- post- råvara (ton)	Kom- post- råvara (m3)	Bland- ning (ton)	Bland- ning (m3)	Kommentar
Riksbyggen							Ingår i SYSAVs statistik (Riksbyggen, 2012).
Servicepoolen		14		280			Lämnar allt till anläggningen vid St Hans (Andersson-Espling, 2012 b)
Skolgårdar							Ingår i Markentreprenads och Green Landscapings statistik (Lunds kommun, 2012).
Skånsk trädgårdsservice							Inget svar.
Sankt Hansgården							Lämnar allt till kompostanläggningen vid St Hans och ingår då i "Övriga" (Andersson-Espling, 2012 b)
Statens Fastighetsverk							Ingår i Green Landscapings statistik (Statens Fastighetsverk, 2012)
Stångby Plantskola							Inget svar.
Svenska Kyrkan Dalby							Ingår i LRVs statistik (Svenska Kyrkan i Dalby, 2012).
Svenska Kyrkan Genarp							Ingår i LRVs statistik (Svenska Kyrkan i Genarp, 2012).
Svenska Kyrkan Lund				75 (50-100)			Kompost körs till SYSAV Malmö. Vedartat flisas och tas hem av personal, oklar mängd (Svenska Kyrkan i Lund, 2012).
Svenska Kyrkan S Sandby		55 (50-60)		80			Bränsleråvara körs till SYSAV Malmö och komposteringen sköts på plats (Svenska Kyrkan i S Sandby, 2012).
Svenska Kyrkan Veberöd	4		3				Körs till SYSAV Malmö (Björkhaga plantskola, 2012; Svenska Kyrkan i Veberöd, 2012).
Sydskaånes Avfallsaktiebolag (SYSAV) - ÅVC Gastelyckan					2917		Körs sedan till SYSAVs kompost i Malmö (SYSAV, 2012 b).
Sydskaånes Avfallsaktiebolag (SYSAV) - ÅVC Gunnesbo					1828		Körs sedan till SYSAVs kompost i Malmö (SYSAV, 2012 b).

Aktör	Bränsle-råvara (ton)	Bränsle-råvara (m ³)	Kompost-råvara (ton)	Kompost-råvara (m ³)	Blandning (ton)	Blandning (m ³)	Kommentar
Trädgårdsservice							Inget svar.
Trädgårdsteamet							Inget svar.
Trädgårdstjänst							Det mesta ingår i SYSAVs eller LRVs statistik (Trädgårdstjänst, 2012).
Övriga		249		202			Aktörer som använder anläggningen vid St Hans då de arbetar på kommunens uppdrag (Andersson-Espling, 2012 b).
Summa	4	11343	3	6123	10759	100	

Lunds Renhållningsverk (LRV) har ingen statistik över hur stor del av avfallet som lämnas in på återvinningscentralerna som är park- och trädgårdsavfall. Därför har det i denna studie antagits att avfallet på LRVs återvinningscentraler har samma proportioner som avfallet på SYSAVs återvinningscentraler:

Kompostmaterial SYSAV: 2917 + 1828 = 4745 ton.

Total avfallsmängd SYSAV: 13752 ton. *Andel:* $\frac{4745}{13752} = 35\%$ (LRV, 2011).

Total avfallsmängd LRV: 879 ton. *Kompostmaterial LRV:* $0,35 \cdot 879 = 303$ ton.

Det har även antagits att det blandade avfallet har samma volymsammansättning som det avfall som inkommer till anläggningen vid Sankt Hans backar, det vill säga 53 % bränsleråvara och 47 % kompostråvara. Detta innebär en massasammansättning på 36 % bränsle- och 64 % kompostråvara, vilket ger följande massor:

Blandad volym: $V_{bränsle} = 0,53 \cdot 100m^3 = 53m^3$, $V_{kompost} = 0,47 \cdot 100m^3 = 47m^3$

Blandad massa: $m_{bränsle} = 0,36 \cdot 10759 = 3873$ ton, $m_{kompost} = 0,64 \cdot 10759 = 6886$ ton

För att omräkna samtliga totalvolym till massor har det antagits att fraktionerna bränsle- och kompostråvara har densiteterna 150 kg/m³ respektive 300 kg/m³:

$m_{bränsle} = \rho \cdot V = \frac{150kg}{m^3} \cdot (11343 + 53) = 1709$ ton, $m_{kompost} = \rho \cdot V = \frac{300kg}{m^3} \cdot (6123 + 47) = 1851$ ton

Ovanstående ger följande totalmassor:

$m_{tot,bränsle} = 4 + 1709 + 3873 = 5586$ ton

$m_{tot,kompost} = 3 + 1851 + 6886 = 8740$ ton

Omräknat till volymer motsvarar detta:

$V_{tot,bränsle} = \frac{5586000 kg}{150kg/m^3} \approx 37300m^3$

$$V_{tot, kompost} = \frac{8740000kg}{300kg/m^3} \approx 29100m^3$$

Antagande: Park- och trädgårdsavfall har en TS-halt på 60 % och torrsubstansen har i sin tur en VS-halt på 60 %. Metanutbytet vid rötning är 250 m³ CH₄/ton VS och energiinnehållet i en normal kubikmeter metangas är 9,97 kWh:

$$V_{CH_4} = 0,6 \cdot 0,6 \cdot 8740 \text{ ton} \cdot 250m^3/\text{ton} = 786600 m^3 CH_4$$

$$E_{CH_4} = 786600 m^3 \cdot 9,97 kWh/m^3 = 7840MWh$$

Energiinnehållet i GROT-flis med en fukthalt på 35 till 55 % är 2,5 kWh/kg:

$$E_{flis} = 5586000 kg \cdot 2,5 kWh/kg = 13970MWh$$

För att tydliggöra resultatet antas att metangasen används som fordonsgas och att flisen förbränns och bildar fjärrvärme i ett kraftvärmeverk. Därför antas att genomsnittliga körsträckan för en personbil är 1454 mil/år och att en gasbil förbrukar ungefär 0,7 m³ metangas per mil. Vidare antas att verkningsgraden i en kraftvärmearläggning som genererar el och värme är 92 % och att energiförbrukningen för uppvärmning av en normalstor villa ligger på 15 MWh per år.

$$V_{CH_4/\text{år}, personbil} = 1454 \text{ mil} \cdot 0,7m^3 = 1018m^3$$

$$Personbilar_{CH_4} = \frac{786600m^3}{1018m^3} \approx 770$$

$$E_{flis} = 0,92 \cdot 13970 MWh = 12850 MWh$$

$$Villor_{flis} = \frac{12850 MWh}{15 MWh} \approx 860$$

