



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 14026

Examensarbete 30 hp  
Mars 2015

# Ekosystemtjänstbedömningar

Utvärdering av metodik för att synliggöra  
värdet av naturen inom stadsplanering

---

Håkan Emilsson



## Referat

### **Ekosystemtjänstbedömningar: Utvärdering av metodik för att synliggöra värdet av naturen inom stadsplanering.**

*Håkan Emilsson*

Syftet med studien var att utveckla och testa en arbetsgång för att synliggöra värdet av naturen för yrkesutövare inom kommunal planering. En grundlig litteraturstudie genomfördes och kompletterades med intervjuer och observationer. Ramverk för ekosystemtjänstbedömningar analyserades och kombinerades med metoder inom samhällsplanering för att bedöma sociala och ekologiska förhållanden. En arbetsgång utarbetades och metoder bedömdes genom att tillämpa dem i en fallstudie på området Åstråket i Uppsala. Erfarenheter från fallstudien sammanställdes för att utveckla arbetsgången.

Komplexa bedömningar identifierades och förenklades för att arbetsgången skulle bli praktiskt användbar. En lista med relevanta urbana ekosystemtjänster sammanställdes. Elva aktiviteter valdes och delades in i blocken *planering*, *nulägesanalys* och *redesign*. I planeringskedet användes aktiv medborgardialog för att kartlägga användarnas behov och utifrån dem formulera mål för förändringsprocessen. I nulägesanalysen bedömdes i hur stor omfattning ekosystemtjänsterna nyttjades och hur stor potentialen var för att öka nyttjandet av dem utan att överstiga områdets biofysiska förutsättningar. De olika ekosystemtjänsterna i området värderades efter hur väl de bidrog till att uppnå utpekade mål för området. I designsteget användes social-ekologisk urbanism för att skapa en design som kommer öka värdet av ekosystemtjänsterna för användarna av området. Pildiagram användes för att visa hur den föreslagna designen stödjer arter i ekosystemet som genererar ett ökat värde av prioriterade ekosystemtjänster och bidrar till uppfyllelse av målen i området.

Studien visade att värdet av ekosystem kan synliggöras genom att visa hur olika aktörer bidrar till måluppfyllelse. Metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster bedömdes inte representera fundamentala social-ekologiska relationer. Identifierade metoder för sociala bedömningar kunde inte testas fullt ut i fallstudien på grund av att samråd precis hade genomförts för aktuellt planförslag. Antaganden som var viktiga för att förenkla ekosystemtjänstbedömningen var att 1) en bred definition av värde användes, inte bara monetär, och att 2) fokus var på att öka värdet av ekosystemtjänsterna snarare än ersätta vissa tjänster med andra. För att förbättra metoden behövs mer kunskap om social-ekologiska relationer, en bred debatt om värderingar och en överenskommelse om en standardiserad uppsättning av indikatorer. Ekosystemtjänster kan även användas som ett pedagogiskt hjälpmedel för att lära ut system-tänkande, komplexitet och en mångfald av värden.

**Nyckelord:** ekosystemtjänstbedömning, biologisk mångfald, ekosystemtjänst, stadsplanering, urban social-ekologisk design, resiliens, hållbar utveckling.

*Institutionen för geovetenskap, Uppsala Universitet (UU).  
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige.*



## Abstract

**Ecosystem service assessments: evaluation of methodology to assess and represent the value of nature in urban planning.**

*Håkan Emilsson*

The purpose of this study was to analyze and develop a workflow for assessing and representing the value of ecosystems to professionals involved in municipal planning. A thorough literature review was conducted and supplemented by interviews and observations. Frameworks for ecosystem service assessments were analyzed and combined with methods in urban planning in order to assess social and ecological conditions. A workflow was set up and methods were evaluated by applying them to a case study in the area Åstråket in Uppsala. Experience from the case study was compiled in order to improve the workflow.

Complex assessments were identified and simplified for the method to be useful for practitioners. A list of relevant urban ecosystem services was compiled. Eleven activities were chosen and divided into three blocks: planning, situation analysis and redesign. In the planning phase strong civil dialogue would be used to identify user needs and based on them formulate goals for the planned change. In the situation analysis the extent to which ecosystem services were utilized, and how much potential there were to increase the use of them without exceeding the area's biophysical conditions, were assessed. The different ecosystem services in the area were evaluated according to how well they helped to achieve designated goals for the area. In the design stage social-ecological urbanism were used to create a design that will increase the value of ecosystem services for the users of the site. Arrow diagram were used to show how the proposed design supports species in the ecosystem that generates an increased value of the prioritized ecosystem services and contribute to achieving the objectives of the area.

The study showed that the value of ecosystem could be made visible by showing how different actors contribute to goal achievement. The methods for quantifying ecosystem services are still trivial and ignore some fundamental social-ecological relations. The methods for social assessments could not be fully tested in the case study because there was ongoing consultation on a plan proposal that prevented any interviews with the users to be done. Assumptions that were important to simplify ecosystem service assessment were that 1) a broad definition of value was used, not just monetary, and that 2) the focus was on increasing the value of ecosystem services rather than replacing some services with others. To improve the method more knowledge on social-ecological interactions is required, a broader discussion about values need to be raised and a more standardized set of indicators needs to be agreed upon. Ecosystem services can also be used as a pedagogical tool for learning about systems thinking, complexity and a diversity of values.

**Keywords:** ecosystem service assessment, biodiversity, sustainable development, urban planning, livable cities, socio-ecological design, resilience.

*Institutionen för geovetenskap, Uppsala Universitet (UU).  
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala, Sverige.*



## Förord

Under den här studien har jag fått chansen att tränga in i den djupa ekologin genom tänkare som Costanza, Meadow, Dailey, Odum och Hollings. De har stundom arbetat i motvind för att synliggöra samband och förändringar i sin tid som de funnit i världen som omgivit dem. De har också valt att ta ställning för livets mångfald som kännetecknar djup ekologi. Deras budskap har i sig givit mig energi att fortsätta. Därtill har ett antal personer hjälpt mig att sätta mitt arbete i ett sammanhang.

Ett stort tack till Fredrik Moberg och andra på Stockholm Resilience Centre för inspiration och träning i tvärvetenskapligt arbetssätt. Tack till Lars Johansson på Ramböll i Uppsala för problemformulering och insikt i världen av samhällsplanering.

Under resan har även några personer betytt mycket som inspirationskälla och stöd. Isak Stoddard och andra på CEMUS i Uppsala har varit en stor källa till inspiration för att våga ta sig ut på det tvärvetenskapliga havet. Medstudenter som Jessica Peters och Evelina Johansson har hjälpt mig sätta mig in i detta breda och expansiva arbetsfält.

Men en resa går inte att göra utan följeslagare, det finns även personer som har stöttat mig under den ömsom krokiga vägen. Karin, Stig, Maria, Stefan och Erica har varit väldigt viktiga för att ta det hela fram till en färdig uppsats. Tack till er, och alla andra som gör världen lite bättre!

Ansvar, Vilja, Engagemang!

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Miljöföreträdare har länge argumenterat för att vi behöver skydda naturen mot människan. Men är inte också människan en del av naturen? Vi lever i en tid när människors kollektiva kunskap om världen runtomkring oss, och hur den kan kombineras på nya sätt med nya tekniker, gjort att yta och naturresurser nu är de begränsade resurserna på planeten. Extraktionen av dessa naturresurser, produktionen av varor och koncentrationen av vissa ämnen som blir en konsekvens av produktionen, riskerar att förändra de geologiska processerna som sätter förutsättningarna för liv på planeten. I princip all yta på planeten har fått ett uttalat syfte, att på något sätt bidra till produktion för att mätta människors behov. Miljöproblem har ofta räknats som externaliteter, konsekvenser av produktion och konsumtion som drabbar någon annan än köparen eller säljaren och därför ingen betalar priset för. Ekosystemtjänster är ett sätt att istället visa på det värde som naturen skapar för människor, när den inte förorenas eller trängs undan. Genom att visa på summan av naturens värde förväntas beslutsfattare ta beslut som inte fortsätter att leda till degradering av biologisk mångfald. Naturens totala värde är mycket svårt att kartlägga, men i och med en förändrad markanvändning i ett område kan resultatet som olika förslag ger upphov till jämföras.

Syftet med den här studien var att utveckla en metod för att synliggöra och kommunicera värdet av ekosystemtjänster inom ett geografiskt område i och med en planerad förändring. Metoden utvecklades genom att kombinera tidigare metoder som sammanfattar ekologiska respektive sociala värden och förutsättningar. En viktig princip för att göra en ekosystemtjänstbedömning är att utgå från behovet som invånarna i området ger uttryck för under intervjuer och workshops. Situationen och förutsättningarna i området kartläggs sedan genom att använda data som redan finns och genom att göra observationer i området. Den sista delen av metoden går ut på att designa områden så att ekosystemet stärks och på så vis kan generera ekosystemtjänster i större omfattning och med större motståndskraft under lång tid framöver. Det görs genom att identifiera viktiga arter, individer och grupper och stödja dem genom förändringen. Exempel på designelement är att skapa gröna stråk, gröna tak, gröna väggar, kolonilotter och på andra sätt tillåta människor att själva utforma och förvalta en liten del av det offentliga rummet. På så vis skapas hälsa och mångfald, vilket bidrar till att människors livskvalitet ökar.

Metoden har visat sig användbar i en fallstudie men behöver fortsätta att uppdateras i takt med att den används. Metoden kan även byggas vidare för att kunna mäta ekosystemtjänsternas värde i pengar, men denna studie visar att ekosystemets värde även kan kommuniceras genom att visa hur de bidrar till uppsatta mål för förändringen av ett område.



## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<b>Referat</b> .....	<b>1</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>3</b>
<b>Förord</b> .....	<b>5</b>
<b>Populärvetenskaplig sammanfattning</b> .....	<b>6</b>
<b>Förkortningar och andra beteckningar</b> .....	<b>11</b>
<b>1 Inledning</b> .....	<b>12</b>
1.1 Syfte .....	13
1.2 Avgränsningar .....	13
1.3 Arbetsgång.....	14
1.4 Disposition .....	14
<b>2 Teori</b> .....	<b>15</b>
2.1 Människan och naturen .....	15
2.2 Värdeskapandets historia.....	15
2.3 Systemansats.....	16
2.4 Ekosystemansatsen.....	16
2.5 Ekosystems komplexitet .....	17
2.6 Värdet av arter .....	18
2.7 Ekosystemtjänster .....	19
2.8 Livet i städer.....	21
2.9 Ramverk för ekosystemtjänstbedömningar .....	22
2.10 Plan och byggprocessen.....	23
2.11 Metoder för social och ekologisk analys .....	23
2.11.1 <i>Naturvärdesinventeringar och ekologisk landskapsanalys</i> .....	23
2.11.2 <i>Social konsekvensanalys</i> .....	24
2.11.3 <i>Social-ekologisk urbanism</i> .....	24
2.11.4 <i>Ekologisk markanvändningskomplettering</i> .....	25
2.11.5 <i>Workshops – aktiv medborgardialog</i> .....	25
2.11.6 <i>Deltagande observationer</i> .....	25
2.11.7 <i>Intervjuer</i> .....	25
2.11.8 <i>Öppen geodata för fjärranalys</i> .....	25
2.11.9 <i>Indikatorer för kvantifiering av ekosystemtjänster</i> .....	25
2.11.10 <i>Markanvändning</i> .....	26
<b>3 Metodutveckling</b> .....	<b>27</b>
3.1 Beskrivning av tillvägagångssätt.....	27

3.1.1	<i>Områdesbeskrivningar</i> .....	27
3.1.2	<i>Urval av källor</i> .....	27
3.2	Analys av ramverk för ekosystemtjänstbedömning.....	28
3.3	Analys av diskursen om hur värdet av naturen bör synliggörs.....	30
3.4	Val av metod.....	31
3.4.1	<i>Principer och definitioner</i> .....	31
3.4.2	<i>Urbana ekosystemtjänster</i> .....	34
3.4.3	<i>Indikatorer</i> .....	37
3.4.4	<i>Val av metoder för fallstudierna</i> .....	37
<b>4</b>	<b>Fallstudie Åstråket</b> .....	<b>39</b>
4.1	Bakgrund.....	39
4.2	Avgränsningar.....	39
4.3	Områdesbeskrivning.....	40
4.3.1	<i>Historik</i> .....	40
4.4	Mål för förändringen.....	41
4.4.1	<i>Intentioner i planprogrammet</i> .....	41
4.5	Fjärranalys.....	41
4.5.1	<i>Konkreta förslag och konsekvenser i planprogrammet</i> .....	41
4.5.2	<i>Sammanfattning av tidigare underlag till planprocessen</i> .....	42
4.6	Ekologisk analys.....	42
4.6.1	<i>Organismgrupper</i> .....	42
4.7	Social analys.....	43
4.7.1	<i>Lagligt skydd</i> .....	44
4.8	Inventering av markanvändning.....	44
4.8.1	<i>Markanvändningsklasser</i> .....	44
4.9	Social-ekologisk analys.....	45
4.9.1	<i>Ekosystemtjänster i området</i> .....	45
4.9.2	<i>Aktörer viktiga för tjänsterna</i> .....	46
4.10	Gapanalys.....	46
4.11	Värdet av ekosystemtjänsterna.....	48
4.11.1	<i>Rikt på upplevelser och innehåll</i> .....	48
4.11.2	<i>Hög arkitektonisk kvalitet</i> .....	48
4.11.3	<i>Få barriärer</i> .....	48
4.11.4	<i>Hållbart</i> .....	48
4.11.5	<i>Levande och tillgängligt</i> .....	49

4.11.6	GAP-analys.....	49
4.12	Social-ekologisk design.....	50
4.12.1	Gröna artärer .....	50
4.12.2	Aktiverade områden.....	50
4.12.3	Punktvis intensifiering.....	51
4.13	Konsekvensanalys av planen.....	51
<b>5</b>	<b>Erfarenheter från litteratur- och fallstudien – mot ett ramverk för ekosystemtjänstbedömningar i kommunal planering .....</b>	<b>54</b>
Block I:	Planera.....	54
Steg 1:	Beskriv syfte, bakgrund och avgränsningar.....	54
Steg 2:	Identifiera aktörer och användare.....	55
Block II:	Nulägesanalys.....	55
Steg 3:	Identifiera struktur för målvariabler .....	56
Steg 4:	Bedöm datakällor och börja fjärranalys.....	56
Steg 5:	Social analys och inventering.....	58
Steg 6:	Dela upp området och skapa markanvändningsklasser .....	58
Block III:	Socio-ekologisk re-design.....	60
Steg 8:	Designa förslag .....	60
Steg 9:	Analysera designens konsekvens på ekosystemtjänsterna och måluppfyllelse .....	61
Steg 10:	Justera designen för att maximera värdet av ekosystemet.....	63
Steg 11:	Visa hur slutliga designförslaget stödjer vissa arter .....	63
<b>6</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>64</b>
6.1	Val av metod.....	65
6.2	Generaliserbarhet.....	66
6.3	Implikationer .....	66
6.3.1	Avvägning mellan ekosystemtjänster .....	67
6.3.2	Möjligheter för lokal värdering av ekosystemtjänster.....	67
6.4	Fallstudierna .....	68
6.4.1	Åstråket.....	68
<b>7</b>	<b>Slutsats.....</b>	<b>69</b>
<b>8</b>	<b>Förslag på vidare studier .....</b>	<b>70</b>
<b>9</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>71</b>
9.1	Personliga meddelanden.....	79

## **BILAGOR**

Bilaga A – Fältrapport Åstråket inkl. bilder

Bilaga B – Datakällor för fjärranalys

Bilaga G – Bruttolista ekosystemtjänster

## **FIGURER**

Figur 1. Ramverk för att koppla ihop ekosystem med människors välbefinnande. Modifierad från Haines-Young & Potschin (2010)

Figur 2. Begreppet "det mänskliga ekosystemet" som inkorporerar de biotiska, fysiska, sociala och konstruerade komplexen, varav de sista två dominerar i urbana miljöer. Modifierad från Pickett & Groove (2009).

Figur 3. Noltorp, Alingsås (t.v.), Åstråket, Uppsala (t.h.)

Figur 4. Struktur över tidigare studier.

Figur 5. Ekosystemtjänsterna i det kopplade socio-ekologiska systemet.

Figur 6. Systematisk analys av drivkrafter, processer och aktörer som skapar värde av luftförorening.

Figur 7. Hur olika ekosystemtjänster (rött) beror av varandra och ekosystemets strukturer.

Figur 8. Ekosystemtjänstbedömningar och andra typer av undersökningar.

Figur 9. Processen för en ekosystemtjänstbedömning.

Figur 10. Exempel på hur en kvantifiering/värdering av ekosystemtjänster kan användas för att kommunicera tjänsternas potentiell.

Figur 11. Nulägesbedömning av hur spatiala element (t.v.) stödjer ekosystemet (mitten) vilket genererar ekosystemtjänster och skapar platsspecifika värden (t.h.).

Figur 12. En systembeskrivning av hur den iterativa design- och omvärderingsprocessen inom en ekosystemtjänstbedömning görs.

Figur 13. Exempel på en designs konsekvenser på olika ekosystemtjänster.

Figur 14. Exempel på pildiagram som visar hur designkomponenter som stödjer arter kan bidra till måluppfyllelse genom ekosystemtjänster.

## **TABELLER**

Tabell 1. Jämförelse av tidigare studier på ekosystemtjänster.

Tabell 2. Ekosystemtjänster speciellt relevanta i urbana miljöer.

Tabell 3. Steg i en ekosystemtjänstbedömning.

Tabell 4. Olika datakällor för fjärranalys av ekosystemtjänster.

## **Förkortningar och andra beteckningar**

CICES – Common International Classification of Ecosystem Services

MEA – Millenium Ecosystem Assessment

NVV - Naturvårdsverket

SCB – Statistiska centralbyrån

SLU – Sveriges lantbruksuniversitet

TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity

UKNEA – United Kingdom National Ecosystem Assessment

UU – Uppsala Universitet

ÖP - Översiktsplan

## 1 Inledning

Den moderna människan har konstruerat många verktyg, och syftet med dem har ofta varit att på ett effektivt sätt kunna omvandla det som finns runt om oss till produkter som kan nyttjas för att uppfylla våra behov. Naturresurserna har givit stora mängder billig energi och mängder av olika material som använts för att bidra till att uppfylla behov hos en växande skara människor. Men hela systemet för extraktion av naturresurser styrs av användarnas nuvarande efterfrågan. Efterfrågan hos alla andra arter och hos människor som än så länge inte finns saknar formell representation.

Processen av att tillfredsställa människors behov brukar kategoriseras som en social utmaning, men börjar ofta i ett ekosystem. Ibland är det själva upplevelsen av ekosystemet som skapar en känsla av självförverkligande, dess reglerande förmåga som skapar en trivsamt miljö eller dess förmåga att generera biomassa som tillgodoser våra grundläggande behov. Med hjälp av teknik maximerar det ekonomiska systemet flödet av produkter mellan ekosystem och samhällen.

Externaliseringen av kostnader för aktiviteter som påverkar andra personer än de som är köpare och säljare i en transaktion leder till en sub-optimal användning av naturresurser globalt (Delacote & Montagné-Huck 2012). Sökandet efter nya marknader och uppskalandet av produktionskedjor bidrar till att dölja kostnader för produktion och försvaga återkoppling mellan produktion och konsumenter (Princen 1997). Externalisering bidrar till att förändrad markanvändning inte baseras på summan av all den nytta som ett område ger (Parker & Munroe 2007) och att omsättningen av "avfall" från konsumtion inte prioriteras, med en farlig koncentring av många ämnen som följd (Holmberg et al 1999). Stadsplanering styrs av demokratiskt förankrade institutioner och kan välja att internalisera kostnader som på marknaden räknas som externaliteter. En trend är att använda verktyg från näringslivet för beslutsfattande även inom det offentliga, exempelvis kostnadsnytto-analys och skapandet av marknader för ekosystemtjänster (Gómez-Baggethun m.fl. 2009). Därför är det relevant att analysera för- och nackdelar med ekonomiska metoder relaterat till ekosystemtjänster.

Idag lever 50 % av världens befolkning i städer och trenden är att vi globalt ser en fortsatt kraftig urbanisering tillsammans med en fortsatt global befolkningsökning (UNDESA 2009). När människor lever så tätt inpå varandra blir effekterna av konsumtion uppenbara. I städer uppmäts höga halter föroreningar när de reglerande ekosystemen inte klarar av att bryta ner dem längre. När naturen inte finns kvar som en buffert går konsekvenserna ut över människors hälsa och välbefinnande (Naturvårdsverket 2013). En motsvarande utveckling finns även utanför städerna, där stora delar av marken används som produktionsmark för konsumtion i städerna och intensifieringen leder till fysisk undanträngning av ekosystem med hög biologisk mångfald (Grooten et al 2012).

För att ta rationella beslut inom stadsplanering behöver det fulla värdet av ekosystem finnas med som underlag. Forskare har under flera decennier använt begreppet ekosystemtjänster för att rama in alla nyttor som ekosystem ger människor (Gomez-Baggethun m.fl. 2009). Sådana ramverk används tillsammans med metoder för att bedöma ekosystems kapacitet för att sammanfatta värdet av ekosystem idag. Många

metoder diskuteras, implementeras och utvecklas just nu av regeringar och globala organisationer (TEEB 2011b; UKNEA 2011). I Sverige har miljömålsberedningen intresserat sig för ekosystemtjänstbegreppet och regeringen har skapat flera etappmål inom miljömålet biologisk mångfald som handlar om att kartlägga, synliggöra och implementera ekosystemtjänster i planering i Sverige (Regeringen 2014). Exempelvis har en statlig offentlig utredning gjorts för att utreda hur värdet av ekosystemtjänster kan synliggöras (SOU 2013:68). Ekosystemtjänstbegreppet spelar även en viktig roll i ramverket för hållbar konsumtion och produktion som lanserades under våren 2013 (Miljö- och energidepartementet 2012). Begreppet pekas ut i en rapport av Mistra som ett viktigt verktyg för att nå en hållbar ekonomi (Alfredsson & Wijkman 2014). Tillsammans med resiliensteori kan begreppet tillämpas på planering för att bidra till en långsiktigt hållbar markanvändning (SOU 2013:43). Men för att nå fram hela vägen till planerare behöver metoderna i regel modifieras för att kunna tillämpas i praktiken.

## **1.1 Syfte**

Syftet med studien var att utvärdera hur ekosystemtjänstbedömningar kan planeras och genomföras för att bidra med underlag som synliggör värdet av naturen i frågor om förändrad markanvändning på kommunal nivå i Sverige.

Ett delmål var att göra en översiktlig ekosystemtjänstbedömning över området Åstråket i Uppsala.

Studien sökte svar på följande frågeställningar:

- Vad är ett lämpligt klassificeringssystem för ekosystemtjänster i urbana miljöer?
- Hur kan kartläggning och bedömning av ekosystemtjänster förenklas?
- Hur kan värdet av naturen synliggöras och vad blir konsekvenserna?
- Är en social-ekologisk systemansats bra för att synliggöra samhällets beroende av fungerande ekosystem?
- Hur kan resiliensteori tillämpas inom stadsplanering och vad blir konsekvenserna för planering och förvaltning?

Målgruppen för rapporten är konsulter, lokala förvaltare, beslutsfattare och studenter.

## **1.2 Avgränsningar**

I studien användes ekosystemtjänster för att beteckna all nytta som den levande delen av naturen – ekosystemet – bidrar med till människors välfärd och välbefinnande. Abiotiska faktorer så som vind, sol och berggrund, som också ger nytta för människan, har utelämnats<sup>1</sup>.

Ekosystemtjänstbedömningar har tidigare gjorts på global nivå (Costanza m.fl. 1997; MEA 2003) och på nationell nivå (UKNEA 2011). I den här studien ligger fokus på lokal nivå och inriktar sig enbart på urbana miljöer.

---

<sup>1</sup> Mer information finns i ramverket CICES som i senaste utgåvan även tagit med abiotiska processer som ekosystemtjänster (CICES 2013).

Metodutvecklingen tog sin utgångspunkt i social-ekologisk systemanalys och resiliensteori eftersom de är centrala begrepp inom arbetet med ekosystemtjänster (Barthel et al 2013; Wilkinson 2012; SOU 2013:68).

Många metoder för hållbar stadsutveckling analyserades i studien men några var tvungna att utelämnas. Hur ekosystemtjänster förhåller sig till exempelvis BREEM Communities och Grönnytefaktorn har inte analyserats<sup>2</sup>.

Diskursen om hur värdet av ekosystemtjänster kan kommuniceras på bästa sätt pågår (SOU 2013:68; Prop 2013/14:141; Sörlin 2014). I denna studie har antagandet gjorts att ekosystemtjänster inte behöver värderas i monetära termer för att kunna synliggöras.

Under studien har fokus legat mer på ekologiska än sociala tillämpningar av ekosystemtjänstbegreppet. Detta har i vissa fall varit ett medvetet val, i andra fall en omedveten konsekvens av min utbildningsbakgrund som till största delen har varit naturvetenskaplig/teknisk.

### **1.3 Arbetsgång**

Studien vilar dels på litteraturstudier och dels på en fallstudie som genomfördes på området Åstråket i Uppsala samt på erfarenheter från ett konsultuppdrag som gjordes på området Noltorp i Alingsås (Johansson & Emilsson 2014) parallellt med examensarbetet.

Litteraturstudien avslutades med en analys och värdering av sociala och ekologiska metoder för att göra ekosystemtjänstbedömningar i urbana förhållanden. Slutligen sammanställdes erfarenheter från fallstudierna och resultatet diskuterades.

Eftersom ekosystemtjänstbedömningar är ett så pass nytt område så har studien en explorativ karaktär. Referenser till andra studier och metoder som berör utvecklingen av begreppet ekosystemtjänster och verktyget ekosystemtjänstbedömningar har därför tagits med i största möjliga mån.

### **1.4 Disposition**

Fallstudien på Noltorp i Alingsås gjordes som ett konsultuppdrag utanför själva examensarbetet. Men erfarenheter från arbetet med Noltorp var viktiga och har legat till grund för resultatet. Rapporten finns tillgänglig på Alingsås kommuns hemsida (Johansson & Emilsson 2014).

Den andra fallstudien gjordes på området Åstråket som en del av examensarbetet speciellt avsedd för Uppsala kommun. Den utgör kapitel 4 i denna rapport. Både fallstudien på Åstråket och konsultstudien i Alingsås refereras till som "fallstudierna".

Generella erfarenheter från ekosystemtjänstbedömningarna sammanfattas i kapitel 5 och analys av litteraturstudien om metoder och ramverk för ekosystemtjänstbedömningar utgör kapitlet 3. I övrigt följer dispositionen mallen för vetenskaplig rapport med Inledning, Teori, Diskussion och Slutsats. Förslag på vidare läsning som inte är avgörande för förståelsen av innehållet anges löpande som fotnoter i rapporten.

---

<sup>2</sup> Se istället Lindgren (2013)



## 2 Teori

### 2.1 *Människan och naturen*

Folke m. fl. (2009) hävdar att vi måste återkoppla oss till naturen. På vilket sätt menar de att vi blivit skilda från naturen? Den engelska motsvarigheten till det svenska ordet miljö, *environment*, är inte helt synonymt, men intressant för att förstå ursprunget till begreppet *natur*. Environment kommer av det latinska ordet *environ*, att omge, innesluta, omringa, och environment är tillståndet av att vara omsluten (Harper 2014). Ordet har bekräftade källor tillbaka till 1400-talet (Harper 2014). På den tiden hade människor en annan syn på naturen än idag. Naturen var vild; utanför människors boningar fanns vildmark (Wapner 2010).

Under Upplysningen letade filosofer efter en grund till objektiv kunskap. René Descartes (1596-1650) blev säker på att han tänkte och delade upp världen i den inre, sina tankar och moralen som han ansåg som det typiskt mänskliga, och den yttre som var omgivningen, det vi idag kallar miljön (Hanson 2013). Med denna uppdelning, Kartesisk dualism, öppnar sig den mentala glipan mellan människan och naturen som idémässigt ligger till grund till att vi idag behöver återkoppla oss till naturen (Hanson 2013).

### 2.2 *Värdeskapandets historia*

Adam Smith (1723-1790) formulerade några av grundstenarna till den ekonomiska skolan genom att identifiera olika produktionsfaktorer som är viktiga i värdeskapandet. Smith (1776) konstaterade att den begränsande faktorn för värdeskapande, för nationens välstånd, var arbetskraft. Land, vilket är starkt förknippat med utbredningen av ekosystem, var också en viktig faktor, men den ansågs inte vara begränsande.

Med tiden har ordet värde blivit nästan synonymt med bytesvärde (Gómez-Baggethun m.fl. 2009). För att något ska kunna bytas behöver dess ägandeförhållande tydligt kunna definieras. Naturresurser som i sig inte går att definiera ägandet för, så som mobila arter, fick *per se* ett nollvärde och började istället värderas utifrån hur mycket arbetskraft som behövdes för att fånga dem och producera varor av dem. Många ekosystemtjänster ger sådana kollektiva nyttor, och skador på dem blir ekonomisk **externaliteter**, de belastas sällan med kostnader (Delacote & Montagné-Huck 2012). Problemet att värdera kollektiva varor och tjänster har även gjort att värdet av ekosystemtjänsterna heller inte tagits med på tillgångssidan i det traditionella ekonomiska systemet (Gren m.fl. 2004).

Bakgrunden till ekosystemtjänster är starkt kopplad till valet av världsbild, och valet av världsbild påverkar i grunden vår möjlighet att definiera en verksam definition av **hållbarhet**. Descartes och Francis Bacon (1561-1626) hävdade att förståelsen av helheter kan reduceras till att studera deras respektive delar vilket senare har sammanfattats som en mekanistisk världsbild (Hanson 2013). Detta blev ett grundläggande antagande inom både kemi och fysik, och skapat en norm inom naturvetenskap som andra vetenskaper varit tvungna att förhålla sig till (Worster 1994). Baruch Spinoza (1632-1677) studerade också förhållandet mellan delar och helheter och kom, i motsats till bland andra Descartes, fram till att det "inte finns några separata delar som är helt skilda från sin omgivning" (Hanson 2013 s. 10). Spinoza

presenterar en organisk världsbild, där "alla organismer är ekologiskt beroende av deras större funktionella miljö" (Spinoza 1665 i Hanson 2013), och allting måste förstås utifrån sitt kontextuella och relationsmässiga perspektiv. Spinozas världsbild har fått ny aktualitet i sökandet efter en världsbild som leder till hållbarhet och i studier som analyserar djupa ekologiska samband (Hanson 2013).

### **2.3 Systemansats**

En systemansats möjliggör för olika discipliner att mötas och kan potentiellt bidra till en mer holistisk förståelse av världen vilket är viktigt för en hållbar utveckling. Norbert Wiener (1894-1964) var matematiker och en av de som först formulerade den **systemteoretiska ansatsen**. Hans idé var att "introducera ingenjörens koncept av återkoppling till de sociala vetenskaperna" (Wiener, refererad i Richardson 1991 s. 128). Jay W. Forrester konstruerade den första digitala datorn och var också en av de tidiga systemtänkarna som använde ingenjörsmässiga modeller för att beskriva ekonomiska och samhällsvetenskapliga problem (Richardson 2013; Forrester 1969). Gemensamt för Wiener och Forrester var användningen av tydliga systemavgränsningar så att flödet av information, energi och materia över systemgränserna kunde studeras. Ett flöde ut från systemet kan mätas och blir då en mätsignal. Ett flöde av information in i systemet är en styrsignal som kan användas för att kontrollera systemet (Richardson 2013; Glad & Ljung 2006). När mätsignalen används som styrsignal så är systemet återkopplat. När återkopplingen används för att ändra själva principen bakom hur systemet fungerar fås ett återkopplande system av andra ordningen, ett lärande system (Wiener 1950). En oönskad ändring av en styrsignal är en störning (Glad & Ljung 2006). En modell är en reducerad avbild av ett system. I en naturvetenskaplig modell kan observatören studera systemet utifrån, men i ett samhällsvetenskapligt sammanhang är alltid observatören en del av systemet (Mariussen & Uhlin 2006). Faktorer som påverkar aspekter av systemet kallas i samhällsvetenskapliga och tvärvetenskapliga sammanhang för **drivkrafter**, och sådana kan verka antingen direkt eller indirekt, respektive inifrån systemet (endogent) eller från utanför systemet (exogent) (Moody 1970; MEA 2003; Mariussen & Uhlin 2006). Millennium Ecosystem Assessment (MEA) påpekar att om en drivkraft är exogen eller endogen för en beslutsfattare beror på val av spatial och temporal skala (MEA 2003 s. 32).

### **2.4 Ekosystemansatsen**

Ekosystem definieras som "ett dynamiskt komplex av växter, djur och mikroorganismersamhällen och den icke-levande omgivningen som interagerar som en funktionell enhet" (MEA 2003 s. 29). Eugene P. Odum (1913-2002) använde den systemteoretiska ansatsen för att beskriva ekosystem (Odum 1953). Inom ett ekosystem finns ofta en mängd arter, **strukturer**, som samverkar genom ett komplext nät av interaktioner, ekosystemets näringsväv (Westman 1977). Arternas relationer till varandra utgör själva ekosystemets **funktioner** och styr flödet av energi och materia genom ekosystemet (Westman 1977). Ekosystemets fysiska omgivning har en rumslig variation vilket skapar olika habitat och förutsättningar för olika arter att etablera sig. Öppenheten hos ett ekosystem är ett mått på hur mycket systemet kan utbyta energi och materia med sin omgivning (Hollings 1973). En bakteriekoloni i en undervattensgrotta lever i ett relativt slutet system, en insekt i Amazonas lever i ett

relativt öppet system. För ett öppet system är det svårt att definiera systemets gränser. På öppna ekosystem verkar olika störningar. Traditionellt sett är det klimatologiska och vädermässiga processer som ger upphov till kraftiga slumpmässiga händelser (Hollings 1973) men idag har även människan blivit en bidragande orsak till för ekosystemet slumpmässiga händelser (Rockström m.fl. 2009).

Samverkan mellan arter är **ekologiska processer** som har utvecklats evolutionärt för att det höjt respektive arts överlevnadsförmåga (Smith 1995). Exempel på sådana processer är bytes-rovdjursdynamik, konkurrens, bete-betesdjur och symbios. Dessa processer kan bäst beskrivas med en organisk världsbild, relationen mellan arterna skapar förutsättningar och ger möjligheter som studier av arterna var och en för sig inte skulle avslöja. Crawford S. Hollings är en ekolog och systemtänkare som bland annat studerat rovdjur-bytesdjur-dynamik i ekologiska system. Hollings insåg att linjära förklaringsmodeller inte förklarar sådana processer på ett tillförlitligt sätt (Hollings 1973). Linjära modeller är bra för att beskriva maskiner som är optimerade för att minska avvikelsen från en stabil jämviktsnivå, men ekosystem är snarare optimerade för att klara plötsliga störningar i en föränderlig miljö eftersom de är sammansatta av arter som strävar efter att överleva och har funnit sätt att göra det som beror av varandra (Hollings 1973). Holling myntade begreppet **resiliens** som ett mått på ekosystemets förmåga att klara sig igenom en plötslig förändring utan att förlora viktiga funktioner. Denna förmåga beror av ekosystemets kapacitet att självorganisera sig, för arterna att finna nya relationer och lära sig nya sätt för att upprätthålla funktionerna som de kollektivt beror av. **Biologisk mångfald** definieras som den samlade mångfalden av olika arter, den genetiska variationen inom respektive art och mångfalden av ekosystem, och ligger till grund för ekosystemets resiliens (MEA 2003 s. 29). Vissa funktionerna av ekosystemet är beroende av enskilda arter, medan andra funktioner är generella över stora grupper av arter. Till exempel bidrar alla gröna växter med funktionen fotosyntes, men det är bara ett par olika fågelarter som gömmer ekens frön i marken och därför är de arterna avgörande för funktionen fröspridning för ekar (Barthel m.fl. 2013).

## **2.5 Ekosystems komplexitet**

Funktionerna i ekosystemet är alla sammankopplade på olika sätt i en näringsväv. Detta bidrar till ekosystemets **komplexitet**, det blir svårt att förutse vad som händer om en arts population minskar eller slås ut. Systemet är **dynamiskt** eftersom relationerna mellan de olika arterna ändras kontinuerligt efter hand som populationerna av de olika arterna ändras. Det är även **adaptivt** eftersom systemet på egen hand kan anpassa sig till en störning utifrån. Dessa egenskaper hos ekosystem gör att konsekvenser av ändringar i drivkrafter på dem är svåra att förutse.

Om ett ekosystem påverkas av en kraftig störning och inte lyckas organisera om sig så kan det innebära att arter utrotas inom det ekosystemet (strukturer försvinner) vilket leder till att funktioner som vilar på de strukturerna upphör (Elmqvist m.fl. 2003). Effekten kan bli att hela ekosystemet genomgår en förändring till ett nytt **tillstånd**, det genomgår ett **regimskifte** (Elmqvist m.fl. 2003). Var gränsen går för sådana icke-linjära effekter är svårt att veta i förväg. Det finns även en **fördröjning** mellan att ekosystemet

påverkas till att effekterna blir synliga. Alla dessa egenskaper gör att man klassificerar ekosystem som komplexa adaptiva system.

Efter ett regimskifte stabiliseras ekosystemet i det nya tillståndet vilket i sig är kan vara minst lika resilient som det tidigare (Elmqvist m.fl. 2003; Nyqvist m.fl. 2013). Exempelvis stabiliseras sjöar som skiftat till ett eutroft stadium genom interna processer så som intern fosforbelastning. Ett sådant tillstånd kan även ge upphov till döda bottenar och algbloomingar och är mycket svårt att bryta (Carpenter 2003; Søndergaard 2007; Ekau m.fl. 2009).

Ett sätt att förutse hur ekosystem kommer reagera på en påverkan eller en chock är att använda dynamiska modeller. För att använda sådana modeller krävs stora mängder information om interaktionerna mellan olika arter, information som traditionellt sett inte varit i fokus eftersom naturvetenskapen följt den mekanistiska världssynen. Fullständig information om arters interaktioner inom ekosystem saknas fortfarande (Haase m.fl. 2013) och är kanske inte ens möjlig att uppnå (Hanson 2013). Men metoder från dynamisk modellering kan användas för att visualisera och kommunicera sammankopplingar och återkopplingsmekanismer (Forrester 1969).

## **2.6 Värdet av arter**

Det fanns även klassiska ekonomer som ansåg att användarvärde inte uteslutande begränsades av arbetskraft (Gómez-Baggethun m.fl. 2009). Karl Marx (1818-1883) hävdade att "Labor is not the source of all wealth. Nature is just as much the source of use values (and it is surely of such that material wealth consists!) as labor, which itself is only the manifestation of a force of nature" (Marx 1891 citerad i Progress 1970, s. 7). Under 1970-talet fick miljörelsen genomslag i den allmänna debatten i Sverige och i världen. Det miljöekonomiska forskningsområdet formades med avsikt att inkludera kostnaden för miljöförstörelse i de ekonomiska räkenskaperna (Gren m.fl. 2004). En konsekvens av miljöförstörelse och fysisk undanträngning av ekosystem är att många arter dör ut (MEA 2003). Ett av de största resultaten av FN-mötet i Rio 1992 var en deklaration om att bevara den biologiska mångfalden. Konventionen ratificerades i 150 länder och arbetet med att implementera den har fortsatt sedan dess (UNEP 2014).

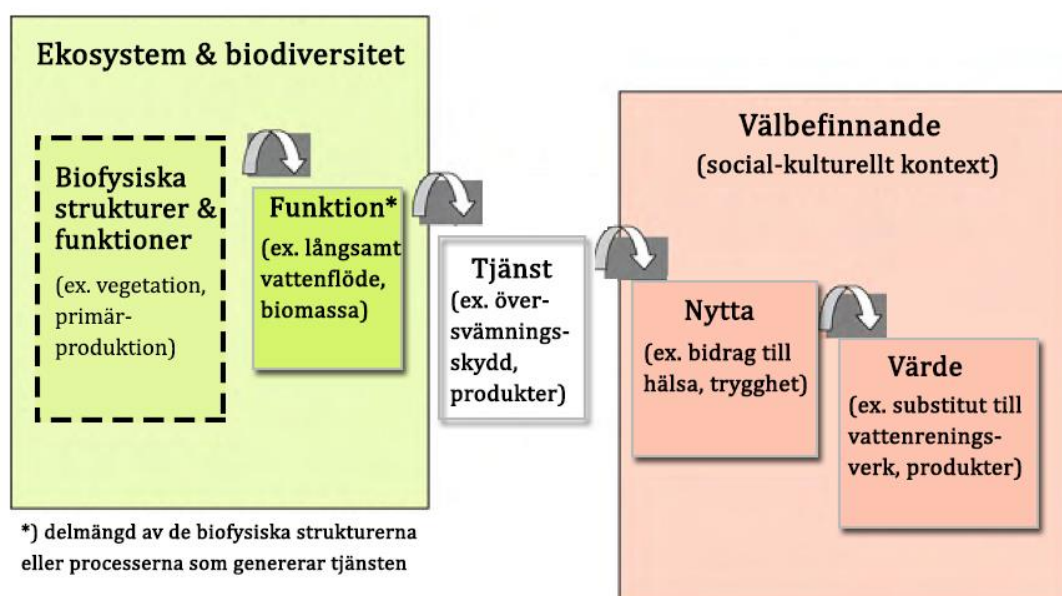
En annan utkomst av mötet i Rio var lanseringen av begreppet *hållbar utveckling*. Norges dåvarande statsminister Gro Harlem Brundtland var ordförande i FN:s kommission för miljö och utveckling som tog fram rapporten *Vår gemensamma framtid*. I rapporten definieras hållbar utveckling som "en utveckling som tillgodoser dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillgodose sina behov" (UNWCED 1987). Definitionen låg sedan till grund för utformandet av FN:s millenniemål.

Runt millenniumskiftet tog Kofi Annan, FN:s dåvarande generalsekreterare, initiativ till *Millenium Ekosystem Assessment*, en global kartläggning för att bedöma tillståndet i världens ekosystem och uppskatta utvecklingen av den biologiska mångfalden (MEA 2003). Resultatet var förödande: 2/3 av jordens ekosystemtjänster visade sig vara överutnyttjade och utrotandet av arter sker i en takt och omfattning som inte har skett sedan den sista kända massutrotningen av arter för 65 miljoner år sedan då dinosaurierna dog ut. Ett annat syfte med MEA var att flytta fokus på hur mycket miljöförstörelse kostar, till att istället fokusera på hur ekosystem bidrar till människors

välbefinnande. Det har pekats ut som en avgörande strategi som bidrog till att MEA fick enorm spridning även bland beslutsfattare och traditionella nationalekonomer (Fisher m.fl. 2009).

## 2.7 Ekosystemtjänster

Ekosystemtjänster är de naturens varor och nyttigheter som leder till människors välbefinnande, "the benefits people obtain from ecosystems" (MEA 2003, s. 53) (Figur 1). Atkinson m. fl. (2012) beskriver ekosystemtjänster som de bidrag som naturen (eng. the natural world) ger som skapar produkter som människor värderar. Ekosystemtjänster är ett tydligt antropocentriskt begrepp, det bortser från naturens egenvärde (eng. nature's intrinsic value) och fokuserar på kopplingen mellan ekosystem och människors välbefinnande.



Figur 1. Ramverk för att koppla ihop ekosystem med människors välbefinnande. Modifierad från Haines-Young & Potschin (2010)

**Välbefinnande** definieras i MEA (2003) och i Common International Classification of Ecosystem Services (CICES 2013) som "tillgång till basala material för att upprätthålla valfrihet, handlingsfrihet, hälsa, goda sociala relationer och säkerhet". Mänskligt välbefinnande står i relation till en viss nivå av materiellt välstånd (FN:s utvecklingsmål). Efter att en grundläggande nivå av materiellt välstånd är nådd beror vårt välstånd, upplevda lycka, istället på andra saker. Maslow (1943) hävdade att våra behov kan delas in i grundläggande behov: trygghet, kärlek, gemenskap, uppskattning och självförverkligande. Holmberg (2011) utgår från vardagliga begrepp för att beskriva *det goda livet*: glädje, ha det bra, vara tillfreds, upprymd, leva gott. En viktig aspekt som Holmberg lyfter fram är skillnaden mellan att se något som en **strävan** mot ett mål eller en **uppfyllelse** av ett mål. Diener m.fl. (1999) argumenterar för att ett ökat välbefinnande kräver en omgivning som möjliggör för människor att nå sina mål, medan aktivitetsteorier istället betonar själva strävan mot målen som skapande av välbefinnande i sig (Holmberg 2011).

Maurisson & Uhlin (2005) definierar värde som "bidrag till att uppfylla ett visst mål" och denna definition är användbar även för studier av verksamheter som ligger utanför ramarna för det traditionella ekonomiska systemet.

I MEA (2003) delas ekosystemtjänsterna upp i fyra olika kategorier. **De försörjande** tjänsterna genererar produkter som människor kan extrahera från ekosystemet och tydligt definiera ett ägandeskap för. Sådana varor kan säljas på en marknad och värderas enligt principer för bytesvärde. De försörjande tjänsterna beror direkt av uttag av biomassa, ofta i form av arter som har egenskaper som är gynnsamma för människor (exempelvis fibervara, ätbara grödor, djur, blommor). Men vilka arter som har egenskaper som kommer vara gynnsamma i framtiden går inte att förutspå, därför beror de försörjande tjänsternas resiliens i stor mån av biologisk mångfald.

**De reglerande och stödjande** tjänsterna är ekosystemets funktioner. De reglerar vår omgivning genom att rena luft, vatten och mark, genom att jämna ut flöden av luft och vatten, kontrollera populationer av skadedjur, och genom att se till att ekosystemet fortsätter att existera genom att möjliggöra fortplantningen och föryngring av arter. *Reglerande* kallas de tjänster som ger direkt nytta till människor, *stödjande* ger indirekt nytta, men kriterierna för denna uppdelning är inte tydlig.

Olika ekosystemtjänster kan både stödja och hindra varandra, vilket antyder att det finns en stor uppsättning synergier, avväganden och möjliga förluster dem emellan (Rodríguez m.fl. 2006). Hur kopplade två tjänster är bestäms av hur förekomsten av en tjänst beror av förekomsten av en annan. De tjänster som är mest kopplade är de stödjande respektive de reglerande tjänsterna (Bennet m.fl. 2009).

Naturen ger också **kulturella** tjänster som människan upplever som värdefulla. Vissa har ett värde för *lärande*, genom att vara en studiemiljö för historia och vetenskap. Det finns många användningar av naturen som bidrar till människors *mentala* och *fysiska hälsa*. *Känslan av plats* är viktig för språket och vår känsla av meningsfullhet och sammanhang. Vi förstår ord och uttryck genom att koppla dem till faktiska erfarenheter, och de erfarenheterna är viktiga för att orden ska bli meningsfulla. Ta ordet "stilla" som exempel, det kan föra tankarna till en erfarenhet av en fjällupplevelse, en tidig morgon vid en strand, eller en vandring genom en tät skog. Utan de erfarenheterna hade ordet saknat lite av sin djupa innebörd. Kulturella tjänster inkluderar även mer fysiska associationer som *friluftsliv* och olika typer av *rekreation*. Grönytorna saknar andra kulturella förtecken och upplevs därför som en mötesplats för alla, där olika kulturer kan mötas på lika villkor. Detta är speciellt vanligt i staden och sammanfattas med tjänsten *offentlighet*. Kategorin kulturella tjänster försöker fånga det värde som alla individer upplever som värdefullt med ekosystemet. Det är även de tjänster som är svårast att värdera (SCB 2013a).

I **urbana miljöer** utpekas vissa av de reglerande tjänsterna och de kulturella tjänsterna som extra värdefulla (Naturvårdsverket 2012a; UK NEA 2011; TEEB 2011a). En urban miljö karaktäriseras av att den är mer fragmenterad i ett ekologiskt perspektiv än omgivande ekosystem. Gröna områdena avskiljs av olika konstruktioner som byggts av människor, ekosystemet inkorporeras i den konstruerade världen och bildar det Francies m.fl. (2011) kallar det mänskliga ekosystemet (Figur 2).

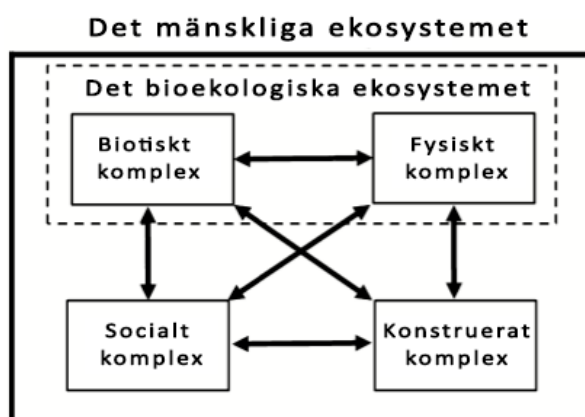
## 2.8 Livet i städer

En definition av urbana miljöer som tidigare använts i litteratur om ekosystemtjänster är "bosättning med mer än 5000 invånare med gränser som definieras av observationer av den statistiska spridningen av ljus nattetid eller av areal utsträckning när sådan spridning är frånvarande" (MEA 2003 s. 31). I Sverige har vi en definition av tätort som är "en koncentrerad bebyggelse där avståndet mellan husen är som mest 200 meter och antalet invånare minst 200 personer" (SCB 2013b s. 136). Jag använder den svenska definitionen för den här studien.

Städer karaktäriseras av en hög densitet av människor med en resurs- och energiintensiv livsstil. År 2009 levde 50 % av världens befolkning i städer (UNDESA 2009). Inom OECD-länderna utgörs 2 % av all mark av städer (OECD 2013). Städer står för 67 % av den globala energikonsumtionen och 71 % av alla växthusgasutsläpp (OECD 2013). Trenden pekar mot en fortsatt ökad urbanisering globalt (OECD 2013). Städer är starkt beroende av produktiva ekosystem utanför stadens gränser för att producera mat, vatten och andra förnyelsebara råvaror som konsumeras i staden (Folke m.fl. 1999, Grooten et al 2012).

Haughton & Hunter skrev redan 1994 "When humanity is considered a part of nature, cities themselves can be regarded as a global network of ecosystems. If compared with true, natural ecosystems, the man-made ones are however immature due to features like their rapid growth and inefficient use of resources such as energy and water". En konsekvens av det är att städer i genomsnitt är 0,5-3 grader varmare än omgivande land (Naturvårdsverket 2012) och rikt på föroreningar som koncentreras i den urbana miljön (exempelvis gifter, buller, smog) (Naturvårdsverket 2012a). Det påverkar människors hälsa, och Sverige har därför satt upp miljömål som innefattar urban miljö så som God bebyggd miljö och Giftfri miljö (Naturvårdsverket 2012b). Men städer lyfts även fram som aktörer som kan gå före när stater har svårt att ingå internationella avtal<sup>3</sup>, som mötesplatser där olika skolor möts "med det gemensamma målet att skapa resilienta hållbara social-ekologiska system" (Wilkinson 2012).

Den sociala delen av det mänskliga ekosystemet karaktäriseras av hög variabilitet i exempelvis befolkningsmönster, socio-ekonomisk och kulturell klusterbildning och hur staden utglesas över tid (eng. urban sprawl) (Francis m.fl. 2011). Sammankoppling av den fragmenterade geografin har varit en central del i samhällsplanering i perspektivet av att skapa nätverk för att kanalisera flöden av människor, information, konsumtion



Figur 2. Begreppet "det mänskliga ekosystemet" som inkorporerar de biotiska, fysiska, sociala och konstruerade komplexen, varav de sista två dominerar i urbana miljöer. Modifierad från Picket & Groove (2009).

<sup>3</sup> exempelvis C40 gruppen, <http://www.c40.org/>

och avfall (Murdoch 2006). Snabb urbanisering i kombination med tillgång till billig energi har gjort att städer har kunnat sprida ut sig över stora områden, med ett stort transportbehov som följd (Hamidi & Ewing 2014). Det har i sin tur lett till högre trafikintensitet vilket har återkopplat tillbaka till planerandet av trafikkapaciteten. Några konsekvenser av trafiken har blivit buller, luftföroreningar och undanträngning av den fysiska miljön (Göteborg stad 2013; Naturvårdsverket 2013).

Gehl (1971) argumenterar att planering av städer handlar om att sätta människan i fokus. För att bygga en stad för människor behöver marken i staden användas på ett effektivt och planerat sätt. Inom urban förvaltning möts ett stort antal förvaltare och målkonflikter och kommunikationshinder är vanligt (Gaston 2013). I en linjestruktur inom utbildning och utövande av samhällsplanerare har det ofta varit fokus på en rätt lösning för respektive problem. Några grundprinciper i resilient samhällsutveckling är att framtiden är osviss och resurserna är begränsade, och att vi därför måste designa staden med integrerade adaptiva metoder som bygger på kunskap från många olika discipliner, där designelement har mer än en funktion och där själv-organiserande är en inbyggd del i systemet (Wilkinson 2012). För att göra det behöver planering inkludera analyser från fler olika discipliner och samarbetsformer där flera olika discipliner kan samskapa kunskap (Barthel m.fl. 2013). Lokala grupper är ofta bra på att svara på snabba förändringar eftersom de har plats-specifik kunskap och erfarenhet av tidigare förändringar på platsen (Folke m.fl. 2003). Resilient samhällsbyggnad tar hänsyn till både sociala och ekologiska aspekter och en gemensam nämnare för att arbeta med dem i planeringssammanhang är spatial utformning (Barthel m.fl. 2013).

Gröna ytor har visat sig ha en mångfald av olika nyttor för människor. Ofta genereras ett antal olika tjänster från samma bit mark och nyttan kan ändras över tid baserat på människors behov. Vissa tjänster tenderar statistiskt att uppträda tillsammans i knippen (eng. bundles) på respektive markanvändning (Haase m.fl. 2013). Ekosystemtjänstbegreppet lyfter fram alla dessa nyttor, för att visa att gröna ytor är integrerade adaptiva element i staden.

## **2.9 Ramverk för ekosystemtjänstbedömningar**

Begreppet ekosystemtjänster började användas av ekologiska ekonomer på 1970-talet (Gomez-Baggethun m.fl. 2009) men det var först i och med studien *Millenium Ecosystem Assessment* som begreppet blev mer allmänt känt bland beslutsfattare och allmänhet (Fischer m.fl. 2009). MEA består av ett stort antal studier på olika ekosystem, utförda av mer än 1000 forskare världen över som har använt metoder från ett gemensamt ramverk (MEA 2003). Ramverket utvecklades i början av projektet för att visa på ekosystems bidrag till människors välbefinnande, och har sedan legat till grund för metodiken i andra ekosystemtjänstrelaterade studier.

Sedan 2008 har arbetsgruppen *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB) utvecklat metodik och sammanfattat fallstudier på ekosystemtjänstbedömningar från hela världen. TEEB har även samlat metodik relevant för nationella studier (TEEB 2013). En stor sådan nationell studie, som även analyserar urban miljö, är Storbritanniens nationella ekosystemtjänstbedömning, United Kingdom National Ecosystem Assessment (UKNEA 2009).



För att uppmuntra utvecklingen av en gemensam plattform för ekosystemtjänstbedömningar har *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES) försökt skapa ett klassificeringssystem som kan användas för att relatera andra ramverk till varandra.

Det finns även andra studier med syftet att sammanfatta forskning och annan information för att underlätta kommande studier, exempelvis Naturvårdsverket *Sammanfattning av ekosystemtjänster* (2012) och TEEB (2010b) *Synthesis Report*. Urval av metodik som är relevant i urbana miljöer finns exempelvis i TEEB (2011) *Manual for Cities*, UKNEA 2011 *Ch 10* och Naturvårdsverket (2010) s. 131-136. Sammanfattad metodik om värderingsmetoder och associerad problematik finns i alla dessa rapporter, men ett bra ställe att börja är TEEB (2010b) *Synthesis report*.

## **2.10 Plan och byggprocessen**

I Sverige finns en formell och väl specificerad metod för att designa och planera städer. Den kallas plan- och byggprocessen och styrs av Plan- och bygglagen (PBL). Kommuner har ansvar och rådighet över marken inom sina gränser. Därför blir kommunen den aktör som ser till att all förändrad markanvändning beslutas om genom den fastställda planprocessen. Kommunen ansvarar för att upprätta översiktsplaner som översiktligt beskriver hur städer ska utvecklas i framtiden. Översiktsplaner prövas en gång under varje mandatperiod (PBL 2010:900).

Inom varje översiktsplan görs detaljplaner för specifika områden. Dessa är juridiskt bindande. Innan något ska byggas eller förändras måste det planeras på en stadsdelsnivå i en detaljplan. Sedan kan aktörer i området beviljas bygglov för enskilda projekt.

Som ett komplement till en översiktsplan kan kommunen välja att göra ett program. Ett program ska studera det sammanhang som ett aktuellt område befinner sig i och därmed klargöra lämplig markanvändning, behov av infrastruktur och konsekvenser av en eventuell detaljplan.

Planprocessen utgår från att möjliggöra för olika aktörer att bygga i och förändra den fysiska miljön i kommunen på sätt som de finner lämpliga för sin verksamhet. Men privata aktörers intressen ska vägas mot det allmänna intresset, alltså alla invånare som berörs av planerna för området. För att göra det finns ett antal tillfällen i planprocessen som kräver samråd. Samråd är allmänhetens och olika intressegrupper och remissinstansers chans att påverka planerna. Resultatet av samrådet sammanställs i en samrådsredogörelse.

## **2.11 Metoder för social och ekologisk analys**

### **2.11.1 Naturvärdesinventeringar och ekologisk landskapsanalys**

Det finns en nationell standard, TK 555, för att bedöma vilka arter som finns i ett visst område, så kallade naturvärdesinventeringar (SIS 2014). Det finns även en mer eller mindre standardiserad form för ekologiska landskapsanalyser (Göteborg stad 2013a). De visar på natur- och kulturvärden som relaterar till landskapet som ett område är

lokaliserat i. En sådan analys tar även upp ekologisk konnektivitet som är viktigt för att analysera resiliensen i ett ekosystem.

### **2.11.2 Social konsekvensanalys**

En del sociala förutsättningarna kan bedömas med en social konsekvensanalys (SKA) (eng. social impact assessment). En SKA går ut på att kartlägga vilka sociala konsekvenser vissa designelement kommer få på ett område och kan användas för att designa områden för att motverka segregering och för att öka säkerhet och välbefinnande (Göteborg stad 2011; Misra u.å.).

### **2.11.3 Social-ekologisk urbanism**

Social-ekologisk urbanism är ett verktyg som grundar sig på resiliensteori och tillämpar principer om samförvaltning och plats specifikt lärande. Det leder fram till förslag på decentraliserad design där aktivering av användarna lyfts fram som en viktig process. Barthel m.fl. (2013) identifierar sex designelement, tre rumsliga och tre institutionella, som ökar urbana områdets sociala och ekologiska resiliens (Barthel m.fl. 2013). De rumsliga är gröna stråk, performativa byggnader och områden som skapar mångfald.

En ökad konnektivitet i landskapet bidrar till ekosystemets resiliens genom att överbrygga barriärer och bygga korridorer mellan olika populationer av arter och olika biotoper (Naturvårdsverket 2012). Konnektivitet som begrepp används även för människors rörlighet mellan olika områden och skapar förutsättningar för ett flöde av idéer, kunskap och förtroende (Barthel m.fl. 2013). Om element designas så att de både understöder ekologisk och social konnektivitet så är de gröna stråk. Även långa siktlinjer kan fungera som gröna stråk och stärker kulturella ekosystemtjänster så som *trygghet* och *tillgänglighet* (Barthel m.fl. 2013). Gröna stråk som kombinerades med lokalt omhändertagande av vatten kallades för blå-gröna stråk.

Ett sätt att öka människors nyttjande av ett område (och därigenom det värde det genererar) är att dela upp området och låta människor själva bestämma vad en del av området ska användas till. Då skapas en mångfald av användningar och en mångfald av värden. Potentiellt kan människor lättare associera till områdets olika delar, hitta sin plats och känna en koppling till området. Att göra användare delaktiga i förvaltningen av området i så kallade Urban Green Commons (UGC) tar vara på den sociala mångfalden i staden (Colding & Barthel 2013).

Stadsodlingar är exempel på UGC:s (Colding m.fl. 2013). De är dessutom viktiga lokaler för pollinatörer och fåglar och bidrar till många olika ekosystemtjänster (Colding m.fl. 2006; Andersson m.fl. 2007). Områden som skapar mångfald ökar människors välbefinnande, ökar biologisk mångfald och underlättar skötsel av området (de Groot 2010; Haase m.fl. 2013).

Byggnader kan ha fler funktioner utöver att skilja ut- och insida. Det kan intensifiera ekosystemtjänster punktvis genom gröna tak, gröna väggar, vinddämpande effekter, integrerade solceller och tak-/terrassodlingar. Sådana byggnader, och andra lösningar som tillför ekosystemtjänster som annars inte skulle varit där, räknas som punktvis intensifiering (Barthel m.fl. 2013). Genom att kvantifiera värdet av de

ekosystemtjänsterna från gröna tak som det finns metoder för att kvantifiera så har Clark m.fl. (2008) beräknat en återbetalningstid kortare än 22 år.

#### **2.11.4 Ekologisk markanvändningskomplettering**

Ekologisk markanvändningskomplettering kan användas för att mer målmedvetet bygga resiliens på en landskapsnivå i städer (Colding 2007). Metoden går ut på att aktivt anpassa ny bebyggelse eller markanvändning för att förstärka kvaliteter som gynnar och skapar ekosystemtjänster på en större, regional skala i stadslandskapet.

#### **2.11.5 Workshops – aktiv medborgardialog**

Tidigare workshops som relaterar till ekosystemtjänster och som studerats som underlag till metoden är exempelvis Norrköping kommuns Kneippen Syd med KIT Arkitekter, Eskilstuna kommuns workshop om resiliens tillsammans med Stockholm Resilience Centre (Eskilstuna kommun 2013) och Alingsås kommuns workshop om Stadsförnyelse Noltorp tillsammans med Tällberg foundation (Alingsås kommun 2013). Det de har gemensamt är att de har en mångfald av aktörer som möts på lika villkor, där de kan dela synen på behov och vision kopplade till det aktuella området eller temat i ett gott samtal. En workshop bör ledas av en facilitator som kan skapa en förtroendeingivande, värdeneutral miljö och se till att principer för goda samtal följs.

#### **2.11.6 Deltagande observationer**

Datainsamling i och med inventering kan ske mer eller mindre strukturerat genom observationer av grupper och aktörer i området (Ejvegård 2009).

#### **2.11.7 Intervjuer**

Vid platsbesök kan mycket kunskap om platsen samlas in genom explorativa intervjuer (Kvale & Brinkmann 2009) med användare av området och andra aktörer som är delaktiga i förändringen av området.

#### **2.11.8 Öppen geodata för fjärranalys**

År 2007 fastslogs EU-direktivet INSPIRE som syftar till att skapa en gemensam plattform för geodata i Europa<sup>4</sup>. Direktivet implementeras i Sverige genom den nationella geodatastrategin och bedöms leda till ett ökat tillgängliggörande av öppna datakällor för olika typer av geodata som kan användas för fjärranalys (Lantmäteriet 2012). Redan nu finns ett antal öppna datakällor som lämpar sig för ekosystemtjänstbedömningar i Sverige (Bilaga B).

#### **2.11.9 Indikatorer för kvantifiering av ekosystemtjänster**

TEEB (2010a) argumenterar för att värdet av ekosystemtjänsterna ska "skattas på bästa möjliga sätt" vilket tolkades som ett argument för att tjänsterna bör kvantifieras även om det inte finns bra indikatorer. Att välja indikatorer anses vara ett sätt att synliggöra värdet av ekosystemtjänster (SCB 2013a; SOU 2013:68) och detta kan göras nationellt. Det anses vara en förutsättning för att "värdet av ekosystemtjänster ska integreras i

---

<sup>4</sup> <http://inspire.ec.europa.eu/>

ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt” (Regeringen 2014). En slutsats i SCB:s *Kvantifiering av ekosystemtjänster* (2013a) är att det än så länge inte finns bra indikatorer för alla typer av tjänster och att det inte ens är säkert att det kommer gå att ta fram för alla ekosystemtjänster. De tjänster för vilka SCB föreslår indikatorer är exempelvis *matproduktion, vattenförsörjning, luftrening, lokal klimatreglering, bullerreducering, habitat för föryngring, global klimatreglering, rekreation och kulturarv*. Indikatorer föreslås även av de Groot et al (2002) och Staub et al (2011). Val av gemensamma indikatorer möjliggör jämförelse men riskerar att främja vissa aktörers intressen. Val av indikatorer kan behöva göras olika beroende på områdets förutsättningar och vilka mål som är prioriterade i förändringen av området. Att det fulla värdet av ekosystemtjänster skulle kunna representeras av en siffra har kritiserats (SOU 2013:68, Sörlin 2013).

### **2.11.10 Markanvändning**

I Sverige följer SCB förändringen av markanvändning på riksnivå och publicerar löpande statistik över hur marken fördelas mellan olika markanvändningskategorier. De kategorier som används har valts för att visa på kopplingen till ekonomiska sektorer så som jordbruksmark, skogsmark, gruvor och täkter (SCB 2013b).

## 3 Metodutveckling

### 3.1 Beskrivning av tillvägagångssätt

Litteraturstudien och analysen av metod delades upp i två steg. Först genomfördes en studie av befintliga ramverk för ekosystemtjänstbedömningar för att finna ett klassificeringssystem och vägledande principer för ekosystemtjänstbedömningar. Därefter gjordes en studie av metoder som används inom samhällsplanering i Sverige för att kartlägga och bedöma ekologiska och sociala värden och förutsättningar. De olika ramverken är anpassade för och har tidigare tillämpats på stora geografisk skala så som nationer (UK NEA 2011) och världen (MEA 2003) medan de sociala och ekologiska analysmetoderna är anpassade för mindre skala och tillämpas kontinuerligt på områden liknande det i fallstudien.

Kriterierna för samtliga metoder för ekosystemtjänstbedömningar utarbetades utifrån studiens frågeställningar. Klassificeringssystemet och undersökningsmetoderna behövde vara:

- anpassade för urbana miljöer,
- möjliga att förstå för verksamma inom samhällsplanering utan expertkompetens inom ekologi,
- tillräckligt uttömmande för att inte förlora komplexiteten i ekosystem,
- på svenska, anpassade till svenska förhållanden.

För fallstudierna valdes metoder som bedömdes lämpliga för deras lokala förutsättningar.

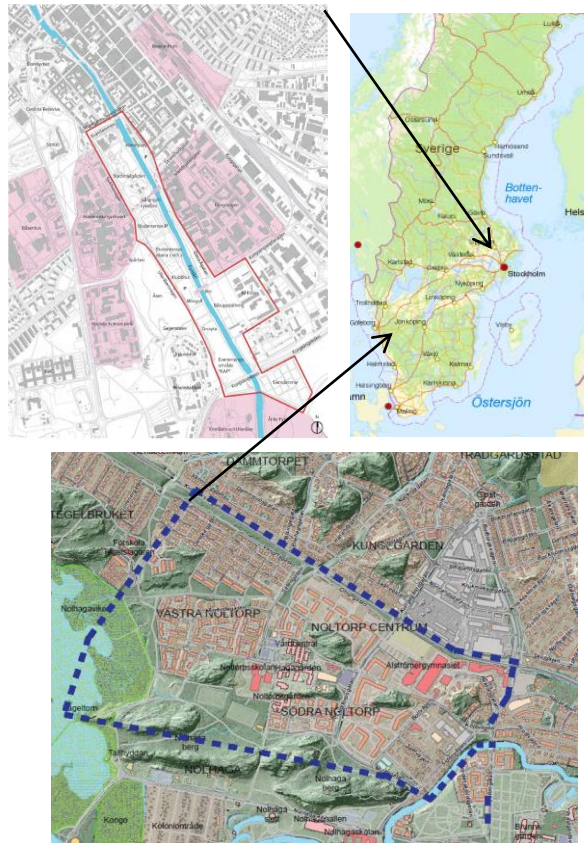
#### 3.1.1 Områdesbeskrivningar

Åstråket är en stadsnära park med en stor bandy- och friidrottsarena i centrala Uppsala, (Figur 3). Målet med förändringsprojektet är att utveckla området och förnya arenan. Uppsala har 205 000 invånare i kommunen (SCB 2013b) och är Sveriges fjärde största stad.

Noltorp är en stadsdel i västra Alingsås med ungefär 3000 boende (Figur 3). Området ska rustas upp och utvecklas för att ge mer värde till de boende och en större sammankoppling med resten av staden. Alingsås är en kommun med 39 000 invånare (SCB 2013b) som ligger 48 km nordöst om Göteborg (Figur 3).

#### 3.1.2 Urval av källor

De ramverk som valdes ut (Kapitel 2.9) till analysen valdes på kriterierna av historisk betydelse, användning och omfattning. De representerar översiktligt den befintliga litteraturen inom området ekosystemtjänstbedömningar. Penetration av forskningsområdet har gjorts genom samtal med ämnesgranskare, litteraturstudier samt intervjuer med tidigare studenter (Johansson 2014 muntl.).



**Figur 3. Åstråket, Uppsala (t.v.). Källa: Uppsala kommun. Noltorp, Alingsås (nederst). Källa: Alingsås kommun. Sverigekarta (t.h.). © Lantmäteriet [i2012/921]**

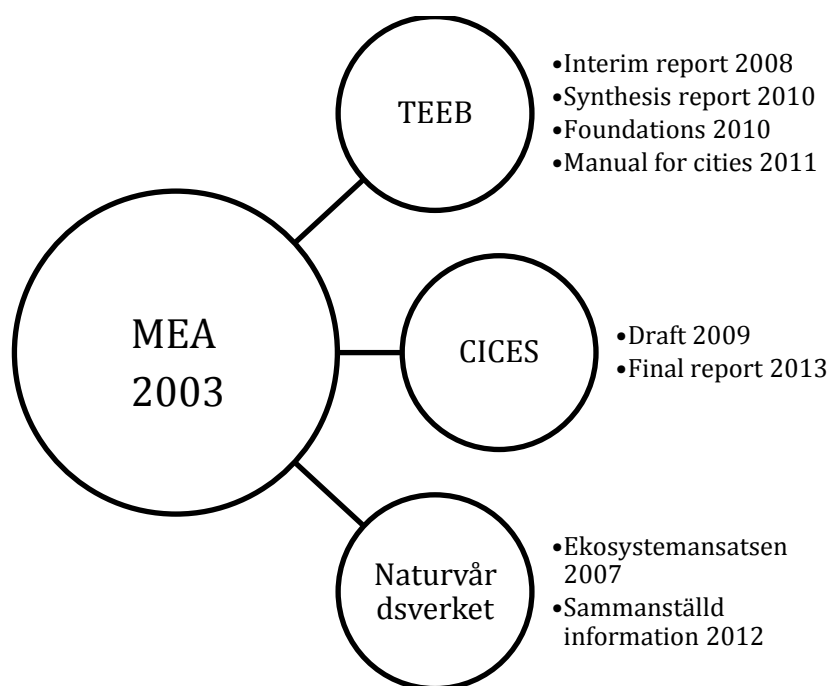
De sociala och ekologiska analysmetoder som valdes ut (Kapitel 2.11) analyserades är ett orepresentativt urval av alla metoder som finns tillgängliga inom samhällsplanering. De har valts ut genom samtal med ämnesgranskare, handledare, yrkesverksamma på Uppsala kommun, Alingsås kommun, Ramböll Uppsala samt genom litteraturstudier.

### **3.2 Analys av ramverk för ekosystemtjänstbedömning**

Ramverken som analyserades (MEA 2003; TEEB 2010; Naturvårdsverket 2012; CICES 2013; UKNEA 2011; se Kapitel 2.9) har olika många klasser och kategorier, bygger till viss mån på varandra (Figur 4), har olika mycket fokus på monetär värdering och är anpassade till olika ändamål (Tabell 1). En annan skillnad är att vissa studier är gjorda till en övervägande del av forskare, exempelvis MEA, och andra senare studier är gjorda i samverkan mellan många olika samhällsaktörer, exempelvis UKNEA. Alla studier är gjorda på större skalor än den lokala. Flera av ramverken har klasser som är svåra att förstå utan fördjupade kunskaper i ekologi, speciellt CICES. Alla ramverk delar upp ekosystemtjänster i de tre kategorierna av direkta ekosystemtjänster: *försörjande*, *reglerande* och *kulturella*. I TEEB finns även två klasser av kategorin *habitat och stödjande tjänster* och i Naturvårdsverket samsas *reglerande tjänster* med *upprätthållande* vilket jag tolkar är samma sak som *stödjande*. CICES (2013) föreslår en uppdelning i *varor och nyttigheter* snarare än olika typer av tjänster. Uppdelningen bedömdes som rimlig, men inte nödvändig, och lämnades därför utanför studien.

Metoderna liknar varandra i avseendet att de är antropocentriska<sup>5</sup>. De definierar ekosystemtjänster som naturens bidrag till människors välbefinnande, och utelämnar naturens intrinsikala värde. De bygger också på resiliensteori där principer om samförvaltning, platsspecifikt lärande och decentralisering<sup>6</sup> är centrala (TEEB 2011; Wilkinson 2012; Barthel m.fl. 2013).

Intresset för att hitta **synergier** mellan tjänster har ökat i takt med att ekosystemtjänster används för planering av förändrad markanvändning (Hasse m.fl. 2013; Barthel m.fl. 2013). En annan trend är att nationer och stora arbetsgrupper gör ekosystemtjänstbedömningar tillsammans. Detta kan vara en praktisk konsekvens av att ekosystemtjänstbedömningar kräver en bred tvärvetenskaplig kompetens och en förankring till användarna som verkligen upplever värdet av ekosystemtjänsterna.



Figur 4. Struktur över tidigare studier.

Alla olika ramverk bygger på olika sätt vidare på metodik från MEA (Figur 4). Inom TEEB och CICES fortsätter klassificeringssystem och metodik att utvecklas. Ingen av de analyserade ramverken presenterar konkreta metoder för kvantifiering av ekosystemtjänster, men de flesta pekar på att metoder för detta just nu håller på att utvecklas. CICES refererar till Staub m.fl. (2013) som har presenterat en metod för hur indikatorer kan väljas ut. Statistiska centralbyrån i Sverige har publicerat en sammanfattning över datakällor med indikatorer som kan användas för fjärranalys (SCB 2013a).

För vissa tjänster, främst de kulturella, kan kvantifiering och värdering i monetära termer vara ett och samma steg (exempelvis med olika typer av hegemonisk

<sup>5</sup> Sätter människan i fokus (Gren m.fl. 2004)

<sup>6</sup> Prioriterar de berörda människornas behov framför andras behov

prissättning) men för andra tjänster behöver tjänsten först kvantifieras för att sedan kunna värderas (exempelvis försörjande tjänster).

**Tabell 1. Jämförelse av tidigare studier på ekosystemtjänster**

	MEA	TEEB	CICES	UK NEA	NVV
Publicerades år (först/senast)	2003/2005	2008/2013	2009/2013	2011	2010
Fallstudier	X	X		X	
Använder stödjande tjänster	X	X		X	X
Har med abiotiska faktorer			X		
Egen klassificeringslista	X	X	X	X	X
Antal nivåer klassificering		3	4	2	2
Premierar aktiv medborgardialog		X		X	
Ekonomisk värdering "avgörande"		X			
Ekonomiskt värde def. som bidrag t. målpuffyllelse	X	X*			
Utvecklas kontinuerligt		X	X		
Sammanställning om andra ramverk					X
Global skala	X	X	X		
Nationell skala		X		X	X

\* gäller TEEB (2011) Cities och TEEB (2010) Fundamentals

Samtliga ramverk utgår från en modell av världen som ett social-ekologiskt system. Inställningen till stödjande tjänster skiljer sig dock i olika ramverk beroende på vilket användningsområde som avses. Ofta utesluts stödjande tjänster när målet är ekonomisk värdering av tjänsterna, för att undvika dubbelräkning<sup>7</sup> (UKNEA 2011; CICES 2013). När fokus istället är att identifiera och stödja de ekosystemtjänster som ger störst värdeökning, eller de tjänster som är viktigast att skydda, så blir de stödjande tjänsterna mycket viktiga.

En slutsats från analysen är att de stödjande tjänsterna har störst potential att skapa synergier, eftersom alla de andra tjänsterna bygger på dem. Uppdelningen i direkta och indirekta tjänster är bara relevant om ekosystemtjänsterna ska värderas ekonomiskt, annars kan uppdelning snarare vara ett hinder till att hitta de tjänster som skapar mest värdeökning då de stöds. De två olika synerna på hur uppdelningen bör göras är i slutändan en fråga om världsbild och kan härledas från Spinozas respektive Bacons olika världsbilder.

### **3.3 Analys av diskursen om hur värdet av naturen bör synliggörs**

För att utreda hur naturens värde kan synliggöras gjordes en enkel diskursanalys (Jørgensen & Phillips 2000). Några olika grupperingar och deras argument identifierades:

1) Värdet är kontextberoende (PIRC 2012; TEEB 2010a). Värdering i ekonomiska termer kan aldrig göras objektiv, den inkorporerar en viss uppsättning av värderingar och det måste man förhålla sig till (Ernstson & Sörlin 2013). Denna uppsättning värderingar ändras med tiden och mellan olika kulturer (Ernstson & Sörlin 2013; Goulder & Kennedy 1997). Värdet riskerar att plockas ur sitt sammanhang om det kvantifieras (Sörlin 2013). Om ekosystemtjänster värderas kommer de undervärderas

<sup>7</sup> Dubbelräkning är att nyttan av en stödjande tjänst riskerar att räknas två gånger, både som stödjande men även som de direkta tjänster som den stödjer.



(Gren m.fl. 2004; Costanza 1997; Gómez-Baggethun m.fl. 2009). Om ekosystemtjänster värderas på en marknad så kommer de undervärderas (Naturvårdsverket 2012). Inga metoder kommer kunna ta hänsyn till naturens, eller livets, egenvärde just för att det är intrinsiskt (Brülde 2007).

2) Om ekosystemtjänster inte värderas ekonomiskt tenderar de att lämnas utanför beslutsprocessen (TEEB 2010b; Atkinson m.fl. 2012). Om de metoder för värdering som redan finns börjar användas så leder det till att metoderna kommer utvecklas succesivt (TEEB 2010b). Om ekonomisk värdering görs kan ansvaret för ekologisk skada överföras på den som kränker naturens rättigheter (exempelvis det som idag räknas som externaliteter) (TEEB 2010b).

3) Ett annat perspektiv vore att bedöma lämpligheten för ekonomisk värdering utifrån hur människor påverkas av att sätta ett ekonomiskt värde på saker och ting. Människor betar sig mindre moraliskt när de verkar på en marknad än annars (Falk & Szech 2013) och ekonomisk värdering i sig förstärker människors individualistiska värderingar (Bowles 2008; Vatn 2010). Att värdera ekosystemtjänster i monetära termer riskerar att försvaga kulturer som redan accepterar en mångfald av värden (TEEB 2010b). Det finns en trend att favorisera privat välstånd och fysiskt kapital över allmänt välstånd och naturkapital (TEEB 2010b s. 11). Det är alltså en fråga om, även om vi kunde värdera alla ekosystemtjänster i monetära termer, vad skulle det få för effekt på samhället om vi gjorde det?

I diskursen urskiljs två olika ståndpunkter vilka i sin tur går att relatera till valet av världsbild (Kapitel 2). En grupp av argument kan härledas till en holistisk världsbild, att ekosystem genererar en mångfald av värden som inte kan representeras av en kvantifierad monetär (singulär) värdebas. Livets och naturens intrinsikala värde är viktiga för denna ståndpunkt. Kulturella ekosystemtjänster som spirituella värden och känslan av plats representerar dessa värden. Den holistiska världsbilden representeras av forskare inom vitt skilda områden som miljöhistoria (Sörlin 2013), folklivsforskning (Midholm & Salzman 2014) och naturresurslära (Costanza 2007) samt artister och kulturutövare (The Dark Mountain Project 2014).

En annan grupp av argument kan härledas till en reduktionistisk världsbild, att värdet av ekosystem kommer exkluderas från beslutsprocesser om de inte representeras på det vedertagna sättet att representera värden bland ekonomer och beslutsfattare. Den reduktionistiska världsbilden representeras av ekonomer och en del beslutsfattare (TEEB 2010b; SOU 2012:68, Prop. 2013/14:141). Enligt Bruno Latours (2005) aktör-nätverksteori skulle situationen kunna tolkas som att två olika grupper av aktörer konkurrerar om tolkningsföreträde till vad som är det "rationella" sättet att synliggöra naturens värde.

### **3.4 Val av metod**

#### **3.4.1 Principer och definitioner**

**Ekologiska förutsättningarna** användes för att benämna den biofysiska miljön, geologi, hydrologi, landskapets form, arter, näringsväv och andra ekologiska samband.

**Sociala förutsättningarna** användes för att benämna människors ambitioner, drivkrafter, socialt kapital, organisationer, kunskap om platsen, sociala strukturer, människors hälsa och behov, lokal tradition, kultur, markägande, förvaltningsansvar samt ekonomiska och institutionella förutsättningar.

Med **medborgare** avsågs främst medborgarna i den aktuella staden eller stadsdelen. **Användare** användes för att beteckna de medborgare, besökare och turister som faktiskt använder området. Aktiviteter som syftar till att aktivera och integrera medborgare i processen kallades för **aktiv medborgardialog**.

**Värde** definierades som "ett mått på hur något bidrar till uppfyllelse av ett visst mål" (Mariussen & Uhlin 2005; Farber 2002). Mitt val att inte representera värdet av naturen i monetära termer innebar att ta ställning för den holistiska världsbilden. Den stora fördelen med en sådan definition, jämfört med en traditionell ekonomisk definition som till exempel en vara eller tjänsts bytesvärde på en fri marknad, var att den erkänner det faktum att värde är subjektivt och kontextberoende (Goulder & Kennedy 1997; PIRC 2012). Marknader är verktyg som kan användas för att skatta bytesvärdet av en vara för vilken ägandet tydligt kan definieras, inte ett sätt att mäta något objektivt värde som skulle det vara en inneboende egenskap (Mariussen & Uhlin 2005; TEEB 2010b; Naturvårdsverket 2010; Holmgren 2010).

MEA/TEEB-ramverk valdes som utgångspunkt på grund av deras tydligt **antropocentriska** fokus (mänskligt välbefinnande som explicit mål). Naturvårdsverkets klassificeringssystem användes som grund eftersom det redan är reducerat från CICES och dessutom avvägt för svenska förhållanden. Det modifierades baserat på vad som är karaktäristiskt för urbana social-ekologiska system (Naturvårdsverket 2012a; Hasse m.fl. 2013). Naturvårdsverkets klassificeringssystem är dessutom anpassat för att kopplas till Sveriges miljömål, något som bedömdes som relevant för fortsatta studier.

För att passa in det hela i den kommunala planprocessen studerades ett antal detaljplaner från Uppsala kommun för att analysera vilka normer, praxis och explicita/implicita mål som förknippas med planprocessen.

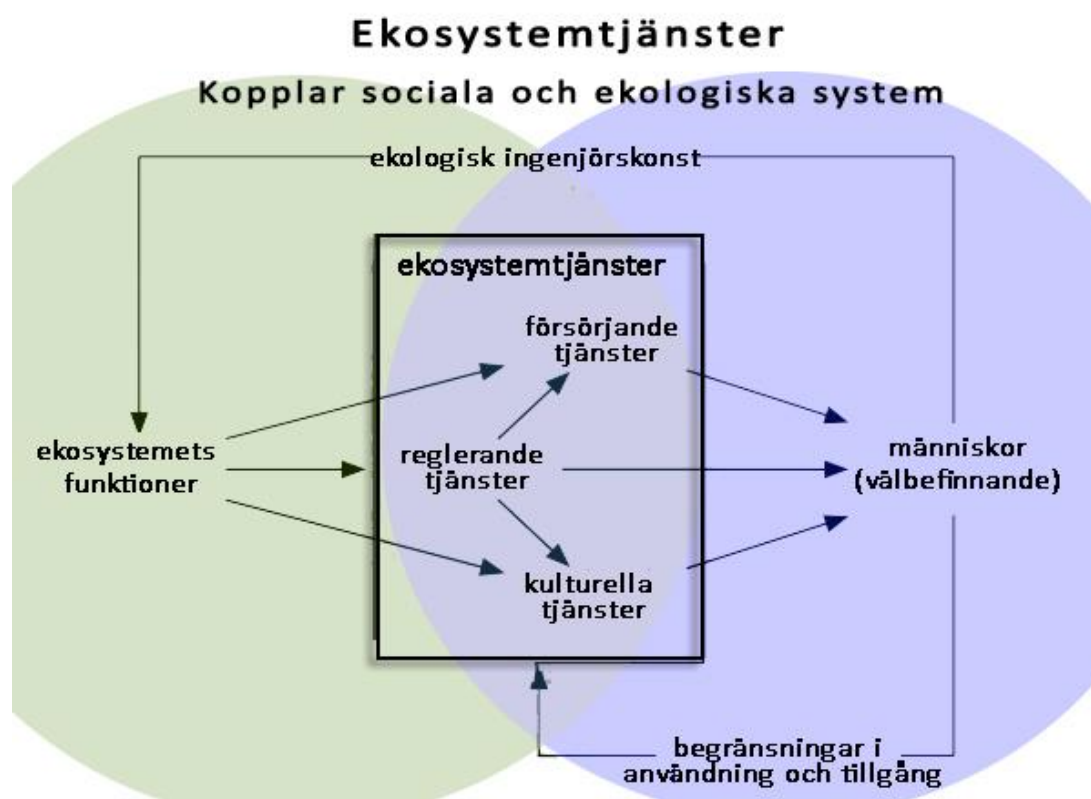
Utgångspunkten för metoden är att hela samhället, sociala och ekonomiska faktorer, samverkar med omgivande ekosystem i så hög grad att vi måste analysera det som ett sammankopplat social-ekologiskt system (Figur 5).

### **Målvariabler**

Värdet av en viss ekosystemtjänst relaterades till användarnas upplevda **behov** av tjänsten, vilket i sin tur antogs påverkas av förekomsten av tjänsten, olika drivkrafter och människors preferenser (Figur 6). De tjänster vilka bidrar mest till uppfyllelse av målvariablerna fick högst värde och borde prioriteras vid beslut.

Eftersom målen var explicita kunde även andra mål införts som komplement till de som användarna av området uttryckt. Exempelvis kunde experter ha föreslagit målvariabler som vore relevanta för målgrupper som inte har kunnat aktiveras i medborgardialoger av olika anledningar. En viktig målgrupp som saknar direkt representation i alla medborgardialoger är kommande generationer. För att ta hänsyn även till deras behov har Sveriges riksdag antagit det så kallade generationsmålet, som har brutits ner i

Sveriges 16 miljömål. De kan också användas som underlag för värdering för att exempelvis analysera alternativa designers bidrag till respektive miljömål.



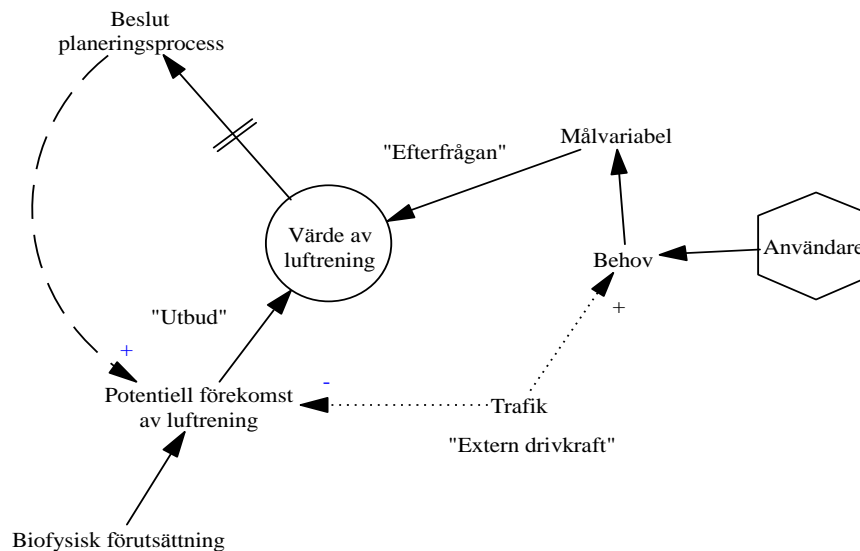
Figur 5. Ekosystemtjänsterna i det kopplade social-ekologiska systemet. Modifierad från Bennet m.fl. 2009.

### Påverkansfaktorer

En analys av vad som påverkar den fysiska miljön i området var viktig för att bedöma ekosystemtjänsternas potentiella utbud i framtiden och användarnas förväntade behov. Detta kommer bli extra relevant för att bedöma det ökande värdet av vissa reglerande tjänster som *översvämningskydd*, *erosionsskydd* och *hydrologisk reglering* i takt med att effekter av klimatförändringar blir mer uppenbara.

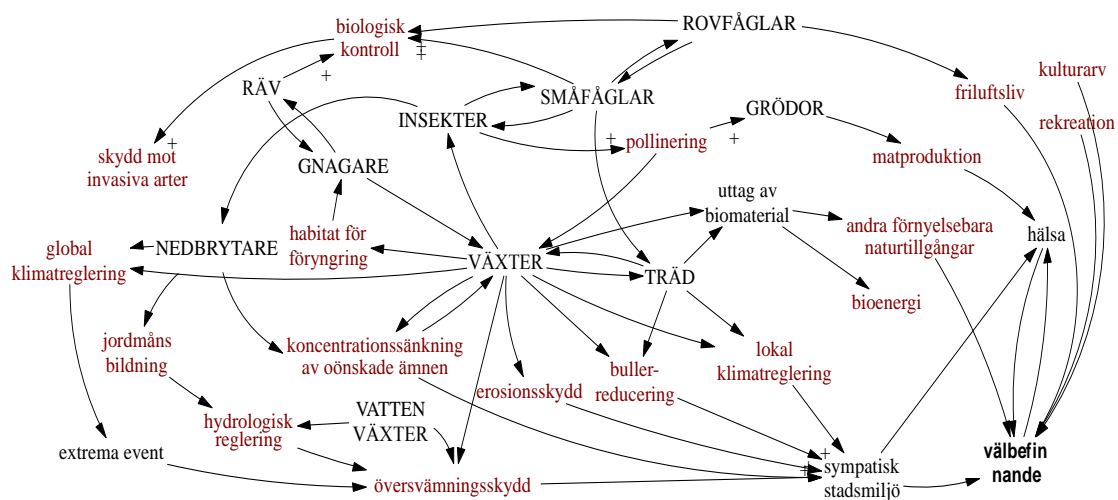
### Kausaldiagram och systemkartor

Att ekosystemtjänster är kopplade (Teori 2.5) leder till att det inte går att göra enkla avväganden mellan ökning av några ekosystemtjänster på bekostnad av en minskning av andra. Minskning av någon ekosystemtjänst riskerar att förstöra andra tjänster helt. I sin förlängning kan det leda till att nyckelarter i ekosystemet dör ut och hela ekosystemet gör över en tröskel och byter tillstånd. Tjänsternas inbördes växelverkan har ofta en fördröjning som dessutom gör att konsekvenserna av en förändring inte blir direkt mätbara. Konsekvenserna av en minskning av någon tjänst behöver göras av en ekolog genom djupa studier av plats-specifika ekologiska samband.



**Figur 6. Systematisk analys av drivkrafter, processer och aktörer som skapar värde av luftrening**

För att ändå lyckas förenkla arbetet med ekosystemtjänster tillräckligt (Syfte 1.1) så var fokus på att kommunicera ekosystemets sammankoppling med sociala målvariabler genom att använda systemkartor, så kallade kausaldiagram (eng. causal loop diagram) (Figur 7).



**Figur 7. Exempel på hur olika ekosystemtjänster (rött) beror av varandra och ekosystemets strukturer (VERSALER) och hur dessa bidrar till människors välbefinnande**

### 3.4.2 Urbana ekosystemtjänster

Naturvårdsverkets (2012) lista var utgångspunkten för att göra en lista på klasser av ekosystemtjänster som bedömdes relevanta i urbana förhållanden (Tabell 2). Innebörden av varje klass analyserades och bedömdes utifrån kriterierna i Kapitel 3.1. Hänsyn togs också till hur viktig tjänsten är för andra tjänster, vilken skala den är relevant på, vilka biologiska och sociala aktörer som tjänsten beror av och vilka sociala aktörer som tjänsten generellt sett skapar ett värde för och deras roll i planeringsprocessen.

Naturvårdsverket (2012) väljer ut fem ekosystemtjänster som extra relevanta i urbana områden: *infångning/absorption, lokal och regional klimatreglering, möjlighet till rekreativ aktivitet, bullerreducering* samt *hälsa*. SCB (2013) refererar till Naturvårdsverkets urval och tar även med *ornamentala resurser, fiberråvara, bioenergi, genetiska resurser, reglering av fastmaterialflöden, markens bördighet och struktur* samt *pollinering*. Naturvårdsverket (2012) anmärker också att de kulturella tjänsterna generellt sett är ”starkare” än de försörjande tjänsterna i urbana områden.

*Matproduktion* är mer relevant på större skala men lades ändå till listan eftersom den förekommer i alla analyserade ramverk (Kapitel 3.2) och på grund av sin koppling till en del kulturella tjänster som *känslan av plats, hälsa, kulturarv* och *utbildning*. I landskapet sker synergier mellan dessa tjänster exempelvis i villaträdgårdar och stadsodlingar.

**Tabell 2. Ekosystemtjänster speciellt relevanta i urbana miljöer**

<b>Försörjande</b>	Matproduktion
	Vattenförsörjning
	Ornamentala resurser
	Andra förnyelsebara naturtillgångar
<b>Reglerande och stödjande</b>	Luftrening
	Lokal klimatreglering
	Bullerreducering
	Vattenrening
	Dagvattenhantering
	Hydrologisk reglering
	Erosionsskydd
	Pollinering
	Fröspridning
	Habitat med föryngring
	Biologisk kontroll
	Global klimatreglering
	<b>Kulturella</b>
Rekreationell attraktivitet	
Utbildning och vetenskap	
Känslan av plats	
Kulturarv	
Tillgänglighet	
Offentlighet	

På grund av centraliserad drift av vattensystem i Svenska städer och tillgång till teknik för transport av vatten så bedöms *vattenförsörjning* vara mer relevant på stadsnivå. Men tjänsten är komplicerad, uttag av vatten beror på infiltration eller inflöde av vatten från andra områden. På grund av tjänstens koppling till andra tjänster som

*dagvattenhantering* (infiltration och rening) och *lokal klimatreglering* (som beror till stor del på evapotranspiration och evaporation) så lades den ändå till listan.

Klasserna *fiberråvara* och *bioenergi* bedömdes tillräckligt lika för att gemensamt benämnas *andra förnyelsebara naturtillgångar*. *Infångning/absorption* bedömdes inte uppfylla kriteriet om att vara lätt att förstå, så benämningen ändrades till *luftrening* respektive *vattenrening*. Detta är dessutom snarlikt de benämningar som används i TEEB (2010).

Klassen *dagvattenhantering* finns inte i något ramverk men bedömdes relevant för urbana förhållanden. Klassen ämnar samla nyttan som gröna områden ger genom att infiltrera regnvatten vilket spar kapacitet i dagvattennätet, fördröjer flödestoppar, renar vattnet genom absorption och mikrobiell nedbrytning samt fyller på förrådet av grundvatten vilket är en förutsättning för tjänsten *vattenförsörjning*.

*Hydrologisk reglering* bedömdes vara relevant för att hitta samhällsnyttiga blågröna lösningar i samband med förändrad markanvändning som i de båda fallstudierna. I landskapet förekommer tjänsten exempelvis i dammar, sjöar och våtmarker.

*Reglering av fastmaterialflöden* uppfyllde inte kriteriet att vara lätt att förstå och ändras därför till *erosionsskydd*. I landskapet kan det exempelvis vara slutningarna ner mot ett vattendrag.

*Fröspridning* lades till eftersom många av de andra tjänsterna beror av träd, och även om många av träden i stadslandskapet planteras av människor så fyller vissa fågelarter en helt avgörande roll för möjlighet för trädens naturliga livscykel.

*Turism och friluftsliv* lades till eftersom de kan vara extra intressanta för vissa aktörer i en planering om förändrad markanvändning. *Utbildning och forskning* finns i många av ramverken och bedömdes vara relevant i fallstudierna.

*Känslan av plats* visade sig vara viktig för att representera värdet för många av användarna av området. I landskapet kan det vara de platser som användarna refererar till i sina berättelser, men det behöver heller inte gå att koppla helt till den fysiska miljön.

De två tjänsterna *tillgänglighet* och *offentlighet* lades till eftersom de bedömdes som relevanta i samband med förändrad markanvändning som styrs av offentliga aktörer. De har tidigare använts av Barthel m.fl. (2013) i arbetet med Albano i Stockholm. *Tillgänglighet* beror av hur landskapet är strukturerat. Exempelvis stärks tillgängligheten av förekomst av långa siktlinjer, öppna områden och frånvaro av stängsel, staket, vägar. *Offentlighet* representerar den värdeneutrala mötesplats för människor som grönområden kan utgöra, som motpol till det offentliga rummet där användarna ständigt utsätts för olika budskap.

*Hälsa* togs bort från listan eftersom den bedömdes vara en effekt av tillgång till de olika ekosystemtjänsterna. Nyttorna som leder till god hälsa bedöms kunna representeras av de redan befintliga klasserna, exempelvis *bullerreducering*, *luftrening*, *känslan av plats* och *tillgänglighet*.

Detta är inte en komplett eller färdig lista, snarare ett urval som visade sig användbar under fallstudierna. En bruttolista på ekosystemtjänster finns i Bilaga G.

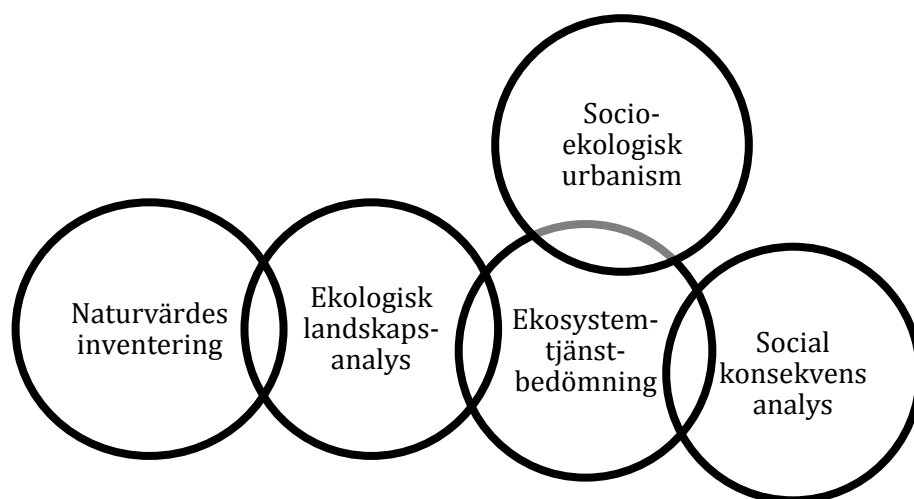
### 3.4.3 Indikatorer

Ekosystemtjänsternas reella förekomst kvantifierades inte och därför behövde inte explicita indikatorer väljas. Men bedömningen av förekomst och nyttjande av tjänsterna baserades ändå på indikatorerna i SCB (2013). Listan kompletterades med egna indikatorer där det behövdes. Exempelvis bedömdes bullerreducering utifrån observationer av kvaliteten och tätheten på grönstrukturerna. För pollinering användes antal pollinerade växter i området. För biologisk kontroll studeras näringsväven i området. Känslan av plats bedömdes utifrån förekomst av platser med symboliskt värde för användarna.

### 3.4.4 Val av metoder för fallstudierna

De flesta undersökta sociala och ekologiska metoder faller in under kriterierna i 3.1 och bedömdes lämpliga för ekosystemtjänstbedömningar. De olika metoderna kunde översiktligt kategoriseras i tre olika kategorier: ekologisk landskapsanalys (vilket kan använda naturvärdesinventeringar som underlag), social konsekvensanalys och social-ekologisk urbanism (som har en tvärvetenskaplig karaktär och går ut på att skapa designelement snarare än analysera nuläget) (Figur 8).

Ekologisk markanvändningskomplettering bedömdes inte kunna användas eftersom den blir relevant först på en större skalnivå (stad, region). Men de bakomliggande principerna liknar de bakom socio-ekologisk urbanism och ekologisk landskapsanalys.



Figur 8. Ekosystemtjänstbedömningar och andra typer av undersökningar

Existerande markanvändningskartor visade sig vara för övergripande för att vara bra underlag för studier på lokal nivå. För en ekosystemtjänstbedömning är det snarare information om vilka olika biotoper som finns i området som är relevant, men den information som finns i de studerade kartorna inte är mer detaljerad än "grönyta". Mer

detaljerad information, liknande Countryside Survey<sup>8</sup> i Storbritannien, hittades bara för Stockholm stad (2012).

I fallstudien över Åstråket användes fjärranalys av kommunens GIS-data, naturvårdsinventeringar av organismgrupper och kunskap från tidigare konsultrapporter. Ett omfattande platsbesök gjordes den 2014-02-20 då material samlades in genom deltagande observationer (Bilaga A). Ett antal kompletterande fältbesök gjordes då data och slutsatser från analysen validerades. Under arbetets gång genomfördes explorativa intervjuer (Kvale & Brinkmann 2009) för att inhämta kompletterande kunskap om området, bland annat med kommunens friluftstrateg (Sävsten 2014 muntl.).

I Noltorp genomfördes ett fältbesök under två dagar i april 2014. Data på ekologiska och sociala förhållanden inhämtades genom deltagande observationer under en workshop med aktörer från kommun, bostadsbolag, lokala näringsidkare och lokala intressegrupper 2014-04-25, samt genom platsbesök av området tillsammans med kommunens miljöstrateg. Besöket kompletterades med litteraturstudier och fjärranalys av kartmaterial (Johansson & Emilsson 2014).

---

<sup>8</sup> <http://www.countrysidesurvey.org.uk/land-cover-map-2007>



## 4 Fallstudie Åstråket

### 4.1 Bakgrund

Området Åstråket i Uppsala genomgår en planerad förändring vilket kräver flera nya detaljplaner. Konsultföretaget Ramböll projektledning har tidigare varit delaktiga i att ta fram ett planprogram för området. Därför vill både Ramböll och Uppsala kommun göra en fallstudie över området för att testa metoden i examensarbetet och bidra med ett ytterligare perspektiv till kommunens planprocess.

Uppdraget har formulerats av både Ramböll projektledning och ansvarig handläggare på Uppsala kommun. Studien innehåller en kartläggning av befintliga ekosystemtjänster, en konsekvensanalys av de föreslagna designkomponenterna i planprogrammet och förslag för åtgärder som kan bibehålla värdet av ekosystemtjänsterna i området genom förändringen.

Målgruppen är tjänstemän och politiker på Uppsala kommun som är involverade i förändringen av Åstråket. Rapporten kan även vara relevant för tjänstemän, politiker och konsulter som är involverade i frågor som rör markanvändning, planering, miljömålsarbete och annat miljöstrategiskt arbete.

### 4.2 Avgränsningar

Denna fallstudie är översiktlig och beskriver ekologiska och sociala samband främst på en kvalitativ nivå. Försök till kvantifiering görs (Tabell 4, Tabell 5) men metoderna för dessa är inte vedertagna och bygger på egna observationer och subjektiv bedömning. För att en ordentlig ekosystemtjänstbedömning ska göras behövs mer resurser, andra verktyg för kvantifiering och tätare kontakt med uppdragsgivaren för att stämma av vilka indikatorer som är relevanta för olika ekosystemtjänster.

Ett omfattande arbete har redan genomförts för att sammanföra olika aktörers vision för området i Planprogrammet för Södra Åstråket (Uppsala kommun 2012, herefter kallat planprogrammet) och i detta har mål för området formulerats. Eftersom Åstråket var mellan två skeden i planprocessen så kunde ingen medborgardialog genomföras och inte heller någon workshop med representanter för användare och andra intressenter. Detta gjorde att bara delar av metodiken kring ekosystemtjänstbedömningar kunde testas i denna fallstudie. Den sociala delen av analysen baserades endast på en inventering av området och information i planprogrammet. För att ändå kunna genomföra en ekosystemtjänstbedömning så gjordes antagandet att de utpekade målen i planprogrammet speglar användarnas behov i området.

Vissa ekosystemtjänster är beroende av sambandet mellan vissa specifika arter (se exempelvis Barthel et al 2013). I denna översiktliga studie har hänsyn bara tagits till relationer mellan stora grupper av arter så som *träd*, *växter*, *fåglar*.

Förslag på designkomponenter för området har bara skett översiktligt eftersom förutsättningarna för området kommer fastställas först i de kommande detaljplanerna.

### 4.3 Områdesbeskrivning

Åstråket är ett park-, idrotts- och evenemangsområde som sträcker sig från Islandsfallet i centrala Uppsala söderut till Kungsängsbron, och som binder ihop industri- och handelsområdet Boländerna med bostads-, forsknings- och utbildningsområden i västra Uppsala (Figur 9). Den dominerande vegetationstypen inom området är gräsytor med glesa träd och marken används som offentlig park och aktivitetsyta. Området avgränsas ekologiskt av Kronåsen i väster och Fyrisån i öster (även kajen på Fyrisåns östra sida räknas till området). Övriga avgränsningar utgörs av Akademiska sjukhuset i nordväst och vägar i norr respektive syd. Kronåsen är en del av Uppsalas rullstensås varifrån Uppsalas dricksvatten tas. Kommunen äger marken i området och ett antal näringsidkare har intressen i och i anslutning till området. Åstråket ligger centralt bland



Figur 9. Åstråket (röd ram) med omkringliggande utvecklingsområden (lila). Källa: planprogrammet (t.v.), Google maps (t.h.)

många områden som av kommunen utpekats som utvecklingsområden (Figur 9). Områdets yta är 245 000 m<sup>2</sup> med en omkrets på 3.7 km (Uppsala kommun 2014a).

#### 4.3.1 Historik

Kommunen planerar att förändra området under lång tid framöver (Uppsala kommun 2012). Beslut om att börja utreda utveckling av Studenternas IP togs 2003 (Uppsala kommun 2012). Under 2010 antog Uppsala kommun en ny översiktsplan (ÖP). Arenagruppen, som är styrgrupp över ombyggnaden av Studenternas IP, bjöd in markägare och intressenter inom stråket till en workshop kring problem och potentialer i april 2011. Planprogrammet för området skickades på samråd 2012-01-18 (Uppsala

kommun 2012). Ett öppet informationsmöte hölls med allmänheten 2014-01-20 (Uppsala kommun 2014b). Under hösten 2014 sammanställs remissynpunkterna (Åkerblom 2014 muntl.).

## 4.4 Mål för förändringen

### 4.4.1 Intentioner i planprogrammet

I Uppsala kommuns evenemangsstrategi fastslås att "kommunen ska aktivt använda sin mark och anläggningar för att attrahera och utveckla evenemang" (Uppsala kommun 2006).

I planprogrammet står att Åstråket är till största delen "ett centralt och mycket uppskattat offentligt, icke-kommersiellt rum tillgängligt för möten, upplevelser och vila". Inriktningen för området pekas ut i visionen som att skapa ett "levande upplevelse- och innehållsrik aktivitetsstråk som fungerar både vid stora evenemang och till vardags". Utpekade nyckelord från planprogrammet valdes till målvariabler (Tabell 3).

Tabell 3. Utpekade mål i planprogrammet

Rikt på upplevelser och innehåll
Hög arkitektonisk kvalitet
Få barriärer
Hållbart
Levande och tillgängligt

Tolknigen av målet hållbart var att området ska bidra till en hållbar utveckling av Uppsala som stad. Målet i sig var för ospecifikt för att kunna följas upp. Därför togs två andra set av delmål fram för att bedöma ekosystemtjänsternas bidrag till hållbarhet, Uppsalas policy för hållbar utveckling (Uppsala kommun 2014d) och det internationella forskningsramverket planetens gränser (Rockström m.fl. 2009). I Uppsalas policy för hållbar utveckling finns målen att Uppsala ska: stärka mänskliga rättigheter, praktisera ett ansvarsfullt resursutnyttjande och säkra tillväxt (Uppsala kommun 2014d). Baserat på Rockström m.fl. (2009) bedöms målet för en hållbar utveckling kunna formuleras som att summan av mänsklig aktivitet håller sig inom planetens gränser. De två största globala utmaningar för en hållbar utveckling blir således de gränser som redan passerats, förlust av biologisk mångfald och klimatförändringar.

## 4.5 Fjärranalys

### 4.5.1 Konkreta förslag och konsekvenser i planprogrammet

Konkreta förändringar som utpekats är att Studenternas IP ska renoveras och byggas ut. Kapaciteten på arenan kommer ökas succesivt till 15 000 åskådare och detta kommer ställa nya krav på transportlösningar. En ny bro planeras över Fyrisån för att skapa en bilförbindelse. Denna utpekats som central för hela planprogrammet, men riskerar även "att utgöra en ny barriär i nord-sydlig riktning" (Uppsala kommun 2012). Parkeringsplatsen vid arenan föreslås flyttas under arenan, med hänvisning till målen om att "minska ytor och funktioners barriäreffekter och att ytor och funktioner ska hålla en hög arkitektonisk kvalitet" (Uppsala kommun 2012).

Området kring Kungsängsbron ska utvecklas för att koppla ihop funktioner i Åstråket och söderut. Planprogrammet förväntas medföra fler hårdgjorda ytor vilket kommer skapa ett ökat behov av dagvattenhantering. Det kommer ställa krav på design för att

omhändertaga dagvatten lokalt, men kan även vara en möjlighet för innovativa blå-gröna lösningar. Trafiken i området kommer öka, och gatan kommer utgöra en betydande ny bullerkälla i området. Trafiken över Islandsbron bedöms minska.

#### **4.5.2 Sammanfattning av tidigare underlag till planprocessen**

Arkitektbyrån Karavan (2011) har gjort en landskapsanalys av området. I den lyfts Åstråkets värden, kvaliteter och brister fram och området analyseras med avseende på konnektivitet i ett landskapsperspektiv. Analysen innehåller även en inventering av natur- och kulturvärden.

I presentation av Landskapslaget (2008) finns en övergripande design av bilbron som omnämns i planen. Där visas en lösning där nuvarande promenadstråk längs ån delas upp och en del leds ner under bron medan en annan del leds upp på vägen. Avståndet är 1,0 meter mellan vattenytan och gångvägen, och den fria höjden är 2,9 meter under bron för cyklister och gående. Konsekvensanalys av ett förändrat klimat finns inte med i studien.

I tidigare idéprogram (Tengbom 2008) finns idéer på hur vattnet från reningsverket kan användas för att skapa ett litet område med rekreationell attraktivitet, vattenrening och pedagogisk verksamhet mellan reningsverket och ån. Även på den västra sidan ån visas designförslag som använder vatten och spänger som designelement.

Rapporten *Trafikförbindelser över Fyrisån söder om Islandsbron* (Ramböll 2012) innehåller ett antal olika scenarion på hur trafiksituationen ska lösas i framtiden och konsekvensanalyser av dessa alternativ. Generellt är att trafiken föreslås flyttas söderut ut från stadskärnan, men vilket alternativ som är bäst är svårt att avgöra.

Kommunen har naturvårdsinventeringar över många av Uppsalas grönområden (Uppsala kommun 2013b; Figur 10). Data om dessa finns i en databas på kommunens hemsida, sorterade efter socken (Uppsala kommun 2014c). Centrala Uppsala ingår i Bondkyrko socken.

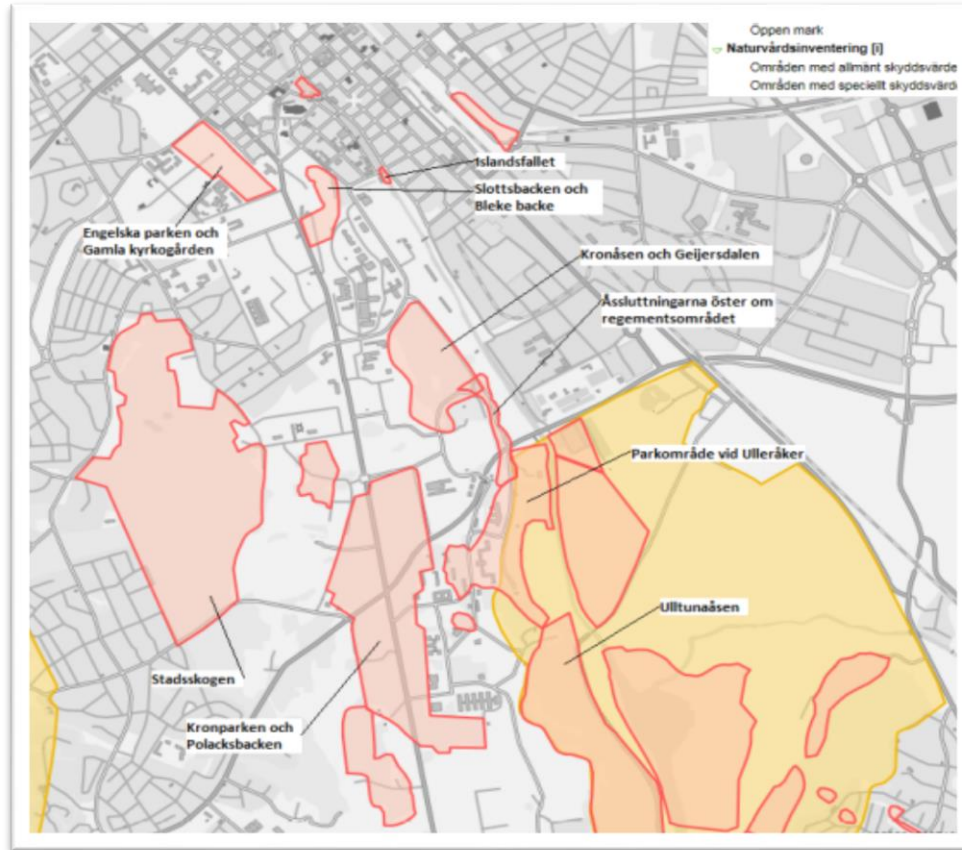
### **4.6 Ekologisk analys**

Åstråket är en viktig länk i den gröna kilen som går in i centrala Uppsala söderifrån. Dess ekologiska värde ligger inte bara i arterna i området, utan framkommer i ett landskapsperspektiv då det har ett strategiskt läge för att binda ihop olika urbana och peri-urbana grönområden med omgivande landsbygd. De olika områdena har analyserats särskilt med avseende på viktiga arter och förekomst av ekosystemtjänster.

#### **4.6.1 Organismgrupper**

Artinventering saknas i själva Åstråket (Sävström 2014 muntl.). Via Artportalen (SLU 2014) gjordes ett utdrag över 200 inrapporterade arter sedan 1970, men dessa har rapporterats in på eget initiativ och det kan inte säkerställas att listan ger en representativ bild av arterna i området. Däremot visar den att det troligtvis förekommit både fladdermöss, grod- och kräldjur och gnagare i området. För omkringliggande områden finns organiserade naturvårdsinventering (Uppsala kommun 2014c; Figur 10). På Kronåsen finns fågellokal, och i Stadsskogen finns en mängd mobila arter så som *räv*, *grävling*, *hare*, *ekorre* och *ugglor*. Slottsbacken utpekades som lokal för både

*fladdermöss* och *insekter*. Hur väl dessa mobila arter kan generera ekosystemtjänster i Åstråket beror av den ekologiska konnektiviteten i landskapet. Genom att premiera korridorer och motverka barriärer kan populationerna och resiliensen hos hela områdets stärkas.



**Figur 10. Områden som täcks av naturvärdsinventeringar i närheten av Åstråket.**  
Källa: Uppsala kommun (2014a)

I Åstråket finns ett antal gamla träd (Bilaga A). Dessa utgör lokaler för fåglar och ger ett antal olika ekosystemtjänster (Tabell 5). Under fältbesöken hittades ett antal skyltar med arter, så som *skogslönn* och *tysklönn*, men artbestämning av hela trädbeståndet har inte gjorts inom denna studie. Kommunens stadsträdgårdsmästare har kontaktats för artlista, men utan svar (2014-04-24). Tidigare inventering av Kronåsen visar att trädbeståndet på åsen består dels av tall, dels av ädellövsskog (Uppsala kommun 2014c). I stadsträdgården finns ett fåtal busksnår (Bilaga A). Sådana habitat är mer förekommande på Kronåsen och i Slottsbacken (Uppsala kommun 2013c). På Kronåsen finns torrängsvegetation med backsippa, tjärblomster och gråfibbla (Uppsala kommun 2013c) varav backsippan klassificeras som rödlistad. I Artportalen (SLU 2014) finns ett antal observationer av olika svampar, lavar och mossor inom Åstråket. Vid inventering fanns ett antal lavar på träden. I Artportalen finns även ett antal kärlväxter inrapporterade längs Fyrisån och i den lilla ån som rinner ner från Geijersdalen.

#### **4.7 Social analys**

Inventering visar att området används av ett stort antal personer som genomfartsled för pendling och andra typer av transporter (Ramböll 2011, Uppsala kommun 2012, Bilaga

A). Både cykel och gångstråken genom parken nyttjas frekvent. Detta framgår även av den cykelräkning som gjordes i samband med trafikutredning som var underlag till planprogrammet (Ramböll 2011). Stadsträdgården verkar ha en lugnare del i mitten, där bara fotgängare och flanörer tenderar att passera igenom (Bilaga A). Här finns ett antal mer karaktäristiska platser, så som Lycksalighetens ö, den gröna tunneln, ett flertal bänkar, en lekpark och en mångfald av buskar, träd och andra växter (Bilaga A).

Området vid Studenternas används troligtvis som pendlarparkering för människor anknytna till Akademiska sjukhuset. Vid platsbesöket var idrottsarenan tom, men parkeringsplatsen utanför var ändå relativt fylld med cirka 200 bilar (Bilaga A).

Åstråkets södra del kallas KAP och var tomt vid platsbesöket. Området närmast dagiset användes som deponi för snö, men i övrigt saknades verksamhet inom området. Dagiset nedanför Geijersdalen är omgärdat med staket, och barnen på dagiset förväntas inte använda omkringliggande områden i någon stor omfattning på grund av detta. Ån nedanför Geijersdalen var blötlagd vid besöket, och bedömdes som mörk och otillgänglig på grund av dess branta kanter och slyskogsvegetation. Skateboardområdet i södra delen av området var tomt vid besöket. Mellan KAP och Studenternas IP finns en smal bäck med tillhörande våtmarksvegetation, ett dagis och evenemangsområdet med minigolf och kiosk (Bilaga A). Södra delen av området är ett stort gräsområde, KAP, som ibland används för stora evenemang som exempelvis Uppsala Reaggefestival och andra konserter.

Att många aktörer ser en potential i området är tydligt genom den stora uppslutningen i processen, exempelvis på Arenagruppens workshop 2011-04-12 (White 2011).

#### 4.7.1 Lagligt skydd

Hela Åstråket är beläget inom skyddsområde för dricksvatten eftersom Uppsala tar sitt dricksvatten från Uppsalaåsen som går genom området. I södra delen av Åstråket finns även ett skyddsområde radiallyt från reningsverket. Området söder om Kungsängsbron på östra sidan ån är skyddat landskapsbild (enl § 19 Naturvårdslagen). Ytterligare söderut ligger Årike Fyris som är föreslaget naturreservat (Sävsten 2014 muntl.).

### 4.8 Inventering av markanvändning

Området hyser en mångfald av markanvändningar (Tabell 4).

#### 4.8.1 Markanvändningsklasser

Ett antal markanvändningsklasser skapades med avseende både på markens ekologiska och sociala förhållanden, förutsättningar och vilka sociala och biologiska aktörer som verkar i just det utpekade delområdena (Tabell 4; Figur 11).

Tabell 4. Klasser av markanvändning funna vid inventering

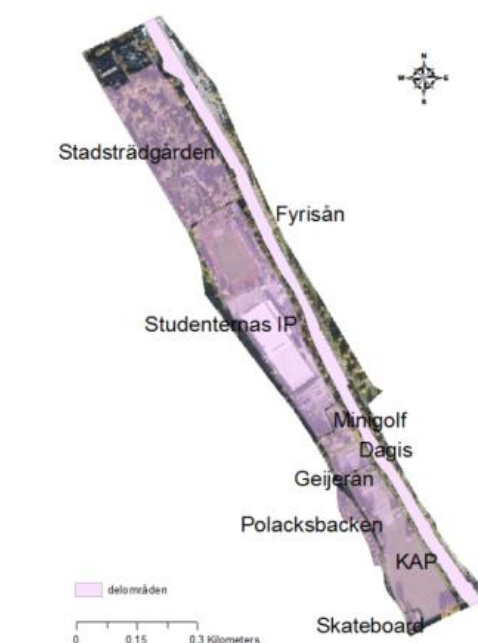
1	Stadsträdgården	7	Trädallén längs cykelvägen vid ån
2	Studenternas IP	8	Ån i Geijersdalen (delvis torrlagd)
3	Sluttningen mot Fyrisån	9	Gräsmattan i södra delen (KAP)
4	Tät lövskogssluttning mot Kronåsen	10	Hårdgjor yta vid skatebordrampen
5	Dagis	11	Trädbevuxen sluttning mot Pollacksbacken
6	Skogsdunge med minigolf		

Dessa olika markanvändningsklasser genererade i sig knippen av ekosystemtjänster. Andra tjänster genererades utan att vara direkt kopplade till en specifik markanvändning, av mobila arter som rör sig i området. Det gällde framförallt *pollinering*, *fröspridning* och *biologisk kontroll*. Men de mobila arter är beroende av förekomst av *habitat* för skydd, vila och fortplantning, och förekomst av sådana miljöer ökar chansen att hitta de mobila arterna och de tjänster som de associeras med.

Markanvändningsklasser aggregeras till deras gemensamma biotoper: gräsytor, trädvegetation, slänter mot ån, ån i Geijersdalen, Fyrisån och blomrabatter (i stadsträdgården). Dessa täckte tillsammans in den största delen av marken i området (Figur 11).

#### 4.9 Social-ekologisk analys

Värdet av reglerande ekosystemtjänster beror till stor del på flöden av energi och materia genom området och värdet av kulturella tjänster beror till stor del på hur mycket området nyttjas av människor. Därför kartlades både ekologiska och sociala processer för att bedöma värdet av ekosystemtjänsterna i området. En integrerad bedömningen kan också synliggöra synergier och avväganden.



**Figur 11. Olika markanvändning inom Åstråket**

##### 4.9.1 Ekosystemtjänster i området

Gräsytor i området genererade ett knippe av reglerande tjänster som relaterar till ytornas förmåga att infiltrera vatten, rena luft och dämpa buller. Dessa tjänster genererades i ännu större omfattning av trädvegetationen. Träden ger även *habitat* för fåglar och vissa insekter. Träden i området skulle kunna plockas ut som timmer, men åldern av träden och avsaknaden av stubbar visade att så inte görs.

Ån i Geijersdalen och slänten mot Fyrisån genererade ett antal vattenrelaterade tjänster, och de mobila arterna genererade också reglerande tjänster (Tabell 5). Däremot har slänterna så begränsad yta att de inte bedömdes generera renande tjänster i samma utsträckning som exempelvis gräsytor.

Värdet av de kulturella tjänsterna i området bedömdes vara högt eftersom många människor besöker området. Hela området ger tjänster som *tillgänglighet* och *offentlighet* eftersom det är en offentlig park. Gräsytor, blomrabatter och träd genererade speciellt *rekreationell attraktivitet* med stort värde för besökare. Andra ytor genererade värdefullt *friluftsliv* genom att husera olika arter som människor tittar på och letar efter, och genom att ha god konnektivitet söderut till andra grönområden. I området hittades inga betydande försörjande tjänster. Förekomsten av blommor och

därigenom *ornamentala resurser* förekom, men nyttjandet av denna tjänst kunde inte bedömas.

**Tabell 5. Ekosystemtjänster kopplade till markanvändningsklasser i området**

Gräsytor	Slänter mot ån	Trädvegetation	Ån i Geijersdalen	Blomrabatter i stadsträdgården	Mobilarter
Rekreationell attraktivitet	Erosionsskydd	Rekreationell attraktivitet	Rekreationell attraktivitet	Rekreationell attraktivitet	Pollinering
Dagvattenhantering	Översvämningskydd	Lokal klimatreglering	Hydrologisk reglering	Pollinering	Fröspridning
Vattenrening	Vattenrening	Luftrening	Habitat	Ornamentala resurser	Biologisk kontroll
Tillgänglighet		Bullerreducering	Vattenrening	Dagvattenhantering	Friluftsliv
Offentlighet		Habitat f. fåglar			
Friluftsliv		Fröspridning			
		Offentlighet			

#### 4.9.2 Aktörer viktiga för tjänsterna

De organismgrupper som var viktiga för upprätthållandet av ekosystemtjänsterna i området (Tabell 5) identifierades (Tabell 6).

**Tabell 6. Organismgrupper som är viktiga för genererandet av tjänster inom respektive markanvändning.**

Gräsytor	Slänter mot ån	Trädvegetation	Ån i Geijersdalen	Blomrabatter i stadsträdgården	Mobilarter
Gräs	Gräs	Träd	Lövträd	Blommor	Småfåglar
Småfåglar	Träd	Lavar	Vattenväxter	Nedbrytare	Räv
Insekter	Vattenväxter	Fåglar	Fåglar		Gnagare
Gnagare					Ugglor
Nedbrytare					Pollinatörer
					Fladdermöss

#### 4.10 Gapanalys

Potentialen att öka flest tjänster bedömdes vara störst för gräsytor (Tabell 7). Den tjänst som bedömdes ha störst potential att öka var rekreationell attraktivitet, därefter fröspridning och lokal klimatreglering (Tabell 7). Hur stor potential de olika markanvändningarna hade för kulturella tjänster bedömdes bland annat efter hur tillgängliga de var för användarna.

En del av de tjänster som hade stor potential nyttjades redan i relativt stor omfattning, så som de reglerande tjänsterna från trädvegetationen, *dagvattenhantering* av gräsmattorna och *pollinering* och *ornamentala resurser* från blomrabbarna.



**Tabell 7. Bedömning av potentialen för olika tjänster i området. Förklaring: -, tjänsten ej relevant i sammanhanget; 0, tjänsten förekommer inte; 1, potential för tjänsten; 2, hög potential för tjänsten.**

Ekosystemtjänst	Gräs- ytor	Slänter mot ån	Trädve getatio n	Ån i Geijers- dalen	Blomrabatte r i stads- trädgården	Mobila arter	Su mma
<b>FÖRSÖRJANDE</b>							
Matproduktion	0	0	0	0	0	0	0
Vattenförsörjning	1	1	1	-	1	-	4
Ornamentala resurser	1	0	1	1	2	0	5
Andra förnyelsebara naturtillgångar	0	0	1	0	0	0	1
<b>REGLERANDE</b>							
Luftrening	1	1	2	1	1	0	6
Lokal klimatreglering	2	1	2	1	1	0	7
Bullerreducering	1	0	2	1	1	0	5
Vattenrening	1	0	1	2	1	0	5
Dagvattenhantering	2	0	1	1	1	0	5
Hydrologisk reglering	1	0	1	2	1	0	5
Erosionsskydd	1	2	1	1	1	0	6
Pollinering	1	0	1	0	2	2	6
Fröspridning	1	0	2	1	1	2	7
Habitat med föryngring	1	0	1	1	1	1	5
Biologisk kontroll	1	0	1	1	1	2	6
Global klimatreglering	1	1	1	1	1	0	
<b>KULTURELLA</b>							
Turism och friluftsliv	1	1	1	1	1	1	6
Rekreationell attraktivitet	2	1	2	1	1	1	8
Utbildning och vetenskap	1	1	1	1	1	1	6
Känslan av plats	1	1	1	1	1	1	6
Kulturarv	1	1	1	1	1	0	5
Tillgänglighet	2	0	1	0	0	0	3
Offentlighet	2	0	1	0	2	1	6
Utbyte av kunskap	1	0	0	0	1	1	3
<i>Summa</i>	<i>11</i>	<i>5</i>	<i>8</i>	<i>5</i>	<i>8</i>	<i>6</i>	

Det är oklart hur mycket minigolfbanan och skateboardrampen nyttjades men potentialen bedömdes vara hög på grund av deras centrala läge. KAP bedömdes också ha ett relativt lågt nyttjande men hade en hög potential på grund av sitt centrala läge, så där fanns ett gap mellan potential och nyttjande.

Slänterna mot ån och Geijersdalen bedömdes ha ett lågt nyttjande, men ha en stor potential för både reglerande och kulturella tjänster tack vare sitt centrala läge och närhet till vatten.

Området som helhet hade mycket öppna ytor, flöden av människor gick främst i nord-sydlig riktning, och i den riktningen identifierades inga tydliga barriärer. Potentialen att göra området mer levande (som är ett mål i planprogrammet) identifierades vara störst i KAP och längs ån genom Geijersdalen. Själva ån har potential att bidra till tjänsten *tillgänglighet* som inte nyttjades i någon stor omfattning.

#### 4.11 Värdet av ekosystemtjänsterna

Den tjänster som hade störst outnyttjad potential var rekreationell attraktivitet (Tabell 8). Den bedömdes bidra till alla utpekade mål i planprogrammet. Tjänsterna rekreationell attraktivitet och känslan av plats identifierades också som extra viktiga eftersom de är de enda tjänster (med outnyttjad potential) som bidrar till mål två och tre.

Tabell 8. Olika tjänsters bidrag till uppfyllelse av i planprogrammet utpekade mål.

	Rikt på upplevelse r och innehåll	Hög arkitektoni sk kvalitet	Få barriär er	Hållba rt	Levande och tillgängli gt	Värde
Rekreationell attraktivitet	2	1	1	1	2	7
Lokal klimatreglering	1	0	0	2	2	5
Luftrening	1	0	0	2	2	5
Biologisk kontroll	1	0	0	2	2	5
Turism och friluftsliv	2	0	0	1	2	5
Känslan av plats	1	2	0	1	1	5
Fröspridning	0	0	0	2	2	4
Erosionsskydd	1	0	0	2	1	4
Pollinering	1	0	0	2	1	4
Utbildning och vetenskap	1	0	0	2	1	4
Offentlighet	1	1	1	0	1	4

##### 4.11.1 Rikt på upplevelser och innehåll

Ekosystemtjänsten *rekreationell attraktivitet* och *tillgänglighet* bidrog till upplevelser och innehåll. De kan stärkas ytterligare men eftersom de är kulturella tjänster så beror de slutligen av hur sociala aktörer väljer att använda området. Grasmattorna i södra delen hade ett stort värde för att de kan husera stora evenemang, men ett mer kontinuerligt nyttjande skulle göra att tjänsterna bidrog mer till detta mål. Studenternas IP och stadsträdgården bidrog redan till måluuppfyllelsen och hade därför ett högt värde.

##### 4.11.2 Hög arkitektonisk kvalitet

Grönskan i området bidrog till detta mål genom de kulturella tjänster de genererar. Grönskan kan bidra ytterligare till arkitektonisk kvalitet genom att integreras i planeringen av byggnaderna i området.

##### 4.11.3 Få barriärer

Ekosystemtjänsterna som bidrog till detta mål var de urbana tjänsterna *tillgänglighet* och *offentlighet*. De bedömdes ha ett relativt högt värde eftersom allén längs ån, de många stigarna i Stadsträdgården och cykelvägen upp till Pollacksbacken utmärks som genomfartsled för pendlare så väl som för flanerande. Runt Studenternas IP, minigolfbanan och dagiset fanns stängsel vilket bedömdes stå i konflikt med detta mål.

##### 4.11.4 Hållbart

Området bedömdes vara en offentlig mötesplats, tillgängligt för alla, och på så vis bidra till att alla människor kan mötas på lika villkor. Hur detta bidrar till mänskliga

rättigheter enligt FN:s deklaration om mänskliga rättigheter gick dock inte att avgöra. Området bedömdes inte bidra till ansvarsfullt resursutnyttjande. Snarare identifierades en eventuell målkonflikt om planen leder till ökad trafik, vilket i sin tur står i konflikt med ansvarsfullt resursutnyttjande. Området bedömdes kunna bidra till viss omsättning under arbetet med att planera och bygga. Efter byggandet bedömdes området bidra till att den ekonomiska omsättningen hålla en jämn nivå och därför inte heller bidra till det tredje målet i Uppsalas policy för hållbar utveckling.

Området skulle bidra positivt till biologisk mångfald genom att skydda dess redan existerande ekologiska strukturer och öka konnektiviteten till andra närliggande områden. Området skulle kunna motverka klimatförändringarna genom att binda kol (*global klimatreglering*). Det skulle också kunna minska bidraget till klimatförändringar genom att minska utsläppen av växthusgaser genom att begränsa användningen av bilar som drivs på fossila bränslen och premiera användningen av cykel och andra fossilfria transportsätt.

Den nya arenan skulle kunna minska sina utsläpp genom att arbeta med energieffektivisering, men också genom att integrera gröna element och stödja tjänsten global klimatreglering. En minskning av grönytor i området skulle ha minskat global klimatreglering genom att minska den stödjande tjänsten jordmånsbildning och på så vis stå i konflikt med detta mål.

Området bidrog positivt till folkhälsa genom sina reglerande respektive kulturella tjänster. Andra reglerande tjänster bidrog till riskminimering genom att reglera flöden och skydda mot översvämningar, exempelvis effekter av klimatförändringen. Lärande och pedagogisk verksamhet var två andra tjänster som bidrar till kunskap om det ekologiska systemet och på så vis bidrog till hållbarhet. Alla dessa tjänster hade ett högt värde med avseende på detta mål.

#### **4.11.5 Levande och tillgängligt**

De kulturella ekosystemtjänsterna bidrog till att få området att kännas levande och tillgängligt. Själva förekomsten av ett utvecklat ekosystem bidrog till levande, och tillgängligheten har redan analyserats under *få barriärer*.

#### **4.11.6 GAP-analys**

Många ekosystemtjänster som finns i området bidrog redan till flera av de mål som pekades ut i planen. Potentialen för ekosystemtjänsternas nyttjades till stor del i norra delen av området (stadsträdgården, kanten mot ån). Gapet mellan nyttjande och potential var störst i områdets södra del (KAP, gräsytor, grusytor, parkeringsplats, ån vid Geijersdalen). Dungen vid minigolfbanan nyttjades till viss del men skulle få ett högre värde om den integrerades mer med omgivningen genom att exempelvis plocka ner stängsel.

Av de ekosystemtjänster som hade ett gap förväntas *rekreationell attraktivitet* prioriteras av användarna, baserat på områdets karaktär som stadspark och den inslagna inriktningen i planprogrammet. Reglerande tjänster som förväntades värderas högt är *bullerreducering*, *luftrening* och dämpning av lukt (från reningsverket) eftersom trafiken i området förväntades öka samtidigt som behovet av lugna områden i

stadsmiljö är fortsatt högt (Naturvårdsverket 2013; Uppsala kommun 2013). Litteraturstudier visade att behovet av kulturella och reglerande tjänster i städer ökar med fortsatt ekonomisk tillväxt (Guo et al 2010), och Uppsala borde därför satsa på att integrera de kulturella och reglerande ekosystemtjänsterna i planering av staden med tanke på det tredje målet i policyn för hållbar utveckling.

## **4.12 Social-ekologisk design**

### **4.12.1 Gröna artärer**

De åtgärder som planeras för att öka flödet av människor genom området skulle kunna stärkas genom att komplettera dem med alléer. På så vis skulle cykelvägar och bilvägar inte bara bli flödesvägar för människor, utan även för arter som i sin tur skulle generera ett antal ekosystemtjänster. Träden i alléerna skulle bidra till tillgänglighet och grönska genom sina kulturella ekosystemtjänster, samt med andra ekosystemtjänster som *luftrening, bullerreducering, lokal klimatreglering* och *habitat* för fåglar.

Många invånare som bor i södra Uppsala pendlar till centrum med cykel. Konnektiviteten mellan dessa områden skulle kunna stärkas genom att anlägga en cykelmotorväg mellan Ulleråker och centrum längs Ulleråkervägen. Kantad av en eller två alléer skulle den kunna skapa både ett socialt värde genom att tillgodose ett transportbehov, uppmuntra till motion och samtidigt skapa ett ekologiskt värde genom att länka ihop ekosystemet i Åstråket och Kronåsen med andra grönområden söderut.

### **4.12.2 Aktiverade områden**

Värdet av området skulle kunna ökas genom att engagera användarna mer i förvaltningen av området. Colding & Barthel (2013) visar att kommunala trädgårdar kan användas för att stärka stadsinvånarnas koppling till naturen, med ett ökat välbefinnande, ökad mental och fysisk hälsa och ökad kunskap om naturen som följd.

Området söder om dagiset hade ett stort gap mellan dagens nyttjande och dess potential för både kulturella och reglerande tjänster. Enligt principer om social-ekologisk design så skulle området kunna delas upp och förvaltas av olika aktörer för att skapa en större mångfald.

Fyrisån är närvarande i hela området, men det var svårt att komma ner till själva vattenytan på grund av de branta slänterna på den västra sidan och kajkanterna på den östra sidan. En liten våtmark kring ån genom Geijersdalen skulle stärka dess ekologiska och sociala värden. Det skulle skapa en ny typ av habitat för vattenväxter, amfibier och fåglar och bidra till *vattenrening, hydrologisk reglering* och *översvämningsskydd*. Möjligheten att doppa fötterna i vattnet, fånga grodyngel och sitta och blicka ut över vattenspegeln och det levande runt omkring skulle bidra till en "levande" karaktär och ett ökat värde för användarna. En våtmark i anknäring till Fyrisån skulle dessutom bidra till att öka själva stadens resiliens eftersom den skulle hjälpa till att buffra mot ett förändrat klimat.

En cykelbod för att reparera och underhålla sina cyklar skulle vara strategiskt placerad i närheten av KAP där alla cyklister passerar. Boden skulle kunna bli en mötesplats för människor och ge möjligheter för enklare försäljning av cykeldelar och kiosk.

Värdet av tjänster som Fyrisån ger skulle kunna ökas genom att exempelvis skapa möjlighet för kanotuthyrning och andra typer av friluftsliv kopplade till dess karaktär som ett blått stråk söderut genom Årika Fyris och ut i Ekoln. En sådan satsning skulle öka värdet av *friluftsliv, pedagogisk verksamhet, turism* och *rekreationell attraktivitet* och bidra till att skapa mötesplatser mellan människor och det lokala föreningslivet.

#### **4.12.3 Punktvis intensifiering**

Värdet av reglerande tjänster i området skulle kunna ökas genom att designa byggnader med gröna tak och gröna väggar. Dessa element bidrar främst till ekosystemtjänsterna *luftrening, bullerreducering, pollinering* och *dagvattenhantering, habitat* och *rekreationell attraktivitet*. Tak och väggar kan vara viktiga miljöer för mobila arter inom grupperna fåglar och insekter, och är ofta uppbyggda av lavar, mossor och andra grupper av undervegetation.

Byggnaderna inom Åstråket tar en liten yta i anspråk och beklädnad av dem med gröna tak och väggar skulle bara öka värdet av tjänsterna marginellt, främst de kulturella tjänsterna. Ekosystemtjänster skulle också kunna intensifieras på andra sätt, exempelvis skulle en cykelmotorväg kunna inneslutas med perforerade väggar och tak med klättrväxter. Konstruktionen och växterna *dämpar luftflöden* (vind) och den perforerade inneslutningen avskiljer snabbcyklare från andra trafikanter vilket bidrar med säkerhet.

#### **4.13 Konsekvensanalys av planen**

Konsekvenserna av utbyggnaden av vägen i området och den ökande trafiken är svåra att bedöma men kommer påverka ekosystemets möjlighet att generera vissa reglerande ekosystemtjänster. Renoveringen av Studenternas IP och andra utpekade åtgärder för att göra området ännu mer attraktivt och tillgängligt förväntas öka värdet av de kulturella tjänsterna. Om förändringen av dessa olika kategorier av tjänster kan ta ut varandra är svårt att bedöma i nuläget (Tabell 9).

Vägen kommer utgöra en biologisk barriär i både öst-västlig riktning och öka barriäreffekten av vägen längs Kronåsen upp mot Sjukhusvägen, vilket riskerar att fragmentera habitatet för mobila arter vilket förväntas minska deras bidrag till måluppfyllelse. Bullernivån i området kommer troligtvis öka vilket minskar potentialen för tysta områden.

Bullerreducering berodde delvis av träden i området så plantering av alléer kan användas för att kompensera den ökade trafiken. En avvägning behöver i så fall göras mot tjänster som *tillgänglighet* och *offentlighet* eftersom trädbeståndet måste bli väldigt tätt för att reducera bullret från en sådan belastning i nämnvärd omfattning. Utformningen av själva bron är avgörande för tjänsten *tillgänglighet*.

I landskapsanalysen föreslås att stängslen i området tas bort och det skulle öka värdet av ekosystemtjänsterna *tillgänglighet* och *offentlighet*.

**Tabell 9. Förändring av ekosystemtjänster i området.**  
 \* bedömning av dessa beror av detaljerad utformningen av bro/väg och kan inte göras i nuläget

	Ekosystemtjänstklass	Förändring
Försörjande	Matproduktion	0
	Vattenförsörjning	0
	Ornamentala resurser	0
	Andra förnyelsebara naturtillgångar	0
Reglerande och stödjande	Luftrening	-
	Lokal klimatreglering	0
	Bullerreducering	-
	Vattenrening	-
	Dagvattenhantering	-
	Hydrologisk reglering	0
	Erosionsskydd	0
	Pollinering	-
	Fröspridning	0
	Habitat med föryngring	0
	Biologisk kontroll	-
	Global klimatreglering	0
Kulturella	Turism och friluftsliv	+
	Rekreationell attraktivitet	+
	Utbildning och vetenskap	0
	Känslan av plats	+
	Kulturarv	0
	Tillgänglighet	*
	Offentlighet	0
Utbyte av kunskap	0	

I planprogrammet beskrivs att man ska utveckla Geijersdalen och avveckla området för snötippning söder om dagiset och detta bedömdes leda till att dessa områden får en högre potential för *rekreationell attraktivitet*. En utveckling av delområdet skulle även bidra till ökade värden reglerande tjänster så som *vattenrening* (våtmark), *luftrening* och *bullerreducering* (fler träd) och *habitat* för nya och existerande arter, men eftersom inriktningen inte konkretiseras förrän i utformandet av detaljplanen så kunde värdeändringen ännu inte bedömas.

Värdet av ekosystemtjänsterna i KAP förväntades öka med den utpekade inriktningen i planen, men värdet skulle kunna ökas ytterligare om principer för socio-ekologisk design användes i detaljplanerandet av området.

Ekosystemtjänsten *tillgängligheten* bedömdes vara områdets mest värdefulla tjänst före förändringen. Med en förstorad arena kommer kraven på tillgänglighet öka, och detta står i konflikt med områdets andra värden så som *rekreationell attraktivitet* i relativt tysta och lugna miljöer. Området hade goda förutsättningar att fortsätta bidra till ökad ekologisk resiliens i området som helhet. Dels genom att behålla den höga buffrande förmågan mot ån (höga kanter och mycket lokalt infiltrerande dagvatten) och genom att

fortsätta bidra till ekologisk konnektivitet av de gröna områden som ligger i anknytning till Åstråket. En stadspark får ofta en låg resiliens på grund av att den är isolerad och avskild från andra ekosystem. Men om gröna områden kan fortsätta binda ihop Åstråket, Kronåsen, Slottsbacken, Kungsängen och Ulltunaåsen söderut så kan de tillsammans fortsätta att utgöra ett grönt stråk, med en fortsatt hög förmåga att generera ekosystemtjänster av högt värde för hela Uppsala även i en framtid under förändrade förutsättningar.

## 5 Erfarenheter från litteratur- och fallstudien – mot ett ramverk för ekosystemtjänstbedömningar i kommunal planering

”Med *ekosystemtjänstbedömningar* menas arbetet med att identifiera viktiga ekosystemtjänster och att värdera, kartlägga eller identifiera vilka som nyttjar dem.” (Prop 2013/14:141)

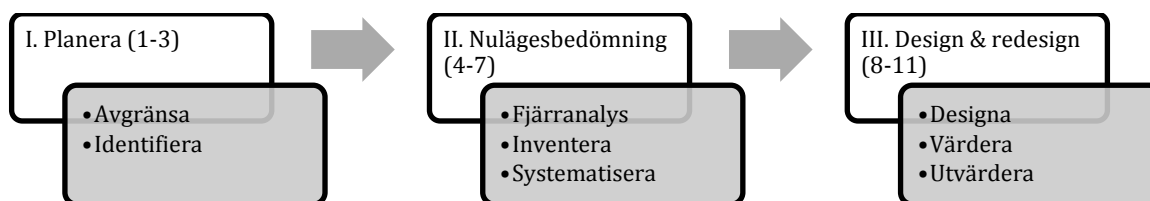
Den metod som var resultatet av denna studie är i grund och botten en lista inklusive beskrivningar över steg som en ekosystemtjänstbedömning bör innehålla.

Metoden kunde delas upp i elva olika aktiviteter (Tabell 10) uppdelade på tre block (Figur 12).

**Tabell 10. Aktiviteter i en ekosystemtjänstbedömning**

1. Beskriv avgränsningar av området och bakgrunden till studien
2. Identifiera alla intresserade aktörer och användare av området
3. Identifiera strukturen för målvariabler
4. Inhämta data, bedöm datakällor och börja fjärranalys
5. Social analys och inventering
6. Dela upp området och skapa markanvändningsklasser
7. Social-ekologisk analys
8. Designa förslag
9. Analysera designens konsekvenser på ekosystemtjänster och måluppfyllelse
10. Justera designen för att maximera värdet av ekosystemet
11. Visa hur slutliga designförslaget stödjer arter, genererar ekosystemtjänster och bidrar till utpekade mål (pildiagram)

En omfattande ekosystemtjänstbedömning bedömdes även omfatta kvantifiering av ekosystemtjänster vilket skulle göra steg 4-7 större. Det gick även att bara göra en nulägesinventering av ekosystemtjänsterna i ett område, då görs bara steg 1-7.



**Figur 12. Processen för en ekosystemtjänstbedömning (moment från Tabell 10 som ingår i blocket anges inom parentes)**

### **Block I: Planera**

Block I innehåller en mängd aktiviteter som kunde företas i relativt fri ordning. Alla aktiviteter var inte relevanta för alla studier. Fokus låg på vilka förutsättningar som behövdes för att framgångsrikt lyckas kommunicera värdet av ekosystemet till målgruppen.

### **Steg 1: Beskriv syfte, bakgrund och avgränsningar**

Bakgrund till studien, dess syfte och avgränsningar behövde specificeras. Detta var både viktigt för att mottagaren ska kunna tolka resultatet men även för att studier skulle



kunna utvärderas i efterhand så att metoder och resultat succesivt kan generaliseras och en praxis utvecklas. Om studien haft vetenskaplig granskare så behövde detta också framgå, liksom den tänkta målgruppen.

Beroende på vem som var målgrupp så kunde en del begrepp behöva förtydligas (Johansson & Emilsson 2014). Detta var en viktig del eftersom kunskapsunderskottet om ekosystemtjänster är ett av de största hindren för implementering av begreppet i planering (SOU 2013:68). Det var även bra att översiktligt beskriva metodiken med vilken studien genomförts i varje enskilt fall.

När metoden beskrivits så kunde avgränsningarna redogöras, både i form av geografiska och tidsmässiga avgränsningar för projektet och modifieringar gentemot andra ekosystemtjänstbedömningar. Ett sätt att göra detta kunde vara att visa vilka moment (Tabell 10) som togs med i den aktuella studien.

## **Steg 2: Identifiera aktörer och användare**

För att uppnå en hållbar förändring av området är det viktigt att analysera vilka aktörer som är verksamma i området (TEEB 2011a). De behöver vara med och sätta förutsättningarna för hela designprocessen för att den social-ekologiska designen ska fungera (Barthel m.fl. 2013). En kartläggning av sociala aktörer kunde göras genom kontakt med ansvarig handläggare och/eller uppdragsgivare vid projektstart (Kapitel 4), men behöva även kompletteras genom en egen kartläggning för att inga perspektiv och grupper som är relevanta för ekosystemtjänstbedömningar skulle utelämnas. Förutom de givna aktörerna i en plan- och byggprocess så var det viktigt att engagera boende i området, skolor, dagis, lokala intresseföreningar (så som idrottsföreningar, ungdomsgårdar, stödföreningar, friluftsintrösserade) samt inofficiella grupper som mobiliserar en kraft i området (se exempelvis TEEB 2011a). Dessa aktörer bjöds tidigt in till en workshop där de fick ge sin syn på vilka värden som området hyste samt vad de saknade i området (behov) (Alingsås kommun 2013).

## **Block II: Nulägesanalys**

Metoden för att prioritera ekosystemtjänsterna liknade den i TEEB (2011 Tabell 3), men risken bedömdes genom att bedöma potentialen för respektive tjänst och efterfrågan bedömdes genom nyttjandet vid tillfället.

- Nyttjande definierades som i hur stor utsträckning något användes i samband med bedömningen
- Potential definierades som i hur stor utsträckning något skulle kunna nyttjas, baserat på biofysiska begränsningar och olika förutsättningar, då eller efter en förändring.
- Gap definierades som skillnaden mellan potential och nyttjande.

Områdets förutsättningar var summan av biofysiska förutsättningar och sociala förutsättningar (Kapitel 3.3). Förutsättningarna kartlades genom att lägga ihop olika typer av ekologiska och sociala underlag i en social-ekologisk analys. Inom denna gjordes en helhetsbedömning av potentialen inom området för individuella ekosystemtjänster.

### Steg 3: Identifiera struktur för målvariabler

**Målvariabler** för området användes som utgångspunkt för designen i området och baseras på användarnas **behov**<sup>9</sup>. Målvariablerna kunde även ha speglat sak- och markägarens ambition, kommunens planer och policys, nationella mål (exempelvis miljömål) och andra mål som representerar någons behov. Men senare del av bedömningen underlättades om det framgick vems behov ett mål formulerats ifrån. En expertbedömning gjordes sedan för att bedöma vilka mål som ekosystemtjänster i området kunde bidra till att uppnå (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014).



Figur 13. Processen för att designa målvariabler

Målen i sig behövde inte sättas i detta skede, men strukturen för hur målen ska formuleras och vems mål som ska bli målvariabler (Figur 13) behövde stämmas av med uppdragsgivaren och beslutas om. Det fanns en fördel med att kartlägga behov genom en workshop med aktörer i området eftersom de sociala förutsättningarna då kunde bedömas samtidigt (Johansson & Emilsson 2014).

### Steg 4: Bedöm datakällor och börja fjärranalys

Ekosystemtjänstbedömningen skulle bli mycket omfattande om kunskap om alla områdets ekologiska och sociala förutsättningar skulle samlas in genom inventering. Istället kunde fjärranalys av data från olika datakällor användas (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014). Det var ofta lättare att bedöma de biofysiska än de sociala förutsättningarna på distans. Användbara underlag kunde exempelvis vara *artlistor*, *habitatkartor*, *markanvändningskartor* samt *kunskap om andra liknande platser och projekt* (Tabell 11; Bilaga B).

Inventering av alla arter inom ett område låter sig sällan göras inom ramarna för vanliga planeringsprojekt. Istället valdes arter ut som fick representera tillståndet av större funktionella grupper. För det kunde **naturvårdsarter** från ArtDatabanken användas (SLU 2014). Dessa omfattar både rödlistade arter, signalarter och nyckelarter. Nyckelarter och signalarter är ofta känsliga för olika typer av störningar i miljön och försvinner ofta före andra arter när ekosystemet påverkas av förändringar i olika drivkrafter (NE 2014).

---

<sup>9</sup> Valet att utgå från det användarnas nuvarande behov är ett sätt att tillämpa *back-casting* i metoden (Holmberg & Robért 2000).

Underlag om arter kunde användas både som indikator för vissa tjänster (*biologisk kontroll, pollinering, habitat* med flera) och som grund för bedömning av områdets ekologiska konnektivitet. Bedömning av potentialen för olika tjänster berodde av kunskap om näringsväven i området och pålitligheten i bedömningen kunde höjas genom tillgång till expertkunskap inom biologi eller ekologisk (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014).

Vissa kommuner inventerar regelbundet vilka arter som finns inom vissa vegetationstyper inom sina gränser och sparar sådan information i biotopkartor (Stockholm stad 2012). Sådana heltäckande biotopkartor saknades i fallstudierna.

*Markägarkartor, trygghetsutredningar* och andra kommunala sociala utredningar kunde användas för att bedöma de sociala förutsättningarna i området (Tabell 11, Johansson & Emilsson 2014).

Datakällorna studerades innan inventeringen så att eventuella dataluckor kunde kompletteras under inventeringen. En översiktlig bedömning av potentialen för olika tjänster gjordes innan designen är för att designen redan från början skulle förhålla sig till platsens ekologiska bärförmåga.

**Tabell 11. Olika datakällor för fjärranalys av ekosystemtjänster**

Artlista	Kommunekolog, naturvårdsexpert Artportalen <sup>10</sup> inklusive Fågelportalen och Småkrypsportalen (SLU 2014) Naturskyddsföreningens lokalgrupp, Ornitologiska föreningar m.fl.
Markanvändningsdata	Kommunens GIS-material, SCB
Utpekad användning	Kommunens ÖP, aktuella planer och program
Habitatkarta	Stockholm stad, lokala undersökningar
Historiska kartor	Lantmäteriet, kommunen
Naturvärden/skydd	Länsstyrelsens hemsida, kommunens hemsida, Naturvårdsverkets "Skyddad natur"
Geologi	SGU:s kartgenerator
Friluftsliv/rekreation	Kommunens hemsida
Sjöar/vattendrag	SMHI Vattenwebb <sup>11</sup> VISS (Länsstyrelsen)
Bakgrundskarta, fastighetskarta	Lantmäteriet <sup>12</sup>
Översvämningskartering	Länsstyrelsen, SMHI
Sociala förhållanden	Sociotopkarta, Social konsekvensanalys (SKA), Trygghetsutredning, SCB
Kunskap om platsen	Intervjuer

För att bedöma förekomsten av de olika tjänsterna på ett systematiskt sätt behövde indikatorer väljas (Johansson & Emilsson 2014; SCB 2013a).

<sup>10</sup> <http://www.artportalen.se/>

<sup>11</sup> <http://vattenwebb.smhi.se>

<sup>12</sup> <http://kso2.lantmateriet.se/#>

## Steg 5: Social analys och inventering

En inventering av området gjordes för att validera data som användes i fjärranalysen och för att komplettera med ny data. Det gällde speciellt kvalitativ data om biotoperna, bedömning av de sociala förutsättningarna och inventering av behov/målvariabler (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014).

Ett effektivt sätt att bedöma behovet av olika tjänster, som utpekades i TEEB (2010a), var att be användarna prioritera dem mot varandra (Alingsås kommun 2013). För att formulera mål behövde prioriteringar från ett stort antal deltagare samlas in. Det kunde göras genom att arrangera workshops (Alingsås kommun 2013; Eskilstuna kommun 2013) eller genom andra former av aktiv medborgardialog. Under en workshop kunde även kunskap om området samlas in och de sociala drivkrafterna till förändring bedömas. På så vis skapades en relativ värdebas som var relaterad till det aktuella sammanhanget och därför kunde vara användbar för beslutsfattande för att väga olika framtida alternativ mot varandra.

Det var också viktigt att påpeka att intressen som verkar stå i konflikt med varandra kan utgöra själva drivkraften för förändring och, om aktörerna kan förstå varandra, leda till den mångfald av förslag som utmärker designkomponenter inom *aktiverade områden*.

## Steg 6: Dela upp området och skapa markanvändningsklasser

Ett antal olika markanvändningsklasser som är relevanta för området utarbetades, baserat på information om olika biotoper och information om olika sociala aktörer och institutionella förutsättningar (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014)<sup>13</sup>. Hur många markanvändningsklasser som behövdes berodde på hur omfattande studien skulle vara. Det visade sig meningsfullt att dela upp liknande biotoper som nyttjas av olika sociala aktörer i olika markanvändningsklasser, exempelvis blev gräsmattor på privat mark och offentliga gräsmattor två olika klasser. Informationen om markanvändning behövde både vara kvantitativ (hur stor yta av olika typer det fanns) och kvalitativ (vilka olika biologiska och sociala aktörer verkar inom de olika markanvändningsklasserna).

## Steg 7: Social-ekologisk analys

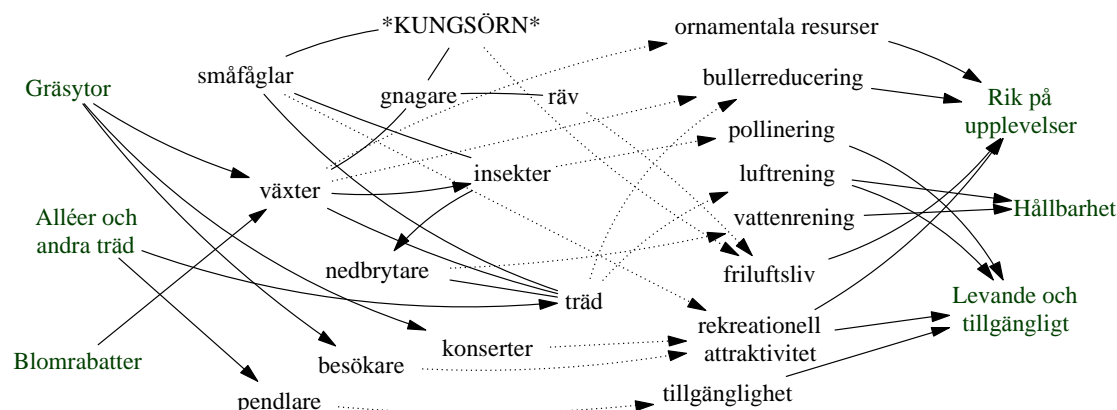
Den framtida utvecklingen av ekosystemtjänsterna i ett område står i relation till förekomsten av olika arter, vilket i sin tur påverkas av de socio-ekonomiska aktiviteterna nu och i framtiden (MEA 2003). Underlag för att bedöma nuläget och potential för framtiden samlades in under steg 4,5 och 6 och lades ihop i en holistisk social-ekologisk analys för att tydliggöra kopplingarna mellan ekosystemet, användarna och andra aktörer.

De ekologiska och sociala förutsättningarna och bidraget till värdet som användarna i området upplever kunde åskådliggöras med ett pildiagram (Figur 14; Kapitel 4 och

---

<sup>13</sup> Inspiration till detta steg kom speciellt från Naturvårdsverket (2012). Men eftersom denna metod var anpassad till mycket mindre skalor så var det inte relevant att använda de stora biotoperna i Naturvårdsverket (2012) utan en egen indelning behövde göras. En fördel med egna klasser var att de sociala aspekterna då kunde vägas in.

Johansson & Emilsson 2014). Arter som var speciellt viktiga för ekosystemet kunde pekats ut genom att markera dem, exempelvis Kungsörnen i Figur 14.



Figur 14. Ett pildiagram som visar ett generellt exempel på hur spatiala element (t.v.) stödjer ekosystemet (mitten) vilket genererar ekosystemtjänster och skapar platsspecifika värden (t.h.)

I den social-ekologiska analysen gjordes en så kallad gap-analys för att identifiera den outnyttjade potentialen hos olika ekosystemtjänster i området (Kapitel 4). Sedan gjordes en prioritering av de olika tjänsterna för att fastställa vilken outnyttjad potential som skulle bidra mest till uppfyllelse av målvariablerna för området (Kapitel 4; Johansson & Emilsson 2014)<sup>14</sup>.

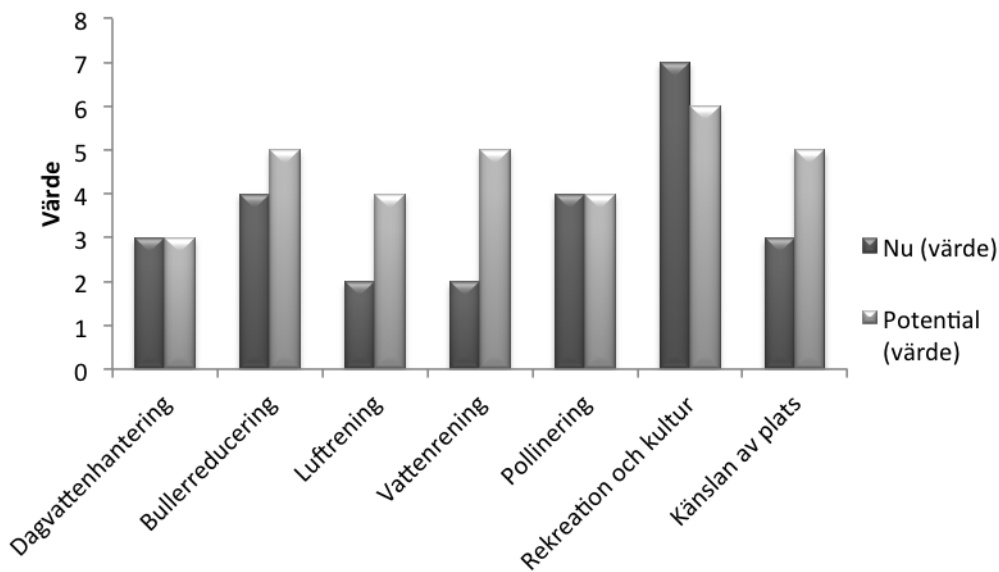
### Fördjupad ekosystemtjänstbedömning

En kvantifiering av ekosystemtjänsterna i området, med målet att kvantifiera ekosystemets värde i monetära termer, kallades en fördjupad ekosystemtjänstbedömning.

Med kvantifiering menades reduktion av den fysiska förekomsten av en viss tjänst, exempelvis massan livsmedel från ett område under en viss tid, till ett tal. Med kvantifiering av värdet menades en sammanslagning av alla värden som området gav upphov till. Naturvårdsverket (2012) och TEEB (2010a)<sup>15</sup> föreslår metoder för kvantifiering av värdet av ekosystemtjänster. En kvantifiering av värdet kan underlätta avvägningar mellan olika tjänster genom att reducera den mångfald av värden som tjänsten ger upphov till en enda sammanslagen värdebas (Figur 15). Eftersom bara en del värden fångas i samband med en sådan reduktion finns det stor risk att information om komplexiteten i ekosystemet och dess interaktion med människor förloras (resonemanget utvecklas i Diskussion). Ett annat bidrag till osäkerheten med en kvalitativ analys är avsaknaden av indikatorer som korrelerar till förekomsten av respektive ekosystemtjänst. Utvecklandet av indikatorer sker kontinuerligt (exempelvis Staub et al 2013).

<sup>14</sup> Steget motsvarar "värdering" i TEEB 2010b och TEEB 2011

<sup>15</sup> Se även examensarbetena Albery-Hellqvist (2014) och Söderlind (2013).



**Figur 15. Grafisk gestaltning med fiktiva värden som exemplifierar hur en kvantifiering/värdering av ekosystemtjänster kan användas för att kommunicera den outnyttjade potentialen för tjänsterna.**

Om metoder för monetär värdering skulle använts så skulle de använts i detta steg av metoden.

### ***Block III: Socio-ekologisk re-design***

Designen togs fram genom att använda kunskap från flera olika discipliner, med fokus på att utforma designlösningar som utnyttjar synergier mellan ekologiska och sociala förutsättningar och aktörer (Barthel m.fl. 2013). Detta gav upphov till designelement som inte bara optimerar en variabel utan tillför en mångfald värden. Designen justerades och utvärderades igen för att finna en design som optimerade värdet gentemot alla målvariabler (Figur 16).

### **Steg 8: Designa förslag**

I fallstudierna användes de rumsliga instrumenten inom social-ekologisk urbanism (Barthel m.fl. 2013) eftersom de var mer specifika bundna till förändrad markanvändning. Deras effekter kunde bedömas först när de konkretiserades genom att placeras spatialt i landskapet och designas (Johansson & Emilsson 2014).

### ***Blå-gröna stråk***

Blå-gröna stråk tog formen av cykel-, promenad- och bilvägar kantade med alléer och öppna diken (Johansson & Emilsson 2014). De kunde öka den ekologiska konnektiviteten i området och samtidigt öka värdet av flera kulturella och reglerande tjänster. I förslaget till Alingsås kommun (Johansson & Emilsson 2014) kompletterades

en promenadväg med att öppna upp en kulvert för att skapa ett blått stråk som sedan ledde fram till en dagvattendam. Vatten visade sig kunna användas för att öka värdet speciellt av kulturella tjänster. I Åstråket fanns ett naturligt blått stråk redan från början men även där identifierades möjligheten att öka värdet av ekosystemtjänsterna med hjälp av designelementet blå-gröna stråk (Kapitel 4).

### ***Landskap som skapar mångfald***

Landskap som skapar mångfald användes för att motivera förändringen av gräsmattor till koloniodlingar och borttagandet av stora öppna parkeringsytor (Johansson & Emilsson 2014) samt förslag på stadsodlingar och ett större medskapande från aktörer kring området (Kapitel 4). De förväntas öka värdet av området, men var lättare att tillämpa i den lite mer privata miljön som ett bostadsområde utgör (Johansson & Emilsson 2014) jämfört med en stadspark (Kapitel 4). En potentiell konflikt mellan landskap som skapar mångfald och ekosystemtjänsten offentlighet identifierades. Samtidigt finns studier som visar på att landskap som skapar mångfald bidrar till ökad förståelse och social mångfald i urbana områden (Colding & Barthel 2013).

### ***Punktvis intensifiering***

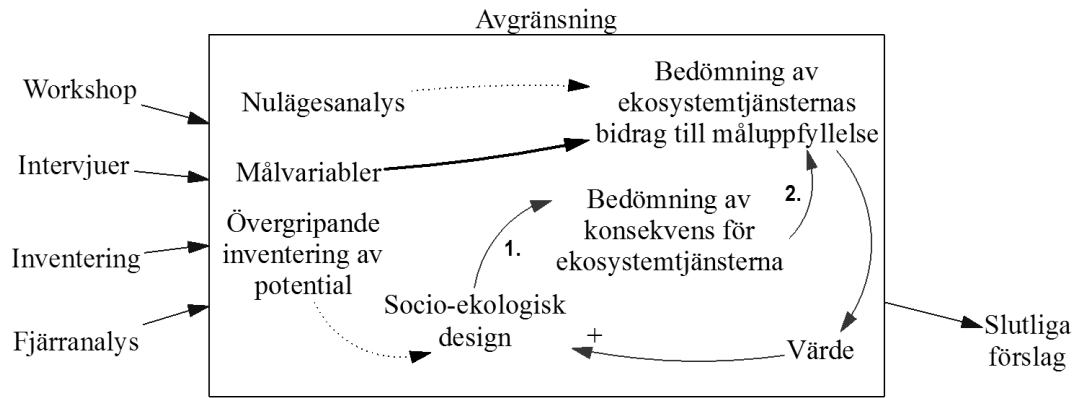
Punktvis intensifiering användes för att ge förslag på terrasshus med takodlingar och restaurerandet av en dagvattendam (Johansson & Emilsson 2014) samt integrering av grönska i designen av en ny idrottsarena och skapandet av en dam i ett tillflöde till Fyrisån (Kapitel 4). Elementen bedöms ta vara på en potential av kulturella, reglerande och stödande tjänster. En intensifiering bedömdes ofta gå hand i hand med att öka den biologiska mångfalden.

## **Steg 9: Analysera designens konsekvens på ekosystemtjänsterna och måluppfyllelse**

Värderingen av designen gjordes i två steg, först analyserades konsekvenserna av designen på ekosystemet (1., Figur 16) sedan analyseras effekterna detta fick på uppfyllelse av de utpekade målen (2., Figur 16) (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014). Två kritiska punkter som identifierades var bedömningen av hur väl en viss tjänst bidrog till ett visst mål och prioriteringen mellan hur viktiga olika mål var att uppnå. Det var därför det var så viktigt att inleda bedömningen med medborgardialog.

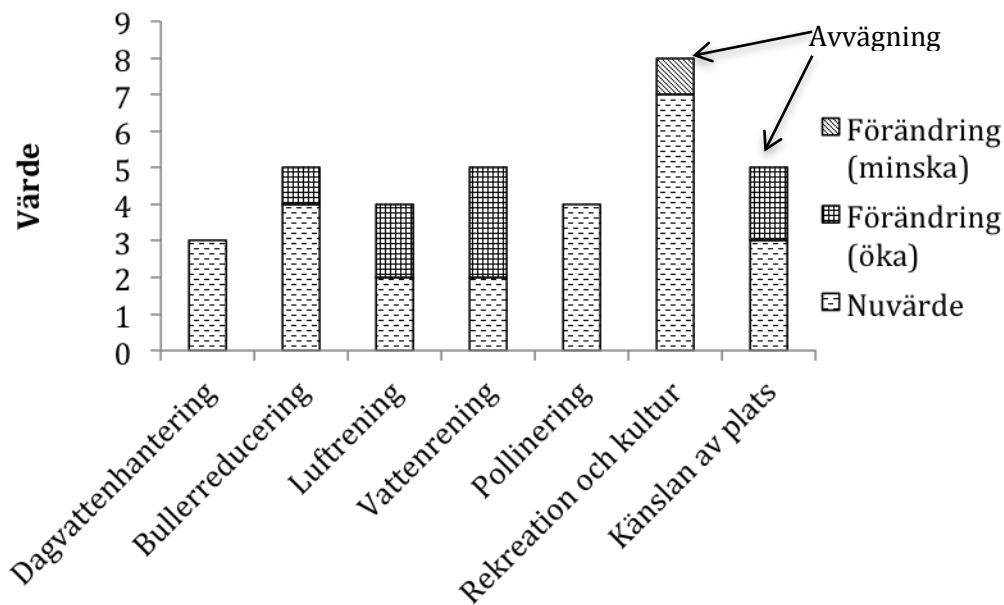
En sådan här analys motsvarade en kostnad-nyttoanalys, men kallades inte så eftersom den varken förutsätter att ekosystemtjänsternas nytta eller värde kan kvantifieras.

Skillnaden i potential för olika designförslag jämfördes kvalitativt. De ekosystemtjänster som påverkades mest i första steget valdes ut inför bedömningen i andra steget för att spara resurser (Kapitel 4). I bedömningen behövdes god kännedom om ekosystem och tjänsters inbördes kopplingar (Kapitel 5.1.2).



**Figur 16.** En systembeskrivning av hur den iterativa design- och omvärderingsprocessen inom en ekosystemtjänstbedömning gjordes. Bedömningen av värdet av en viss design delades upp i steg ett (1) och två (2).

Ett kritiskt steg var när värdeändringen för olika aktörer skulle vägas mot varandra<sup>16</sup>. Om aggregering till en singular värdebas gjordes (Figur 17) så skulle även informationen om för vem värdet i området förändras förloras. Genom att värdera ekosystemtjänsterna mot explicita målvariabler bevarades denna information.



**Figur 17.** Fiktivt exempel på en designs konsekvenser på olika ekosystemtjänster, bedömda med olika metoder för att kvantifiera värdeändringen i en singular värdeenhet.

<sup>16</sup> Liknande problematik finns inom metoder för livscykelanalys (LCA). Där handlar det om att väga konsekvenserna av olika miljöproblem mot varandra. Steget kallas *viktning* och flyttas till slutet av processen för att tydliggöra att just det steget kräver implementering av en viss värdegrund (Bauman & Tillman 2004).

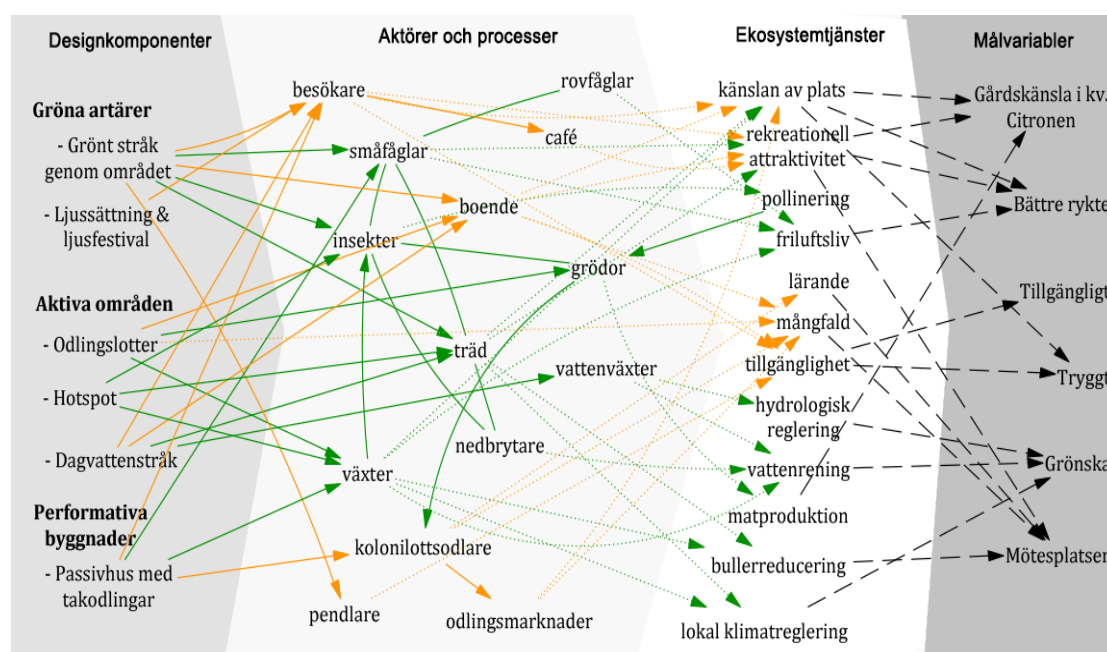


## Steg 10: Justera designen för att maximera värdet av ekosystemet

Designen behövde göras om och justeras iterativt för att optimera värdet av den. Förslag på de designkomponenter som skapade störst värdeökning presenteras i rapporten till uppdragsgivaren. Fler än ett förslag lämnades vidare, eftersom värderingssteget speglades av utförarnas värderingar. Det specificerades vilka mål de valda förslagen bidrog till att uppnå (Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014).

## Steg 11: Visa hur slutliga designförslaget stödjer vissa arter

Ett pildiagram gjordes för att visa på sambanden, där viktiga organismgrupper togs med för att visa på vilket sätt de är en förutsättning för ekosystemtjänsternas fortsatta generering av värde för användarna (Figur 18, Kapitel 4 och Johansson & Emilsson 2014).



**Figur 18. Pildiagram som visar hur designkomponenter stödjer arter (gröna pilar) och sociala aktörer (gula pilar) och på så vis bidrar till måluppfyllelse genom att öka värdet av områdets ekosystemtjänster.**

I detta steg placerades de olika designelementen i en representation av rummet i form av en karta (Johansson & Emilsson 2014).

## 6 Diskussion

En översiktlig ekosystemtjänstbedömning av Åstråket i Uppsala genomfördes (Kapitel 4) och en mer generell metod för att kommunicera värdet av ekosystem sammanställdes (Kapitel 5) efter erfarenheter från ytterligare en ekosystemtjänstbedömning (Johansson & Emilsson 2014). I arbetet bearbetades Naturvårdsverkets lista på ekosystemtjänster (2012) till ett klassificeringssystem med urbana ekosystemtjänster (Tabell 2). Listan var lämplig i de fall den användes på och bedöms vara användbar även för andra studier på områden med liknande förutsättningar. För att säkerställa att begreppet ekosystemtjänster samlar den mångfald av värden som genereras så föreslås att bruttolistan på ekosystemtjänster (Bilaga C) används som utgångspunkt så att ingen viktig ekosystemtjänst missas.

Den andra frågeställningen var att förenkla ekosystemtjänstbedömningar och mellan dessa behöver en avvägning göras från fall till fall. För att förenkla en enskild studie så kan bruttolistan (Bilaga G) användas som utgångspunkt och sedan reduceras genom att bedöma vilka ekosystemtjänster som har störst värdet i det aktuella fallet (Kapitel 4). Det gör det enklare att arbeta vidare med de ekosystemtjänster som ger störst värde, men riskerar att göra resultatet mer osäkert beroende av hur väl bedömningen av vilka de tjänsterna är kan göras.

Andra sätt att förenkla ekosystemtjänstbedömningar har också identifierats och några av dem har testats i fallstudierna. Exempelvis arbetet med öppen data är relevant för att kunna göra en del av bedömningen via fjärranalys. Strategin för öppen tillgång till geodata (Lantmäteriet 2012) förväntas förbättra tillgången till data för fjärranalys de kommande åren.

Kommuner kan även arbeta strategiskt genom att regelbundet göra kartläggningar av biotoper så som sammanställts av Stockholm stad (2012). Ett sätt att förenkla enskilda studier genom att hitta generell kunskap utvecklas inom forskning om knippen av ekosystemtjänster (Haase m.fl. 2013). Baserat på ett stort statistiskt underlag på vilka knippen av ekosystemtjänster som uppträder inom en viss markanvändning skulle potentialen för olika individuella ekosystemtjänster kunna bedömas systematiskt över stora områden genom fjärranalys (Andrew m.fl. 2014)<sup>17 18</sup>.

Vissa aspekter av ekosystemtjänstbedömningar, så som bedömning av den ekologiska potentialen i området och designkomponenters förväntade konsekvenser på ekosystemet, kunde inte förenklas utan kräver fortfarande ekologiska expertkunskap.

En social-ekologisk systemansats har använts genom hela studien. Ansatsen har visat sig vara ett effektivt sätt att kommunicera studien med personer utan tidigare kunskap om ekosystemtjänster samt för att sammanföra sociala och ekologiska företeelser och värden inom samma ram. Processer som bygger på synergier mellan sociala och

---

<sup>17</sup> <http://ensia.com/articles/sky-high-race-against-time/>

<sup>18</sup> Det finns ett verktyg för att kartlägga och värdera ekosystemtjänster genom fjärranalys som heter InVEST. Det utvecklas och ska eventuellt få en modul för urbana miljöer, <http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>

ekologiska processer har kunnat identifieras och beskrivas. En social-ekologisk systemansats bedömdes vara en del av ekosystemtjänstbegreppets pedagogiska styrka som påpekats i SOU (2013:68), MEA (2003) och Costanza m.fl. (1997).

Däremot har det inte gått att kritiskt granska om studien fullt ut har lyckats synliggöra samhällets beroende av fungerande ekosystem, eftersom målgruppen har varit svår att nå och ännu svårare att få återkoppling ifrån. Kanske underskattades arbetsinsatsen för att upprätthålla kontakt med kommunen under planeringen av projektet. En erfarenhet är hur central den gemensamma lärandeprocessen är för att samla och motivera alla inblandade aktörer. Om någon aktör inte ser värdet av den så blir processen mycket svårare.

För att utvärdera hur väl implementeringar av begreppet ekosystemtjänster lyckats så användes Rudolf de Groot's första punkt i sammanfattningen av fundamenten till TEEB, att själva syftet med begreppet ekosystemtjänster är att *säkerställa fortsatt biologisk mångfald* (TEEB 2010a; även Naturvårdsverket 2007).

Resiliensteori har integrerats i metoden för ekosystemtjänstbedömningar genom att bygga vidare på principerna om *plats-specifikt lärande*, *självorganiserande kapacitet* och genom att använda *social-ekologisk urbanism*. Det finns även en möjlighet att sätta ökad resiliens som en explicit målvariabel för analysen och på så vis designa området för ökad resiliens, men detta har inte kunnat testas i studien.

Antagandet om att värdet av ekosystemtjänster kan kommuniceras utan att kvantifiera värdet i monetära termer visade sig rimligt. Dock är valet av metod beroende av valet av världsbild och politiskt laddad varför antagandet behöver testas återkommande då ekosystemtjänstbedömningar görs.

Metodiken för att göra ekosystemtjänstbedömningar behöver fortsätta att hållas öppen och vara transparent så att en mångfald av sätt kan få utrymme att prövas. Det största hotet mot att uppnå det de Groot definierade som målet med ekosystemtjänstbedömningar vore att allt för snabbt låta en grupp få tolkningsföreträde till det rationella sättet att synliggöra värden. Det skulle innebära en teknisk inlåsning av vilka värden som ska synliggöras och vilka som det är okej att utelämnas.

## **6.1 Val av metod**

Genom att använda definitionen av värde som bidrag till måluppfyllelse för användarna av ett område kunde värde av en plan eller ett förslags bedömas. Detta visade sig vara speciellt relevant för fysisk planering, för att bedöma en plans bidrag till förutsättningarna för kommande generationer respektive för en plans konsekvenser för olika aktörer och grupper berörda av den aktuella tillämpningen.

En mekanism i det ekonomiska systemet som gör det troligt att värdet av arter alltid kommer undervärderas är substitueringsprincipen. Enligt den är alla typer av kapital substituerbara mot andra typer av kapital (Solow 1956; Ayres 2007; Gómez-Baggethun & Barton 2013). Denna princip erkänner varken biofysiska begränsningar eller irreversibla processer (Alfredsson & Wijkman 2014) så som utrotandet av arter eller icke-linjära förändringar av ekosystem, och är inte förenligt med stark hållbarhet (Ayres

2007). Kvantifiering av ekosystemtjänster i monetära termer behöver förhålla sig till denna och andra imperfekta egenskaper av dagens ekonomiska modell, och valet att inte kvantifiera värdet av ekosystemtjänsterna i monetära termer känns därför väl motiverat.

## **6.2 Generaliserbarhet**

En konsekvens av att utgå från principer om samförvaltning, platsspecifikt lärande och naturens bidrag till människors välbefinnande var att metoden prioriterar decentralisering. En konsekvens av detta är att metoden kan vara mer tillämpbar i områden där decentralisering inte går emot implicita mål hos förvaltarna av området. Exempelvis i ett exploateringsprojekt i en snabbt växande stad så kan det ligga i planeringsenhetens intresse att försöka stärka sin makt för att kunna koordinera olika projekt för att hantera komplexiteten i en växande stad. Denna metod prioriterar användarnas behov i området och om de inte förstår komplexiteten som hela staden står inför så kommer de troligtvis prioritera sina behov över andra medborgares behov. En konsekvens blir att det blir svårt att motivera exempelvis exploatering av grönytor (som användare hyser ett stort värde för) för att genomföra stora projekt (exempelvis infrastruktursatsningar som berör många fler än bara användarna i det fysiska området).

## **6.3 Implikationer**

Klasserna av ekosystemtjänster kan aggregeras på olika sätt och kallas olika saker, men valet av namn på klasserna skapar en inramningseffekt (Druckman 2002). Beroende av namn så kommer den värderas olika av mottagaren.

En tjänst som har kommit fram i slutet av studien som listan borde kompletteras med är den kulturella betydelsen av *mångfald*, i bemärkelsen mångfald av design. Människor uppskattar mångfald och i naturen är den inbyggd, i kontrast till den konstruerade världen där design bygger på nyttomaximerande principer.

Ekosystemtjänstbedömningar är inte naturvård utan ett verktyg för att visa hur samhället får ett ökat värde av att integrera ekosystem som ett funktionellt element i planering. Arter som människor inte uppskattar får ett fortsatt lågt värde i ekosystemtjänstbedömningar, varför skydd av arter måste fortsätta vara en parallell verksamhet till ekosystemtjänstbedömningar inom den konventionella naturvården naturetiska principer och konventionen om biologisk mångfald (CBD).

Fallstudierna visade att det går att tillämpa ekosystemtjänstbedömningar på en lokal skala. Men för att verkligen bidra till biologisk mångfald så är det viktigt att lägga an ett landskapsperspektiv, speciellt i urbana miljöer där grönytor ofta blir isolerade av barriärer i den konstruerade världen. Principer för att stärka den ekologiska konnektiviteten på större skala kan formuleras på kommunal nivå i exempelvis en grönytepolicy. Används ökad konnektivitet som en målvariabel så kan nuvarande viktiga strukturer identifieras och design som bidrar till ökad resiliens väljas.

I studien utarbetades fallstudiernas designförslag utifrån respektive områdes ekologiska potential för att föreslagna åtgärder inte ska överskrida områdets bärkraft. Designen bör utvärderas i ett tvärdisciplinärt samarbete för att inte bara ta hänsyn till

konsekvenserna av en plan på naturresurserna, utan även konsekvenserna av naturresursernas förändring för människorna (exempelvis de långsiktiga konsekvenserna av minskad resiliens).

En ekosystemtjänstbedömning skulle kunna kompletteras med en resiliensanalys för att kommunicera resiliensbegreppet och identifiera drivkrafter, hot och behov inom exempelvis en kommun (exempelvis Eskilstuna kommun 2013). Ökad resiliens kan sedan väljas som ett explicit mål för att tydligt visa hur hela områdets ekosystemtjänster och design kan bidra.

### **6.3.1 Avvägning mellan ekosystemtjänster**

Det finns ett dilemma i att använda ekosystemtjänstbedömningar för att göra avvägningar mellan att öka en specifik ekosystemtjänst på bekostnad av en minskning av en annan tjänst inom ett visst område. Ett exempel som förtydligar detta är former av monokulturer. I en monokultur utrotas en stor mängd arter för att maximera produktion av en art. Utbudet av försörjande ekosystemtjänster kan ökas genom övergången från en polykultur till en monokultur, men en effekt blir minskad biologisk mångfald. Två konsekvenser av detta blir minskad generering av reglerande och stödjande ekosystemtjänster vilket är synonymt med minskad resiliens. I ett längre perspektiv har ett ekosystem med låg resiliens en större risk att, under inverkan av en störning, exempelvis förändrat klimat eller ett insektsangrepp, skjutas över en tröskel med en annat ekologiskt tillstånd som följd, exempelvis en torka. Det får stora sociala konsekvenser för människor välbefinnande och användarna av området är ofta de värst drabbade (MEA 2003).

Dilemmat med hur mycket ett område kan förändras för att öka potentialen för just en tjänst har inget enkelt svar. Dilemmat undveks i denna studie genom att fokusera på att hitta synergier och tjänster som kan ökas utan att det sker på bekostnad av minskning av någon annan tjänst. Metoden behöver tillämpas på fallstudier med mer uppenbara konflikter för att det ska kunna bedömas hur väl den är anpassad för att hantera avväganden mellan tjänster. Samtidigt fortsätter forskning om tröskleffekter och möjligheten för avvägningar av ekosystemtjänster (Hasse m.fl. 2013; Bastian m.fl. 2011; Holzkämper & Seppelt 2007; Seppelt & Voinov 2003; Nyström m.fl. 2012; MEA 2003 s. 35).

Beslutsfattare behöver ökad förståelse av komplexitet för att förstå resultaten av ekosystembedömningar och förhållandet till risk när det gäller ekosystem.

### **6.3.2 Möjligheter för lokal värdering av ekosystemtjänster**

Utgående från Naturvårdsverkets (2012) antagande finns en möjlighet att formulera ett argument som att det *kan* vara bra att representera naturens värde i ekonomiska termer, **om** värderingen inte sker på en marknad. Att inte använda marknadsbaserade mekanismer för värdering skulle kunna undgå många brister i marknadsbaserade principer (Frydman & Goldberg 2007; Alfredsson & Wijkman 2014) och skapa förutsättningar för innovation av alternativa social-ekologiska system. I denna studie har ett ramverk presenterats som kan användas för en kontextberoende värdering av ekosystemtjänster. En aspekt av lokal värdering är att kopplingen till användarna inte

försvinner. Det blir fortfarande möjligt att hålla reda på värdet för vem som ökas och minskas<sup>19</sup>.

Det är också en fråga om över hur stora kulturella skillnader ett utbyte av något fortfarande kan ha kvar en koppling till människors värderingar. Där kan det skotska projektet Common Weal visa att det går att hitta en värdegrund som är gemensam även på nationell nivå<sup>20</sup>.

Den generella metoden i denna studie skulle kunna användas med mål som är antagna demokratiskt på nationell nivå, exempelvis miljömålen. Det skulle möjliggöra nationell värdering av ekosystemtjänster med mekanismer där värderingen inte sker genom marknadsmekanismer. Det skulle också kräva en nationell organisation för att granska och kvalitetssäkra de bedömningar som skulle göras i varje ekosystemtjänstbedömning<sup>21</sup>.

## **6.4 Fallstudierna**

Det blev under fallstudien tydligt hur viktigt aktiv medborgardialog och dialog med olika aktörer var för att bedöma de sociala förutsättningarna för området. Ett alternativt sätt att inhämta lokal kunskap från användarna som blivit uppenbart först i slutet av studien är att använda crowd sourcing-principer, men detta har tyvärr inte kunnat testas. Främst behövdes kunskap från användarna vid sammanställning av behov i området och vid rangordning av ekosystemtjänster med outnyttjad potential.

Det blev också tydligt hur mycket en stadspark skiljer sig från ett bostadsområde i avseende av behov. I fallstudien över Noltorp så var det relativt tydligt vilka användarna var – främst de som bor i området. I Åstråket så var användarna dels de som bor nära och förväntas använda området mest, men även medborgarna i en stor del av staden eftersom området är så centralt beläget och så frekvent används som genomfartsled.

### **6.4.1 Åstråket**

Det som begränsade ekosystemtjänstbedömning var främst att underlag från medborgardialoger inte kunde samlas in. Om medborgardialog hade utförts så hade fler grupper från civilsamhället bjudits in, exempelvis boende i området, lokala idrottsföreningar och grupper, representanter från dagiset, boende söder om området som pendlar, cykelföreningen, lokala Naturskyddsföreningen, aktiva besökare av området, pensionärsföreningar med flera. Underlaget från workshopen hade fokuserat på rangordning av vilka funktioner som användarna upplever som viktigast i Åstråket, och vilka de har störst behov av i framtiden.

---

<sup>19</sup> Liknande projekt genomförs inom omställningsnätverket i Storbritannien (Transition Network) under begreppet lokala valutor (eng. local currencies).

<sup>20</sup> En metod för att komma fram till vilka värden som är gemensamma i ett större kontext har utvecklats inom projektet Common Weal i Skottland där man kollektivt kommit fram till vilka värden som man prioriterar "nationellt", se <http://www.allofusfirst.org/what-is-common-weal/>

<sup>21</sup> Men ett sådant system skulle i vis mån kunna ha likheter med dagens kvalitetssäkring av miljöledningssystem så som EMAS, <http://www.msr.se/sv/Om-oss/EMAS/>

## 7 Slutsats

Begreppet ekosystemtjänster kunde användas för att samla en mångfald av värden som ekosystem bidrar med i urbana miljöer till beslutsfattare inför planering av förändrad markanvändning. En social-ekologisk systemansats kunde tillföra en gemensam ram inom vilken olika aktörers intressen kunde mötas och naturens bidrag till välbefinnandet för människorna kunde struktureras i en uppsättning klasser. Dessa metoder användes genom att göra en ekosystemtjänstbedömning över området Åstråket i Uppsala.

Resiliens tillämpades genom principerna om självorganiserande och lokalt lärande. Designkomponenter som gröna stråk, performativa byggnader och områden som skapar mångfald användes för att identifiera synergier mellan gröna och konstruerade formelement och konkretisera dessa principer. För att bedöma värdet av olika designförslag krävdes bedömning av kopplade effekter i ekosystemet.

Det saknas ännu metoder för att på ett tillförlitligt sätt representera värdet av ekosystem i monetära termer. Tills sådana metoder utvecklas kan ekosystemets värde kommuniceras till beslutsfattare och implementeras i planering i Sverige på andra sätt, exempelvis som bidrag till måluppfyllelse.

En utmaning inom ekosystemtjänstbedömningar är att fortsätta utveckla centraliserade metoder för exempelvis fjärranalys av ekosystemtjänster och samtidigt implementera decentraliserade principer som används vid målformulering och design så som platspecifikt lärande, självorganiserande och aktiv medborgardialog.

En av styrkorna med ekosystemtjänstbegreppet är dess pedagogiska styrka.

## 8 Förslag på vidare studier

Ekosystemtjänstbedömningar är ett snabbt expanderande, genuint tvärvetenskapligt forskningsområde som saknar praktiska exempel. Därför kan ett antal förslag till vidare studier föreslås. Projekten lämpar sig för studenter inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik likväl som andra program inom både naturvetenskap och samhällsvetenskap. Förslag:

- Utvärdera metodiken för ekosystemtjänstbedömningar genom att göra studier av biologisk mångfald före och efter en förändrad markanvändning.
- Utvärdera hur metodiken för ekosystemtjänstbedömningar kan stödja arbetet med de svenska miljömålen.
- Utvärdera hur metodiken för ekosystemtjänstbedömningar förhåller sig till BREEM Communitys.
- Utvärdera olika sätt att kommunicera värdet av ekosystemtjänster till beslutsfattare (kvalitativ, kvantitativ, monetär inramning), och vilka implikationer det får på hur beslut tas och vilka alternativ som väljs.
- Gör fallstudier på ännu mindre områden för att testa denna metodik.
- Testa ekologisk kompensation.

### Utveckla verktyg

Utveckla GIS-baserade verktyg så som GreenMatrix, InVest och Gröneytefaktorn så att de inkluderar olika ekosystemtjänster. En möjlighet att bedöma värdet av kulturella tjänster som tidigare inte testats är att använda dataspel för att kartlägga människors värderingar, se exempelvis Blockholm. Undersöka hur mycket bullerdämpningen träden i Stadsparken i Uppsala ger. Skapa en modell för bullerdämpning som en funktion av bullerkälla (avståndet till väg, trafikintensitet) och kvalitativa egenskaper som typ av vegetationen. Störningskällor atmosfäriska tillstånd med mera.

### Städers fotavtryck

En av styrkorna med ekosystemtjänstbegreppet är att det kan tydliggöra vem som nyttjar ekosystemtjänsterna i ett geografiskt avgränsat område. Det har visat sig att invånarna i städer konsumerar produkter som genererats av ekosystem som tar mycket stora områden i anspråk (Folke m.fl. 1997), ofta i länder med lägre materiella välstånd (Seitzinger m.fl. 2012). I takt med att Sverige implementerar olika strategier inom det globala ramverket för hållbar konsumtion och produktion (Miljö- och energidepartementet 2012) så kommer det bli viktigare och viktigare för städer att analysera sin import och export av ekosystemprodukter. En ekosystemtjänstanalys kan tillsammans med en livscykelanalys användas för att ta reda på vilka ekosystemtjänster som genererade produkter vi i Sverige konsumerar. Detta kan vara en parallell studie som görs i samband med en ekosystemtjänstbedömning för en hel stad. Det är inte bara beroendet av försörjande tjänster utomlands som blir viktiga i en sådan studie, utan även hur en stor potential för kulturella tjänster kan påverka hur energi- och materialintensiv livsstil vi leder (Guo m.fl. 2010; Holmgren m.fl. 2010).



## 9 Referenser

Andersson, E., Barthel, S., Ahrne, K., (2007) *Measuring social-ecological dynamics behind the generation of ecosystem services*. Ecological Applications 17: 1267–1278.

Andrew, Wulder & Nelson (2014) *Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments*. Progress in Physical Geography Vol 38 (2) Apr 2014.

Albery Hellqvist, S (2014) Ekosystemtjänster på Swedavias flygplatsfastigheter: En ekosystemtjänstbedömning av Stockholm/Arlanda Airport. Examensarbete i miljövetenskap, Göteborgs Universitet.

Alfredsson, E. & Wijkman, A. (2014) *Prestudy: The Inclusive Green Economy - Shaping society to serve sustainability, minor adjustments or a paradigm shift?* Mistra, Stockholm.

Alingsås kommun (2013) *Stadsförnyelse Noltorp, workshop 21 maj 2013*. Hämtad 2014-08-05 från <http://youtu.be/PduyrwKrMCA>.

ArtDatabanken (2013) *ArtDatabanken rapporterar 14 naturvårdsarter*. Sveriges Lantbruksuniversitet: SLU

Atkinson, Bateman, Mourato (2012) *Advantages in valuation of ecosystem services and biodiversity*. Oxford Review of Economic Policy 28 (1), 2012: 22–47.

Barthel, S., Colding, J., Ernstson, H., Grahn, S., Kärsten, C., Marcus, L., Torsvall, J. (2013) *Principles of social-ecological urbanism*. Universitetservice US-AB, Stockholm

Bastian, O., D. Haase, and K. Grunewald. (2011) *Ecosystem properties, potentials and services - the EPPS conceptual framework and an urban application example*. Ecological Indicators 21: 7-16.

Bayon, R., (2004) *Making Environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets*. Forest Trends, Katoomba Group Meeting in Locarno, Switzerland, 2003

Bauman, H. & Tillman, A-M (2004) *The Hitch Hiker's Guide to LCA*. Studentlitteratur, Lund.

Bennett, E. M., Peterson, G. D. and Gordon, L. J. (2009) *Understanding relationships among multiple ecosystem services*. Ecology Letters, 12: 1394–1404.

Bolund & Hunhammar (1999) *Ecosystem services in urban areas*. Ecological Economics, 29, 293-301.

Boverket (2010) *Mångfunktionella ytor: Klimatanpassning av befintlig bebyggd miljö i städer och tätorter genom grönstruktur*. Boverket, Publikationsservice, Karlskrona

Bowles, S. (2008) *Policies Designed for Self-Interested Citizens May Undermine "The Moral Sentiments": Evidence from Economic Experiments*. Science 320: 1605–1609

Brülde, B. (2007), *Lycka och lidande : begrepp, metod och förklaring*. 1. uppl. Studentlitteratur, Lund.

- Camagni, R., Capello, R., Nijkamp, P. (1998) *Towards sustainable city policy: an economy-environment technology nexus*. *Ecological Economics* 24: 103–118.
- Carpenter, S. R. (2003) *Regime shifts in lake ecosystems: pattern and variation*. I: Vol. 15 Excellence in Ecology Series, International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany.
- Clark, C., Adriaens, P., Talbot, F.B. (2008) *Green Roof Valuation: A Probabilistic Economic Analysis of Environmental Benefits*. *Environmental Science and Technology* 42 (6): 2155-2161.
- Colding, J. & Barthel, S. (2013) *The potential of 'Urban Green Commons' in the resilience building of cities*. *Ecological Economics* 86: 156–166.
- Colding, J., Lundberg, J. och Folke, C. (2006) *Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management*. *Ambio* 35:237–244.
- Colding, J., Lundberg, J., Lundberg S. & Andersson, E., (2009) *Golf courses and wetland fauna*. *Ecological Applications* 19:1481–1491
- Common International Classification of Ecosystem Services (2014) *Structure of CICES V4.3*. CICES. Hämtad 2014-05-19 från <http://cices.eu/cices-structure/>
- Costanza, Cumberland, Daly, Goodland, Norgaard (1997) *Introduction to Ecological Economics*. St. Lucie Press, Boca Raton.
- Costanza, R. L. Graumlich, W. Steffen, C. Crumley, J. Dearing, K. Hibbard, R. Leemans, C. Redman, and D. Schimel. (2007) *Sustainability or Collapse: What Can We Learn from Integrating the History of Humans and the Rest of Nature?* *Ambio* 36: 522-527
- Costanza, R., D'arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neil, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997) *The value of the worlds ecosystem services and natural capital*. *Nature* 387, 253–260.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., Shallenberger, R. (2009) *Ecosystem services in decision making: time to deliver*. *Front Ecol Environ*, 7(1): 21-28.
- de Groot, Alkemade, Braat, Hein, Willeman (2010) *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making*. *Ecological Complexity* 7 (3): 260-272.
- de Groot, Wilson, Boumans (2002) *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*. *Ecological Economics* 41 (3): 393-408.
- de Vries S, Verheij R A, Groenewegen P P, Spreeuwenberg P, (2003) *Natural environments -- healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health*. *Environment and Planning A* 35(10): 1717 – 1731.
- Delacote, P., Montagné-Huck, C. (2012) *Political consumerism and public policy: Good complements against market failures?* *Ecological Economics* 73: 188-193.

- Harper, D. (2014) *Etymonline*. Hämtad 2014-05-12 från <http://www.etymonline.com/>
- Holmberg, J. & Robèrt, K.-H. (2000) *Backcasting - a framework for strategic planning*. Int. J. Sustain. Dev. World Ecol. Volume 7 (4) 2000, 291-308.
- Druckman, J. M. (2001) *THE IMPLICATIONS OF FRAMING EFFECTS FOR CITIZEN COMPETENCE*. Political Behavior, 23 (3).
- Ejvegård, R. (2009) *Vetenskaplig metod*. Studentlitteratur, Lund.
- Ekau, W., Gooday, A. J., Jorissen, F., Levin, L. A., Middelburg, J. J., Naqvi, W., Neira, C., Rabalais, N. N., Zhang, J. (2009) *Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos*. Biogeosciences Discussions 6 (2): 3563-3654
- Elmqvist, Folke, m.fl. (2003) *Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience*. Frontiers in Ecology and the Environment, 1 (9): 488-494.
- Enetjärn Natur AB (2014) *Ekologisk kompensation*. Hämtad 2014-05-21 från <http://www.enetjarnnatur.se/static/sv/237/>
- Engel, S., Pagiola, S., Wunder, S., (2008) *Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issue*. Ecological Economics 65, 663–674.
- Ernstson H. & Sörlin S. (2013) *Ecosystem services as technology of globalization: On articulating values in urban nature*. Ecological Economics, 86, 274-284.
- Eskilstuna kommun (2013) *Dokumentation från Resiliens-workshop i Eskilstuna kommun*. Hämtad 2014-05-23 från [http://www.eskilstuna.se/PageFiles/243177/Eskilstuna\\_Resiliensanalys\\_2013.pdf?epslanguage=sv](http://www.eskilstuna.se/PageFiles/243177/Eskilstuna_Resiliensanalys_2013.pdf?epslanguage=sv)
- Falk & Szech 2013 (2013) *Morals and Markets*. Science 340, 707.
- Farber, S.C., R. Constanza, and M.A. Wilson, (2002) *Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services*. Ecological Economics, 41: 375–392.
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., (2009) *Defining and classifying ecosystem services for decision making*. Ecological Economics 68: 643–653.
- Folke, C., Jansson, Å., Rockström, J., Olsson P., Carpenter, S. R (2011) *Reconnecting to the Biosphere*. Ambio 40 (7): 719-738.
- Folke, C., Jansson, Å., Larsson, J., Costanza, R. (1997) *Ecosystem Appropriation by Cities*. Ambio 26 (3): 167-172.
- Forrester, J. W. (1969) *Urban Dynamics*. Pegasus Communications, MA, USA.
- Francis, R. A., Lorimer, J. and Raco, M. (2012) *Urban ecosystems as 'natural' homes for biogeographical boundary crossings*. Transactions of the Institute of British Geographers, 37: 183–190.

- Frydman, R. & Goldberg, M. D. (2007) *Imperfect Knowledge Economics: Exchange Rates and Risk*. Princeton University Press, New Jersey, USA.
- Gaston, K. J., Ávila-Jiménez, M. L., Edmondson, J. L. (2013) *REVIEW: Managing urban ecosystems for goods and services*. Journal of Applied Ecology, 50: 830–840.
- Gehl, J. (1971) *Life between buildings - using public space*. Arkitektens Forlag, The Danish Architectural press 2006.
- Glad, T. & Ljung, L. (2006) *Reglerteknik : grundläggande teori*. Studentlitteratur, Lund
- Gómez-Baggethun & Barton (2013) *Classifying and valuing ecosystem services for urban planning*. Ecological Economics 86: 235–245.
- Gómez-Baggethun, E, de Groot, R., Lomas, P. L., Montes, C. (2009) *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes*. Ecological Economics 69: 1209–1218
- Goulder L. H. & Kennedy D., (1997) *Valuing ecosystem services: philosophical bases and empirical methods*. I: G. C. Daily (ed.), *Natures service's - societal dependence on natural ecosystems* (s. 23-47). Washington: Island press.
- Granqvist, P. (2013) *Enagemang: Batman, Putnam och jag*. Volante, Stockholm.
- Gren, I-M., Hammar, M., Söderqvist, T. (2004) *Samverkan för människa och natur : en introduktion till ekologisk ekonomi*. Studentlitteratur AB, Lund.
- Gren, I-M. (2010) *Resilience value of constructed coastal wetlands for combating eutrophication*. Ocean & Coastal Management 53: 358-365.
- Grooten, M., Almond, R., McLellan, R., Dudley, N., Duncan, E., Oerlemans, N., Stolton, S. (2012) *Living planet report*. WWF, UK.
- Guo Z, Zhang L, Li Y (2010) *Increased Dependence of Humans on Ecosystem Services and Biodiversity*. PLoS ONE 5(10): e13113.
- Göteborg stad (2011) *Social konsekvensanalys*. Stadsbyggnadskontoret Göteborg.
- Göteborg stad (2013a) *Ekologisk landskapsanalys - en pilotstudie*. R 2013:8 Miljöförvaltningen, Göteborg.
- Göteborg stad (2013b) *Trafikstrategi för Göteborg: Spaning och Trend*. Rapport nr 1:7:2013. Trafikkontoret, Göteborg.
- Haase, D., N. Schwarz, M. Strohbach, F. Kroll, and R. Seppelt. (2012) *Synergies, trade-offs, and losses of ecosystem services in urban regions: an integrated multiscale framework applied to the Leipzig-Halle region, Germany*. Ecology and Society 17(3): 22.
- Haines-Young, R. and Potschin, M. (2013) *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. Centre for Environmental Management, University of Nottingham, UK.

- Hamidi, S., Ewing, R. (2014) *A longitudinal study of changes in urban sprawl between 2000 and 2010 in the United States*. *Landscape and Urban Planning*, 128: 72-82
- Hansson, D. (2012) *Unpacking Spinoza: Sustainability Education Outside the Cartesian Box*. *Journal of Sustainability Education*. Vol. 3.
- Harvard Critical Review (2013) *An Open Letter to Greg Mankiw*. Hämtad 2014-05-23 från <http://harvardpolitics.com/harvard/harvard-undergraduates-teaching-harvard-doesnt-want-talk/>
- Holling, C.S. (1973) *Resilience and Stability of Ecological Systems*. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4: 1-23.
- Holmberg, Larsson, Nässén, Svenberg & Andersson (2011) *Klimatomställning och det goda livet*. Rapport 6458. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Holzämper, A., and R. Seppelt. (2007) *Evaluating cost-effectiveness of conservation management actions in an agricultural landscape on a regional scale*. *Biological Conservation*, 136:117-127.
- Jevons, S. (1865) *The coal question; An Inquiry Concerning the Progress of the Nation, and the Probable Exhaustion of Our Coal Mines*. Macmillan & Co. London
- Johansson, L., Emilsson, H. (2014) *Urbana ekosystemtjänster: Noltorp, Alingsås*. Ramböll projektledning Uppsala. Tillgänglig 2015-02-11 på [http://www.alingsas.se/sites/default/files/underlag\\_3\\_noltorp\\_urbana\\_ekosystemtjanster.pdf](http://www.alingsas.se/sites/default/files/underlag_3_noltorp_urbana_ekosystemtjanster.pdf)
- Karavan Arkitektkontor (2011) *Stadsbyggnads- och landskapsanalys*. Uppsala.
- Kvale, S. & Brinkmann, S. (2009) *Den kvalitativa forskningsintervjun*. Studentlitteratur, Lund.
- Landell-Mills, N., Porras, I.T., (2002) *Silver Bullet or Fool's Gold? A Global Review of Markets for Environmental Services and their Impact on the Poor*. IIED, London.
- Landskapslaget AB (2008) *Åstråket, etapp II*. Stockholm.
- Lantmäteriet 2012 *Nationell geodatastrategi: Sverige bygger en infrastruktur för geodata*. Geodatarådet, Lantmäteriet.
- Latour, B. (2005) *Reassembling the Social: An Introduction to Actor-Network-Theory*. Oxford University Press, Oxford.
- Lindgren, S. (2013) *Utvärdering av urbana ekosystemtjänster: Verktyg och certifieringssystem*. Examensarbete i Samhällsbyggnad, Kungliga Tekniska högskolan. SoM EX 2013-06, 30 hp.
- Mariussen & Uhlin (2006) *Trans-national Practices - Systems Thinking in Policy Making*. Nordregio, Stockholm.

- Marx, K. (1970) *Critique of the Gotha program*. Marx/Engels: selected works. Progress Moscow, pp. 13–30 (First published in 1891: Die Neue Zeit, Bd. 1, No. 18).
- Marx, K., (1887) *Capital, Volume One. The Process of Production of Capital*. I: Tucker, R.C. (Ed.), The Marx-Engels Reader. W.W. Norton & Company, London
- Maslow (1943) *A Theory of Human Motivation*. Psychological Review, 50(4): 370-396.
- Midholm & Salzman (2014) *Naturen för mig: nutida röster och kulturella perspektiv*. Institutet för språk och folkminnen, Göteborg.
- Miljö- och energidepartementet (2012) *Hållbar konsumtion och produktion*. Tillgänglig 2014-06-01 på <http://www.regeringen.se/sb/d/1591/a/197720>.
- Millenium Ecosystem Assessment (2003) *Ecosystems and human well-being*. MEA. Island Press, Washington DC.
- Misra, V. (u.å.) *Social Impact Assessment Methodology*. Centre for Good Governance.
- Moody, H. T. (1970) *Urban Dynamics: A Review of Forrester's Model of an Urban Area*. Economic Geography, 46 (4): 620-626.
- Mäler, K.G., S. Aniyar and A. Jansson, (2008) *Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 105: 9501–9506.
- Naturvårdsverket (2007) *Ekosystemansatsen – en väg mot bevarande och hållbart nyttjande av naturresurser*. Rapport 5782. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2010) *Arbetsätt för biologisk mångfald och andra värden i ett landskapsperspektiv*. Rapport 6342. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2012a) *Sammanställd information om ekosystemtjänster*. (NV-00841-12)
- Naturvårdsverket (2012b) *Sveriges miljömål - En introduktion*.
- Naturvårdsverket (2013) *Environmental noise and health*. Rapport 6553. Stockholm
- Nyström, M., Norström, A. V., Blenckner, T., de la Torre-Castro, M., Eklöf, J. S., Folke, C., Österblom, H., Steneck, R. S., Thyresson, M., Troell, M. (2012) *Confronting Feedbacks of Degraded Marine Ecosystems*. Ecosystems 15: 695-710
- Odum, E. (1953) *Fundamentals of Ecology*. Thomson Brooks/Cole, UK.
- OECD (2013) *Green Growth in Cities*. OECD Green Growth Studies, OECD Publishing.
- Ostrom, E. (1990) *Governing the Commons: the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pagiola, S., (2008) *Payments for environmental services in Costa Rica*. Ecological Economics 65, 712–724.

- Pagiola, S., Platais, G., (2007) *Payments for Environmental Services: From Theory to Practice*. World Bank, Washington.
- Parker, D. C., Munroe, D. K. (2007) *The geography of market failure: Edge-effect externalities and the location and production patterns of organic farming*. *Ecological Economics* 60 (4): 821–833.
- Pickett S. T. A. and Grove J. M. (2009) *Urban ecosystems: what would Tansley do?*. *Urban Ecosystems* 12: 1–8.
- Princen, T. (1997) *The shading and distancing of commerce: When internalization is not enough*. *Ecological Economics*, 20 (3): 235-253.
- Public Interest Research Centre (2012) *Common cause handbook*. PIRC, Public Interest Research Centre, UK.
- Putnam (2000) *Bowling Alone: The Collapse and Revival of American Community*. Simon & Schuster, New York.
- Ramböll Uppsala (2012) *Trafikförbindelse över Fyrisån söder om Islandsbron: Systemeffekter och alternativa scenarion*.
- Regeringen (2014) *Etappmål för biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. Miljödepartementet, Stockholm. (M2014/593/Nm)
- Rockström m.fl. (2009) *A safe operating space for humanity*. *Nature* 461, 472-475.
- Rodríguez, J. P., T. D. Beard, Jr., E. M. Bennett, G. S. Cumming, S. Cork, J. Agard, A. P. Dobson & G. D. Peterson. (2006) *Trade-offs across space, time, and ecosystem services*. *Ecology and Society* 11(1): 28.
- SCB (2013a) *Kvantifiering av ekosystemtjänster*. (Miljöräkenskaper 2013:2)
- SCB (2013b) *Markanvändningen i Sverige. Sjätte utgåvan*. SCB-Tryck, Örebro.
- Schumpeter, J. A., (1954) *History of Economic Analysis*. George Allen & Unwin, London.
- Seitzinger, S. P., Svedin, U., Crumley, C. L., Steffen, W., Abdullah, S. A., Alfsen, C., Broadgate, W. J., Biermann, F., Bondre, N. R., Dearing, J. A., Deutsch, L., Dhakal, S., Elmqvist, T., Farahbakhshazad, N., Gaffney, O., Haberl, H., Lavorel, S., Mbow, C., McMichael, A. J., deMorais, J. M. F., Olsson, P., Pinho, P. F., Seto, K. C., Sinclair, P., Smith, M. S., Sugar, L. (2012) *Planetary Stewardship in an Urbanizing World: Beyond City Limits*. *AMBIO*, 41:787–794.
- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., Schmidt, S. (2011) *A quantitative review of ecosystem service studies*. *Applied Ecology* 48 (3): 630-636.
- Seppelt, R., and A. A. Voinov. (2003) *Optimization methodology for land use patterns—evaluation based on multiscale habitat pattern comparison*. *Ecological Modelling*, 168:217-231.
- SLU (2014) *Artportalen*. Hämtad 2014-05-23 från <https://www.artportalen.se>.

Smith, A. (1776) *An Inquiry into the Nature and Causes of The Wealth of Nations*. Random House, Inc, 1937. Tillgänglig 2014-05-05 på <http://www.marxists.org/reference/archive/smith-adam/works/wealth-of-nations/>.

Smith, R. L. (1995) *Ecology and field biology*. HarperCollins College Publishers, UK.

SOU 2013:43. Miljömålsberedningen. *Långsiktigt hållbar markanvändning – del 1*. Miljödepartementet, Stockholm.

SOU 2013:68. Utredningen synliggöra värdet av ekosystemtjänster. *Synliggöra värdet av ekosystemtjänster: Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster*. Miljödepartementet, Stockholm.

Staub, C., Ott, W., Heusi, F., . (2011) *Indicators for Ecosystem Goods and Services: Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting*. Federal Office for the Environment: FOEN, Schweiz

Stockholm stad (2012) *Stockholm stads biotoper - Reviderad databas för Stockholms biotopkarta och övergripande analys av förändringar mellan 1998 och 2009*. Dnr 2012-4608 Bilaga 1. Miljöförvaltningen, Stockholm.

Swedish Institute of Standards (2014) *Naturvärdesinventering (NVI)*. SIS/TK 555: SIS.

Söderlind, S. (2014) *Utveckling av ramverk för ekonomisk värdering av tätortsnära ekosystemtjänster*. Examensarbete. Lunds tekniska högskola.

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. L., Skov, C., Van Nes, E. H., Roijackers, R., Lammens, E. and Portielje, R. (2007) *Lake restoration: successes, failures and long-term effects*. Journal of Applied Ecology, 44: 1095–1105.

Sörlin, S. (2013) *Drömmen om ett grönare samhälle drunknar i ett siffertrask*. Extrakt, Formas. Hämtad 2014-05-15 från <http://www.extrakt.se/debatt-opinion/drommen-om-ett-gronare-samhalle-drunknar-i-ett-siffertrask/>

TEEB (2010a) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*. www.teebweb.org, Schweiz.

TEEB (2010b) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Synthesis*. www.teebweb.org, Schweiz.

TEEB (2011a) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. www.teebweb.org, Schweiz.

TEEB (2011b) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Edited by Patrick ten Brink. Earthscan, London and Washington.

The Dark Mountain Project (2014) *Uncivilization: The Dark Mountain Manifesto*. Hämtad 2014-09-02 från <http://dark-mountain.net/about/manifesto/>.



Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K., de Vries, S. (2005) *Benefits and Uses of Urban Forests and Trees*. I: Konijnendijk m.fl. (red.) *Urban Forest and Trees*. New York: Springer Berlin Heidelberg, s. 81-110

UK National Ecosystem Assessment (2011) *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*. UNEP-WCMC, Cambridge.

UNEP (2014) *The Convention on Biological Diversity*. United Nations Environmental Program: UNEP. Tillgänglig 2014-05-12 från <http://www.cbd.int/convention/>

UNDESA (2009) *World Urbanization Prospects: The 2009 Revision*. United Nations Department of Economics and Social Affairs: UNDESA. United Nations Press, NY.

UNWCED (1987) *Our Common Future*. United Nations World Commission on Environment and Development: UN WCED. Oxford University Press, Oxford.

Uppsala kommun (2013) *Åtgärdsprogram för buller*.

Uppsala kommun (2012) *Södra Åstråket: planprogram*. Dnr: 2012-20169

Uppsala kommun (2014) *Uppsalakartan*. [Databas] <http://kartan.uppsala.se>

Uppsala kommun (2006) *Evenemangsstrategi*.

Wapner, P. (2010) *Living through the End of Nature*. MIT Press, London, UK

Westman (1977) *How Much Are Nature's Services Worth Science*. Science Vol 197, No. 4307, pp. 960-964

White (2011) *Dokumentation från Workshop 2011-04-12: En del i samverkansprocessen för utveckling av södra Åstråket i Uppsala*. Workshopsanteckningar

Wiener, N. (1948) *Cybernetics: Or Control and Communication in the Animal and the Machine*. Paris, (Hermann & Cie) & Camb. Mass. (MIT Press)

Wilkinson, Cathy (2012) *Social-ecological resilience and planning: an interdisciplinary exploration*. Universitetservice US-AB: Stockholm

Worster, D. (1994) *Nature's Economy: A History of Ecological Ideas*. Cambridge University Press

## **9.1 Personliga meddelanden**

Carlsson, Ingmar (2014) *Stadsträdgårdsmästare, Uppsala kommun*. E-post 2014-04-24

Johansson, Evelina (2014) *Examensarbetande student, White Arkitekter*. Muntl. 2014-02-07.

Sävsten, Agneta (2014) *Friluftstrateg, Enheten för anläggning, Avdelning gata park natur, Uppsala Kommun*. Muntl. 2014-03-06

Åkerblom, Karin (2014) *Processledare, Uppsala kommun*. E-post 2014-08-28.

## Bilaga A - Anteckningar från fältbesök, Åstråket

Området Åstråket besöktes den 10-februari mellan kl 7.45-11.00. Anteckningar fördes och renskrevs samma dag. Området fotograferades, se andra stycket av denna rapport.

### Bedömning

#### Användare

Stadsträdgårdsdelen av Åstråket präglas av planerad struktur. Området som helhet upplevs som mycket öppet, nästan hel avsaknad av buskage och häckar som gränsar av. Användningen sett till antal personer som brukar området är centrerat till cykelstråket längs ån. På de andra vägarna mötte jag andra personer blott sporadiskt. Jag träffade inte en enda flanör och, alla verkade vara på väg. Det får mig att tro att området skänker lugn till många på väg till jobbet, men att målgrupper som brukar området på andra sätt troligtvis håller sig borta under de allra mest intensiva timmarna på morgonen.

#### Buller

Bullernivån uppmättes till 53 dB i mitten av stadsträdgården<sup>22</sup>. Bullret upplevs ganska mycket högre vid vägen som gränsar av området mot Akademiska. Stadsträdgården upplevs ha en bullerdämpande effekt, särskilt mot trafiken på Sjukhusvägen. Trafik och byggen upplevs vara de största bullerkällorna.

#### Luftrening

Potentialen för luftrening beror av den grönvegetation som finns i området. Men luftföroreningar verkar inte vara ett lika betydande problem som buller i och utanför området, så nyttjandet av tjänsten bedöms som mindre än exempelvis buller.

#### Skyddsvärda träd

Stadsträdgården är verkligen en stadsträd-gård. Det finns uppskattningsvis 250 träd i området av varierande arter. Majoriteten av dessa är mycket gamla, 100+ år, och räknas som stora träd (omkrets 100+ cm).

Det bedöms vara av största vikt att skydda träden som finns i parken både på grund av deras kultur- och naturvärde och den mångfald av ekosystemtjänster de genererar. Ekosystemtjänster är lokal klimatreglering, luftrening, bullerdämpning, rekreationell attraktivitet, (känslan av plats), pedagogik, habitat för fåglar och andra mobila arter. Träd i öppna parkliknande landskap som detta ger skapar även känslan av tillgänglighet, offentlighet och trygghet.

Stadsträd har låg överlevnad när de planteras ut bland annat på grund av den tuffa miljön i staden, så gamla träd ska speciellt värnas (Johansson muntl 2014). Förekomst av stående gamla träden kan dessutom skapa bättre förutsättningar för yngre träd att ta sig. Några yngre träd har redan planterats ut i kanten mellan bandyplanerna och ån. Dessa verkar ha tagit sig bra. Det

---

<sup>22</sup> Mätt med en iPhone och Arbetsmiljöverkets bullerapp

vore intressant att fråga kommunen när de planterades ut för att visa på att föryngring lyckas i parken.

## Markyta

Majoriteten av ytan i området är grön, men med inslag av grus/lera på stigarna och en del hårdgjorda ytor. De hårdgjorda ytorna är främst parkering (vid trädförrådet N. om Studenternas), själva Studenterna IP, parkeringen mot Åsen, parkeringen mellan minigolfbanan och Studenternas, parkeringen vid dagiset, vägen mot Ulleråker. Grusytor är främst vägarna vid trädförrådet norr om Studenternas och uppläggningsplatsen för snö söder om dagiset.

## Hydrologi

Området bedöms som tillräckligt stort för att ha en betydande avrinning vid kraftig nederbörd. Avrinningsområdet avgränsas troligtvis av åsens kam i väster. Vid Ackis borde dagvattensystemet samla in vattnet (dimensionerat för vadå, 100 årsregn?). Själva Åstråket upplevs vara väldigt platt, så där förväntas avrinningen inte vara jättestor utan snarare leda till stående vattensamlingar. Infiltrationskapaciteten i området skulle behöva bedömmas mer exakt, men en gissning är att den är relativt god eftersom det är mycket gröna ytor, men något begränsad eftersom det kan tänkas vara ett ganska mäktigt lerlager i ytan.

Observatören har även tidigare erfarenhet av att det ibland kan uppstå ytor med stående vatten speciellt på å-sidan om parkeringsplatsen vid studenterna och längs hela cykelvägen vid riktigt kraftigt regn. Det brukar dock infiltrera så fort regnet slutar.

## Erosionsskydd

Kanten mot Fyrisån är hög och brant, uppskattningsvis 3-4 m med 45 grader lutning. Kommunen har pålat kanten och satt en spont uppe på, en mycket snygg lösning som förhoppningsvis hjälper till att stoppa erosion. Längs hela kanten går en rad med träd, och de bidrar också starkt till erosionsskydd.

## Bäcken

Bäcken som går ner från Eklundshof och utgör den södra gränsen för dagiset måste studeras mer. Idag fanns där ett tydligt men lågt flöde. Bäcken upplevs ha erroderat ner sidorna kraftigt, och upplevs därför fungera som en "vild" bäck snarare än en planerad. Detta upplevs fascinerande, men kanske av andra människor kan upplevas fult (?). Idag såg jag flera småfåglar i bäckravinen, vilken upplevs ha bildat ett litet habitat eftersom det är skyddat från sidorna. Längs bäcken växer en del små lövträd, och detta bedöms öka det ekologiska värdet. Här finns möjlighet att arbeta med arter och se till att utveckla områdets gröna och blå värden. Även analysera bäcken uppströms, vart är källan? Analysera vattenrening, möjlighet till anlagd våtmark, etc.

## Flöden och tillgänglighet

Flödet av människor idag var tydligast på cykelvägen längs med ån. En nätverksanalys borde göras på de vanligaste flödesvägarna och vara underlag för en analys av hur tillgängligheten kan öka [en sådan gjordes 2014-05-23 av Ramböll Uppsala, förf. tillägg i efterhand].

## Trafik och bilism

### Trafik som påverkansfaktor på området

Den största källan till buller upplevs vara trafik och byggnationer. Eftersom byggnationer är tillfälliga så väljs trafik som en dominerande påverkansfaktor i området. Det bedöms även vara trafiken som leder till luftföroreningar i området eftersom industrier saknas i närheten och andra utsläpp upplevs obetydliga. Flödet av trafik längs med Sjukhusvägen borde analyseras för att undersöka möjligheten att minska påverkansfaktorerna.

### Parkering för Akademiska sjukhuset

Ett annat flöde av trafik går till parkeringen vid bandyplanen. Parkeringsplatsen bedöms ha en kapacitet för 200 bilar och idag var den helt full. Ändå var antalet synliga besökare på bandyplanen två personer. Parkeringsplatsen mellan Studenternas och åsen har en kapacitet på uppskattningsvis 80 platser och hyste idag 40 bilar. Min bedömning är att parkeringsmöjligheterna på området används av andra än gäster till Studenternas. Min gissningen är att parkeringsplatsen har planerats för att möjliggöra publik till bandyarenan, men att den under majoriteten av året används som pendlarparkering. Min bedömning är att marken som parkeringen upptar i dagens läge skulle kunna användas på ett annat sätt för att skapa mer värde. En omlokalisering av parkeringsplatsen skulle möjliggöra att området får en mer enhetlig och tydlig karaktär och kopplingen mellan trädgården, friluftsliv och prestationsidrott skulle bli tydligare.

### Barriäreffekter

Vidare litteraturstudier behöver göras på hur man kan förhålla sig till barriäreffekter. I dagens läge upplevs området ha en del "baksidor", t.ex. stängslet runt Studenternas, runt minigolfbanan, runt dagiset och upp mot Pollacksbacken. Men samtidigt verkar det inte stänga ute människor i så stor omfattning. Inga stora barriärer identifierades idag.

Däremot måste en vetenskaplig analys av barriäreffekterna av en ny väg göras. Den kommer skära området på tvären, och spontant känns det kontroproduktivt för värdeskapandet om inte olika tekniker för att undvika barriäreffekten kan implementeras. Vad dessa tekniker skulle kunna vara behövs mer analys för att ta reda på, men ev. en naturbro över vägen, ett långt brospann på bron så att man kan göra en undergång längs ån, eller något annat.

## Designelement

### Söder om dagiset

En idé vore att exploatera området söder om dagiset, men i det även installera ett par verksamheter som gör att människor söker sig dit. En idé vore att ha ett cykelreparationsställe där, drivet av Uppsala Cykelförening, som ett *fablab*, där verktyg och utrustning finns och nya slangar till ett billigt pris. Då kan människor ta sig dit för att laga sin cykel (målgrupp, studenter på Pollax och folk som ska förbi, men många cyklister i närheten så borde gå att motivera) och samtidigt inser de vilket värde området har.

## Parkeringsplatser

En avveckling av parkeringen vid Studenternas skulle även kunna väga upp den hårdgjorda yta som en ny väg skulle ge upphov till. Både mängd grönyta skulle kunna bibehållas, avrinningen/dagvatten skulle potentiellt kunna hanteras lokalt, karaktären på området skulle kunna göras tydligare.

## Utvalda bilder

Bilder som visar utvalda delar i landskapet.



Figure 1. Ån genom Geijersdalen



Figure 2. Grön tunnel



Figure 3. Lycksalighetens ö byggs om



Figure 4. Sjukhusvägen söderut en morgon i februari



Figure 5. Lekparken i mitten av Stadsträdgården



Figure 6. Buskvegetation är ovanlig men finns på några ställen i parken.



## Bilaga B - Datakällor för fjärranalys

Det finns en mängd data tillgänglig för fjärranalys och utbudet ökar snabbt.

Geodata produceras och används av en mängd olika myndigheter, landsting och kommuner. Produktionen av geodata styrs av den Nationella geodatastrategin<sup>23</sup> och samordnas av Lantmäteriet.

Lantmäteriet har många typer av geodata, bland annat fastighetskartan, terrängkartan och kartor med höjddata. GSD-vegetationsdata ("vegetationskartan") är en av Lantmäteriets tjänster och innehåller detaljerad kartering av naturtyper och biotoper. Tyvärr saknar den teckning över urbana områden, den enda öppna urbana biotopkartan verkar vara den biotopkarta som Stockholms stad har gjort<sup>24</sup>.

SCB publicerar statistik över grönytor och grönområden i tätorter vart femte år för att visa på förändringen av grönytor<sup>25</sup>. Statistiken grundar sig på satellitbildstolkningar och finns för alla tätorter i Sverige med en befolkning över 10 000 invånare. Indikatorer som skattats är bland annat grönyta per tätort, grönområden (grönyta som är minst 1 ha) samt areal hårdgjord yta, samt beräkningar av befolkningens närhet till grönytor. SCB har även data över avgränsningar av tätorter i Sverige<sup>26</sup>.

En del kommuner har register över individuella träd i stadsrummet. SLU har i samarbete med SKL och en rad kommuner inom ramen för programmet för fortlöpande miljöanalys tagit fram en standard för inventering av stadsträd. För att även kunna kvantifiera träd som finns på privat mark så görs försök med att använda Lantmäteriets nya laserdata för att generera data på enskilda träd och grupper av träd i urban miljö.

Genom SLU:s databas Artportalen kan historiska observationer av arter sökas ut för olika områden. Tidigare fanns småkryp i en egen databas men sedan 21 maj 2014 finns de också i Artportalen. Sedan dess är det bara fåglar som har en egen databas för rapportering, Svalan<sup>27</sup>. Experter på SLU är också en viktig källa för artkunskap och kunskap om sambanden mellan arter, näringsvävar, i urbana områden (SCB 2013).

Stockholm stad har samlat miljödata i en portal som de kallar Miljöbarometern<sup>28</sup>. Här finns data inom luft, vatten, klimat, natur, miljögifter, avfall, miljömål och en del andra områden.

För kulturella tjänster används ibland fastighetsprisstatistik som en proxy för att kvantifiera (och monetärt representera) tjänsterna. Dessa data finns tillgängliga i Fastighetstaxeringsregistret<sup>29</sup>.

Kartmaterial kan även i viss mån hämtas från Lantmäteriet<sup>30</sup>, exempelvis Gröna kartan. Data kan inte laddas ner, men utskrifter kan göras som .pdf.

---

<sup>23</sup> [http://www.geodata.se/upload/dokument/strategi/1/geodatastrategi\\_2012.pdf](http://www.geodata.se/upload/dokument/strategi/1/geodatastrategi_2012.pdf)

<sup>24</sup> <http://insynsverige.se/stockholm-miljo>

<sup>25</sup> <http://www.scb.se/MI0805/>

<sup>26</sup> <http://www.scb.se/MI0810/>

<sup>27</sup> <http://svalan.artdata.slu.se/birds/>

<sup>28</sup> <http://miljobarometern.stockholm.se/>

<sup>29</sup> [http://www.scb.se/Statistik/BO/BO0601/\\_dokument/BO0601\\_DO\\_2011.pdf](http://www.scb.se/Statistik/BO/BO0601/_dokument/BO0601_DO_2011.pdf)

Andra typer av data exempelvis på vägar, parker, buller, luftföroreningar, rörelsemönster, flöden, boende etc finns generellt sett tillgängliga på kommunen. Kommunen har även tillgång till Lantmäteriets fastighetskarta där mycket detaljerad information finns.

För ekosystemtjänstbedömningen behövs även en del kvalitativ data på ekosystemtjänsterna, vilka aktörer som använder ett visst område, deras mål, och biologiska strukturer (arter) i och i närheten av det aktuella området. Dessa data går ibland att hitta i exempelvis planer (mål), i kontakt med kommunen (mål, arter, ekosystemtjänster) och intresseorganisationer (arter) men innebär ofta att en inventering måste göras på plats.

---

<sup>30</sup> <http://kso2.lantmateriet.se/>

## Bilaga C - Bruttolista ekosystemtjänster

Listan är baserad på Naturvårdsverkets sammanställning av ekosystemtjänster (2012) (N) vilken i sin tur är baserad på TEEB (2010) (T), CICIÉS (u.å.) (C) och MEA (2003). Därefter är den kompletterad med ekosystemtjänster från Q-book (Barthel et al 2013) (Q) och egna tillägg.

Kategori	Avdelning	Ekosystemtjänst	
Försörjande	Livsmedel	Livsmedel från odlade landväxter	N/T/C
		Livsmedel från tama landdjur	N/T/C
		Livsmedel från vilda djur och växter	N/T/C
		Livsmedel från odlade sötvattens- och marina djur	N/T/C
		Livsmedel från vilda sötvattens- och marina djur	N/T/C
	Vattenförsörjning	Dricksvatten	N/T/C
		Icke-drickbart vatten	N/T/C
	Biotiska råvaror	Fiberråvara från växter	N/T/C
		Genetiska resurser	T/C
		Medicinska resurser	T/C
		Ornamentala resurser	T/C
Bioenergi	Bioenergi från skog	N/C	
Reglerande och upprätthållande	Reglering av avfall och föroreningar	Utspädning, nedbrytning, remineralisering, återcirkulation <sup>31</sup>	N/C
		Vattenrening	T
		Luftrening	T
		Dagvattenhantering	
	Reglering av fysiska miljö	Global klimatreglering	N/T/C
		Lokal och regional klimatreglering	N/T/C
		Fluvial flödesreglering <sup>32</sup>	N
		Bullerreducering	N
		Erosionsskydd	T/C
		Översvämningsskydd	
		Stormskydd	C
		Hydrologisk reglering	T/C
	Reglering av biotisk miljö	Pollinering	N/T/C
		Livsmiljö för ungstadier	N/C
		Biologisk kontroll av skadegörare	N/T/C
Upprätthållande av livscyklar, skydd av habitat och genpooler		N/C	
Kulturell <sup>a</sup>	Symboliska	Landskapskaraktär - naturarv	N
		Landskapskaraktär- kulturarv	N/T/C
	Intellektuella/ upplevelsebaserade	Friluftsliv	N/T/C
		Resurs för forskning	N/T/C

<sup>31</sup> Överlappar i viss mån vattenrening och luftrening men jag väljer ändå att skriva ut alla.

<sup>32</sup> Överlappar erosionsskydd (även kallat massflödesreglering) och hydrologisk reglering

Bilaga C – Bruttolista ekosystemtjänster

	Urbana	Lärande/utbildning	
		Kognitiv utveckling	T
		Estetiska värden	N/T/C
		Hälsa	N
		Tillgänglighet	Q
		Offentlighet	Q
		Rekreationell attraktivitet	Q
		Mångfald	Q
		Trygghet	Q
		Internationell konkurrenskraft	Q
Utbyte av kunskap	Q		

### Stödande ekosystemtjänster

Stödande tjänster	delmängd	Kommentarer	
Primärproduktion		I huvudsak genom fotosyntes	N
Biogeokemiska kretslopp	Näringsämnes-cirkulation, Vattnets kretslopp	Finns även delvis som reglerande tjänster	N
Jordmånsbildning	Starkt kopplat till bl.a. biogeokemiska kretslopp och reglerande tjänster		N
Biologisk mångfald	Bevarande av genpool och hotade arter, mångfald på genetisk, art-, eller habitatnivå		N
Ekologiska samspel	Näringsvävares dynamik Interaktioner mellan trofiska nivåer Evolutionära processer		N
Livsmiljöer	Barnkammare (nursery habitats) Livscykler hos migrerande arter	Tas även upp som reglerande tjänster	N
Stabilitet och resiliens hos ekosystem (1)		Starkt kopplat till ekologiska samspel och biologisk mångfald	N

(1) omnämns i Elmquist et al (2003) som *responsmångfald* (eng. *respons diversity*)