



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 14036

Examensarbete 30 hp
September 2014

Integrering av ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodik

Kartläggning av möjligheter genom en fallstudie
på pelletsproduktion

Emma Nordin

REFERAT

INTEGRERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTBEGREPPET I LCA-METODIK

Kartläggning av möjligheter genom en fallstudie på pelletsproduktion

Emma Nordin

De nyttor som människan får direkt och indirekt från ekosystemen kallas ekosystemtjänster. Mänsklighetens påverkan på ekosystemen idag leder till degradering av tjänsterna och då mänskligheten ytterst är beroende av vad de tillför, är bevarandet av dessa tjänster viktig. Livscykelanalys, LCA, är ett väletablerat verktyg som används för att fastställa miljöpåverkan från olika produktprocesser men få ekosystemtjänster beaktas i LCA. Det finns därför ett behov av att vidare undersöka och utveckla möjligheterna att med livscykelbaserade metoder analysera påverkan på ekosystemtjänster.

Huvudsyftet med denna studie har varit att undersöka om det är möjligt att integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodik. Detta har kartlagts med hjälp av en fallstudie på pelletsproduktion, som bl.a. identifierat berörda ekosystemtjänster och möjligheten att kvantifiera dem, vilka ekosystemtjänster som går att studera med LCA idag samt möjliga sätt att analysera påverkan på ekosystemtjänster med LCA. Ett delmål har varit att grundligt beskriva både ekosystemtjänster och LCA samt aspekter som kan koppla ihop dessa områden. En omfattande litteraturstudie och en LCA modellering rörande pelletsproduktion utgjorde grund för arbetet.

I dagsläget är det inte möjligt att integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodiken med undantag för de fåtal ekosystemtjänster som i LCA-metodiken redan beaktas i viss utsträckning. Det stora hindret är att det inte finns någon fullständig och enhetlig metodik för kartläggning, klassificering och kvantifiering av ekosystemtjänsterna, vilket anses nödvändigt för att kunna analysera påverkan på dem. Ett stort antal ekosystemtjänster såsom klimatreglering, näringsflöden, biodiversitet och rekreation kan kopplas till pelletsproduktion men påverkan på dem är inte möjlig att fullt ut analysera med LCA. Detta illustreras av LCA-modelleringen av pelletsproduktion där endast påverkan på tjänsterna förnybara energikällor och vattenanvändning ingår. Då kunskapen rörande olika ekosystemtjänster skiljer sig mycket åt varierar förutsättningarna för att inkludera dem i LCA-metodiken. Befintliga tillvägagångssätt för att försöka analysera påverkan på ekosystemtjänster med hjälp av LCA föreslår nya miljöpåverkanskategorier och samlandet av tjänsterna i gemensamma enheter såsom exergi och solekvivalenter. Metoderna är dock begränsade och täcker inte in ekosystemtjänsterna på ett fullgott sätt. Mer forskning behövs för att bättre utveckla tillvägagångssätten för analys av påverkan på ekosystemtjänster genom LCA.

Nyckelord: livscykelanalys, LCA, ekosystemtjänster, pellets, miljöpåverkan

ABSTRACT

INTEGRATING THE ECOSYSTEM-SERVICE CONCEPT INTO LCA-METHODOLOGY- Mapping of possibilities through a case study on pellet production

Emma Nordin

The profits humankind obtains directly and indirectly from ecosystems are called ecosystem services. The impact human activities have on ecosystems lead to degradation of the ecosystem services and since humankind fully depends on what the ecosystems provide, the preservation of these services is crucial. Lifecycle assessment, LCA, is a well-established tool used to assess environmental impacts from different product processes but few ecosystem services are considered. Thus, there is a need to study and develop the possibilities to analyze ecosystem services through LCA based methods.

The project aimed to determine whether it is possible to integrate the ecosystem-service concept into LCA-methodology. A case study on pellet production was carried out to identify relevant ecosystem services and the possibilities to quantify them, which ecosystem services that could be analyzed in LCA today and also available approaches to study impacts on ecosystem services with LCA. An intermediate goal was to present a comprehensive description of both ecosystem services and LCA and to map common aspects that connect the two fields. The analysis was based on a comprehensive literature study, and a specific LCA-modeling of pellet production.

At present, it is not possible to integrate the ecosystem-service concept into LCA-methodology, except for the few ecosystem services that to some extent already are covered in the methodology. The main obstacle is the lack of coherent approaches to map, classify, and foremost quantify ecosystem services, which is considered crucial for analyzing the impact on them. A large number of ecosystem services such as climate regulation, nutrient cycling, biodiversity and recreation can be influenced by pellet production but it is not possible to fully analyze these impacts with LCA. This is illustrated by the LCA-modeling on pellet production where only impacts on the services renewable resources and water use could be included. The possibilities to analyze ecosystem services within LCA vary due to the variation in knowledge about certain services. The present approaches for analyzing more services with LCA propose new environmental impact categories an aggregation of services into common units such as exergy and solar equivalents. The methods are limited due to the fact that they are not able to cover the diversity of the services. More research is needed to develop the approaches for analyzing impacts on ecosystem services through LCA.

Keywords: life cycle assessment, LCA, ecosystem services, pellet production, environmental impact

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences, Uppsala University
Villav. 16, SE- 752 36 UPPSALA
ISSN 1401-5765

FÖRORD

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete på civilingenjörsprogrammet inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet genomfördes på IVL Svenska Miljöinstitutet i Stockholm under perioden mars–september år 2014. Handledare för arbetet var Julia Hansson från Klimat & hållbara samhällssystem på IVL och ämnesgranskare var Sven Halldin från Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära vid Uppsala universitet.

Till att börja med vill jag tacka Alliance for the Chesapeake Bay Program för tillåtelse att använda Figur 5 i rapporten.

Jag vill vidare tacka ett antal personer som hjälpt mig genomföra och färdigställa denna studie. Först och främst min handledare Julia Hansson samt Karin Hansen, Felipe Oliveira, Ambjörn Lätt och övriga medarbetare på IVL som väglett och uppmuntrat. Vidare vill jag tacka min ämnesgranskare Sven Halldin för goda synpunkter och råd. Till sist vill jag uttrycka min tacksamhet till familj och vänner som motiverat, hjälpt och stöttat.

Emma Nordin

Uppsala, september 2014

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

INTEGRERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTBEGREPPET I LCA-METODIK

Kartläggning av möjligheter genom en fallstudie på pelletsproduktion

Emma Nordin

Alla organismer i naturområden, såsom stora skogar, hav, ängar och berg eller små grästuvor och klippor, arbetar tillsammans i olika processer som bygger upp det man kallar ekosystem. Dessa processer kan vara allt från produktion av näring, flöden av vatten eller interaktioner mellan organismer. Naturen producerar sådant som vi drar nytta av, till exempel timmer från skogen, rent vatten, reglering av klimatet, pollinering av växter osv. Dessa tjänster kallas ekosystemtjänster och vi är helt beroende av dem för vår överlevnad. Mänsklighetens påverkan på ekosystemen genom användning av resurser och ingrepp i naturen leder dock till att ekosystemtjänsterna påverkas och minskar. Vi vet idag för litet om detta och det behövs mer kunskap om hur ekosystemtjänsterna påverkas av våra aktiviteter så att vi på ett bra sätt kan bevara dem här och nu samt inför framtiden.

Livscykelanalys (LCA) är ett etablerat verktyg som används för bedömning av miljöpåverkan från framställning av olika varor och tjänster. Det kan vara allt från bilar och hus till pellets eller djuruppfödning. En LCA fokuserar på hela livscykler av aktiviteter, alltså från början till slut, där alla delar i cykeln studeras separat för att uppskatta miljöpåverkan från respektive del. En fullständig LCA studerar miljöpåverkan i alla stadier från utvinning av råmaterial, tillverkning av produkter, produktanvändning, transporter till avfallshantering eller återvinning av material. Det finns ett intresse för att kunna använda LCA för att undersöka hur ekosystemtjänsterna påverkas av oss och våra aktiviteter.

Huvudsyftet med denna studie har varit att undersöka om det är möjligt att integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodik. Möjligheterna har kartlagts med hjälp av en fallstudie på pelletsproduktion. Då målgruppen för arbetet är bred och innefattar personer verksamma inom LCA respektive arbetet med ekosystemtjänster, var ett delmål att grundligt beskriva både ekosystemtjänster och LCA samt att kartlägga gemensamma aspekter som kan koppla ihop områdena. Mer specifikt ingick följande frågeställningar i studien:

- Kan LCA användas för att bedöma påverkan på ekosystemtjänster?
- Vilken miljöpåverkan kopplad till pelletsproduktion kan analyseras med dagens LCA-metodik?
- Vilka ekosystemtjänster kan kopplas till pelletsproduktion?
- Vilka ekosystemtjänster kan analyseras med den LCA-metodik som används idag?
- I vilken utsträckning kan utvalda ekosystemtjänster kopplade till pelletsproduktion kvantifieras och jämföras?

- Finns det idag möjliga tillvägagångssätt för att med LCA analysera påverkan på ekosystemtjänster?

En grundlig genomgång av litteratur i form av böcker, rapporter och artiklar har utförts, både vad gäller ekosystemtjänster och LCA. Utöver det gjordes en LCA-modellering på pelletsproduktion.

I dagsläget är det inte möjligt att integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodiken med undantag för de fåtal ekosystemtjänster som redan beaktas i viss utsträckning. Det stora hindret är att det inte finns någon fullständig och enhetlig metodik rörande kartläggning, klassificering och kvantifiering av ekosystemtjänsterna vilket majoriteten av litteraturen anser är nödvändigt för att kunna analysera påverkan på dem. Ett stort antal ekosystemtjänster, såsom klimatreglering, erosionsreglering, näringsflöden, biodiversitet och rekreation kan kopplas till pelletsproduktionen men påverkan på dem är idag inte möjliga att analysera med LCA. Detta illustreras med LCA-modellering som genomfördes på pelletsproduktion, där endast ekosystemtjänsterna förnybara energikällor och vattenanvändning var möjliga att inkludera. Även då endast ett fåtal av ekosystemtjänsterna är möjliga att inkludera i LCA visar analysen att det är av stor vikt att utveckla detta område då många tjänster påverkas negativt av mänsklig påverkan som sker vid olika aktiviteter, i detta fall exempelvis pelletsproduktion. Förutsättningarna för att kunna analysera påverkan på ekosystemtjänster varierar stort, främst på grund av att kunskapen om de olika tjänsterna skiljer sig mycket åt. Detta gäller dels de ekosystemtjänster som kan kopplas till pelletsproduktionen men även övriga tjänster.

Befintliga tillvägagångssätt som analyserar ekosystemtjänster med hjälp av LCA är begränsade och klarar inte av att täcka in den fulla diversiteten hos ekosystemtjänsterna. För att inkludera påverkan på ekosystemtjänster i LCA föreslås i litteraturen främst nya miljöpåverkanskategorier innefattande nya karaktäriseringsmetoder. Vidare diskuteras t.ex. möjligheter att samla ekosystemtjänsterna inom gemensamma enheter, såsom exergi och solekvivalenter. Sammanfattningsvis behövs mer forskning för att bättre utveckla tillvägagångssätten för analys av påverkan på ekosystemtjänster genom LCA.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
2	METOD, GENOMFÖRANDE OCH AVGRÄNSNINGAR	3
2.1	LITTERATURSTUDIE	3
2.2	SPECIFIK SÖKNING PÅ LCA-STUDIER AV PELLETSPRODUKTION	3
2.3	LCA-MODELLERING.....	4
3	BESKRIVNING AV LIVSCYKELANALYS OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	6
3.1	LIVSCYKELANALYS	6
3.1.1	<i>Definition av mål och avgränsningar</i>	<i>8</i>
3.1.2	<i>Livscykelinventeringsanalys (LCI)</i>	<i>9</i>
3.1.3	<i>Miljöpåverkansanalys (LCIA)</i>	<i>9</i>
3.1.4	<i>Verktyg inom LCIA</i>	<i>13</i>
3.2	EKOSYSTEM OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER	14
3.2.1	<i>Kartläggning och klassificering</i>	<i>15</i>
3.2.2	<i>Kvantifiering och ekosystemtjänstindikatorer.....</i>	<i>19</i>
3.2.3	<i>Värdering</i>	<i>20</i>
3.3	BIODIVERSITET OCH MARKANVÄNDNING	21
3.3.1	<i>Biodiversitet</i>	<i>21</i>
3.3.2	<i>Markanvändning</i>	<i>22</i>
4	PELLETS	23
5	RESULTAT	25
5.1	MILJÖPÅVERKAN KOPPLAD TILL PELLETS SOM ANALYSERAS I DAGENS LCA-METODIK	25
5.2	EKOSYSTEMTJÄNSTER KOPPLADE TILL PELLETSPRODUKTION	29
5.2.1	<i>Reglerande ekosystemtjänster.....</i>	<i>32</i>
5.2.2	<i>Kulturella ekosystemtjänster.....</i>	<i>33</i>
5.2.3	<i>Stödjande ekosystemtjänster.....</i>	<i>33</i>
5.3	EKOSYSTEMTJÄNSTER INOM RAMEN FÖR DAGENS LCA-METODIK	35
5.4	MÖJLIGHETER ATT KVANTIFIERA OCH JÄMFÖRA UTVALDA EKOSYSTEMTJÄNSTER	37
5.4.1	<i>Rekreationsmöjligheter.....</i>	<i>37</i>
5.4.2	<i>Klimatreglering.....</i>	<i>38</i>
5.4.3	<i>Erosionsreglering.....</i>	<i>39</i>
5.4.4	<i>Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp</i>	<i>40</i>
5.4.5	<i>Biodiversitet</i>	<i>40</i>
5.5	ANVÄNDANDE AV LCA FÖR ATT BEDÖMA PÅVERKAN PÅ EKOSYSTEMTJÄNSTER.....	42
5.5.1	<i>Aggregering med nya karaktäriseringsmetoder och påverkanskategorier.....</i>	<i>42</i>
5.5.2	<i>Metoder med alternativ aggregering</i>	<i>45</i>
6	DISKUSSION	49
8	SLUTSATSER	53
10	REFERENSER.....	54
10.1	LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER.....	54
10.2	PERSONLIGT MEDDELANDE.....	62

APPENDIX A- TERMER OCH FÖRKORTNINGAR	63
APPENDIX B- KLASSIFICERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	65

1 INLEDNING

Levande organismer verkar tillsammans med den abiotiska miljön i gemensamma processer och funktioner som bygger upp ett ekosystem. Dessa processer kan vara produktion och flöden av näringsämnen, kol och vatten eller interaktioner mellan organismer i form av konkurrens eller predation (Maes m.fl. 2013). De nyttor som mänskliga populationer får direkt och indirekt från ekosystemfunktioner kallas ekosystemtjänster (Costanza m.fl. 1997) och samhällen världen över förlitar sig helt på dessa (MA 2005).

Mänsklighetens påverkan på ekosystemen genom exploatering av resurser och ingrepp i naturliga miljöer leder till degradering av ekosystemtjänster (Curran 2012). I och med ökad välfärd tenderar människan att mer och mer distanseras från ekosystemen och deras roll i att stödja det moderna samhällets aktiviteter (Pilgrim m.fl. 2008). Då mänskligheten ytterst är beroende av vad ekosystemen tillför är bevarandet av dem en nyckel för människans överlevnad. För att nå en mer hållbar utveckling måste mer vikt läggas vid att beakta direkta och indirekta betydelser av ekosystemtjänsterna i ett livscykelperspektiv (Harrison & Hester 2010; Pilgrim m.fl. 2008).

Användandet av livscykelbaserade verktyg för att kartlägga förändringar hos ekosystemtjänster är under utveckling. Livscykelanalys, LCA, är ett väletablerat verktyg som under många år använts för att fastställa miljöpåverkan från olika produktprocesser. Endast ett fåtal ekosystemtjänster är dock möjliga att analysera med den metodik som finns idag (Beck m.fl. 2010). Många tjänster anses svåra att inkludera i LCA på grund av bristen på information och data, speciellt i kvantitativa termer. Detta visar på ett behov av att vidare analysera och utveckla möjligheterna att länka ekosystemtjänster till livscykelbaserade metoder (Zhang m.fl. 2010a; Maes m.fl. 2009). Det finns ett antal tillvägagångssätt för klassificering och kvantifiering av ekosystemtjänster. Inget av dessa är tillräckligt täckande och väldefinierat vilket gör detta till ett område där nya klassificerings- och kvantifieringsverktyg behöver utvecklas (Bakshi & Small, 2011).

Skogen är ett av de ekosystem som tillhandahåller störst antal ekosystemtjänster och är därför ett viktigt område att fokusera på i arbetet med att på ett bättre sätt kunna analysera ekosystemtjänsterna med hjälp av miljöpåverkansverktyg (Sahlin & Säfve 2011). Biobränslen härstammar från biologiskt material och ingår i de försörjande ekosystemtjänsterna som i Sveriges skogar idag har stor ekonomisk betydelse (Hansen m.fl. 2014). Pellets är ett biobränsle vilket förväntas ha en nyckelroll i framtida energisystem i strävan efter att nå hårda klimatmål (Chum m.fl. 2011). Sverige använder redan biobränsle i stor utsträckning och det finns ett stort intresse för att ytterligare öka användningen av skogsbiomassa (Skogsstyrelsen 2013).

Den ökade efterfrågan på biobränslen såsom pellets har globalt sett lett till en diskussion kring miljöpåverkan och hållbarheten för dessa biobränslen. Till exempel har det inom ramen för EU:s så kallade förnybarhetsdirektiv formulerats obligatoriska hållbarhetskriterier för biodrivmedel och flytande biobränslen som inkluderar nivå på växthusgasminskning (jämfört med fossila bränslen) och restriktioner vad gäller användandet av marker som har stort värde

för biodiversitet eller marker med stora kollager (Europaparlamentet 2009). Motsvarande hållbarhetskriterier för fasta biobränslen såsom pellets diskuteras, även om ett införande i EU inom ramen för förnybarhetsdirektivet dröjer (Ends Europe 2014). Vid utvecklandet av hållbarhetskrav för biobränslen kommer hänsyn till ekosystemtjänster sannolikt att diskuteras vidare.

Huvudsyftet med denna studie har varit att undersöka om det är möjligt att integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodik. Möjligheterna har kartlagts med hjälp av en fallstudie på pelletsproduktion.

Då målgruppen för arbetet är bred och innefattar personer verksamma inom LCA respektive arbetet med ekosystemtjänster, har ett delmål varit att grundligt beskriva både ekosystemtjänster och LCA samt kartlägga gemensamma aspekter som kopplar ihop de två områdena. Arbetet bestod i viss utsträckning av en kartläggning och sammanställning av befintlig kunskap och det pågående utvecklingsarbete som sker samt en analys av detta. Mer specifikt ingick följande frågeställningar i studien:

- Kan LCA användas för att bedöma påverkan på ekosystemtjänster?
- Vilken miljöpåverkan kopplad till pelletsproduktion kan analyseras med dagens LCA-metodik?
- Vilka ekosystemtjänster kan kopplas till pelletsproduktion?
- Vilka ekosystemtjänster kan analyseras med den LCA-metodik som används idag?
- I vilken utsträckning kan utvalda ekosystemtjänster kopplade till pelletsproduktion kvantifieras och jämföras?
- Finns det idag möjliga tillvägagångssätt för att med LCA analysera påverkan på ekosystemtjänster?

2 METOD, GENOMFÖRANDE OCH AVGRÄNSNINGAR

Huvudsyftet med arbetet var att undersöka om det är möjligt att inkludera och analysera ekosystemtjänster med LCA samt att sammanställa grundliga och uppdaterade beskrivningar av respektive område och kartlägga kopplingar och nyckelpunkter mellan dem. Sammanställningen av LCA och ekosystemtjänster redovisas i avsnitt 3. Arbetet utgick vidare från en fallstudie av pelletsproduktion.

Analysen bestod av följande steg: (i) Identifiering av vilken typ av miljöpåverkan som finns kopplad till pelletsproduktion och i vilken utsträckning denna täcks in i ett urval av studier, (ii) identifiering av vilka ekosystemtjänster som kan kopplas till den undersökta pelletsproduktionen, (iii) analys av vilka ekosystemtjänster som är möjliga att studera med traditionell LCA-metodik idag, (iv) undersökning av möjligheterna att kvantifiera och jämföra utvalda ekosystemtjänster kopplade till pelletsproduktion samt även (v) kartläggning av angreppssätt för att analysera påverkan på ekosystemtjänster med LCA.

Resultaten baserades på material som togs fram genom:

- En omfattande litteraturstudie som även utgör en del av analysen
- En specifik sökning på LCA-studier rörande pelletsproduktion
- En genomförd LCA-modellering genomförd i programvaran GaBi

I och med att arbetet har fokuserat på en fallstudie på pelletsproduktion har examensarbetets avgränsningar, löpande genom arbetets gång, gjorts med koppling till fallstudien. I avsnitt 5, presenteras resultat och utifrån dem de avgränsningar och val som genomförts.

LCA-metodiken och ekosystemtjänstbegreppet är två områden under utveckling. Främst ekosystemtjänster är fortfarande i ett tidigt utvecklingsstadium när det gäller riktlinjer och verktyg för definiering, kartläggning och kvantifiering. Att försöka bidra till analysen av hur ekosystemtjänster kan användas inom miljöverktyg såsom LCA har därför varit en stor utmaning. Litteraturstudien har stått för en stor och nödvändig del av projektet och utgjort grunden för avgränsningar i arbetet inom detta nya och spännande område.

2.1 LITTERATURSTUDIE

Litteraturstudien genomfördes löpande genom hela examensarbetet. Den innefattade studier av böcker, artiklar, rapporter och annan relevant litteratur både vad gäller ekosystemtjänster och LCA. Litteraturstudien låg alltså till grund för den ingående beskrivningen av LCA och ekosystemtjänster men utgjorde även underlag till resultatframställningen samt analysen av det erhållna materialet.

2.2 SPECIFIK SÖKNING PÅ LCA-STUDIER AV PELLETSPRODUKTION

Den specifika litteratursökningen genomfördes för att få en översikt av vilken forskning och vilka resultat som idag finns tillgängliga rörande miljöpåverkan från pelletsproduktion. Tre sökningar gjordes i databasen Web of Science (med sökningar på pellet*+LCA; pellet*+environment* impact* och pellet*+lifecycle*) och utifrån resultaten valdes artiklar, relevanta för detta arbete, ut för vidare analys.

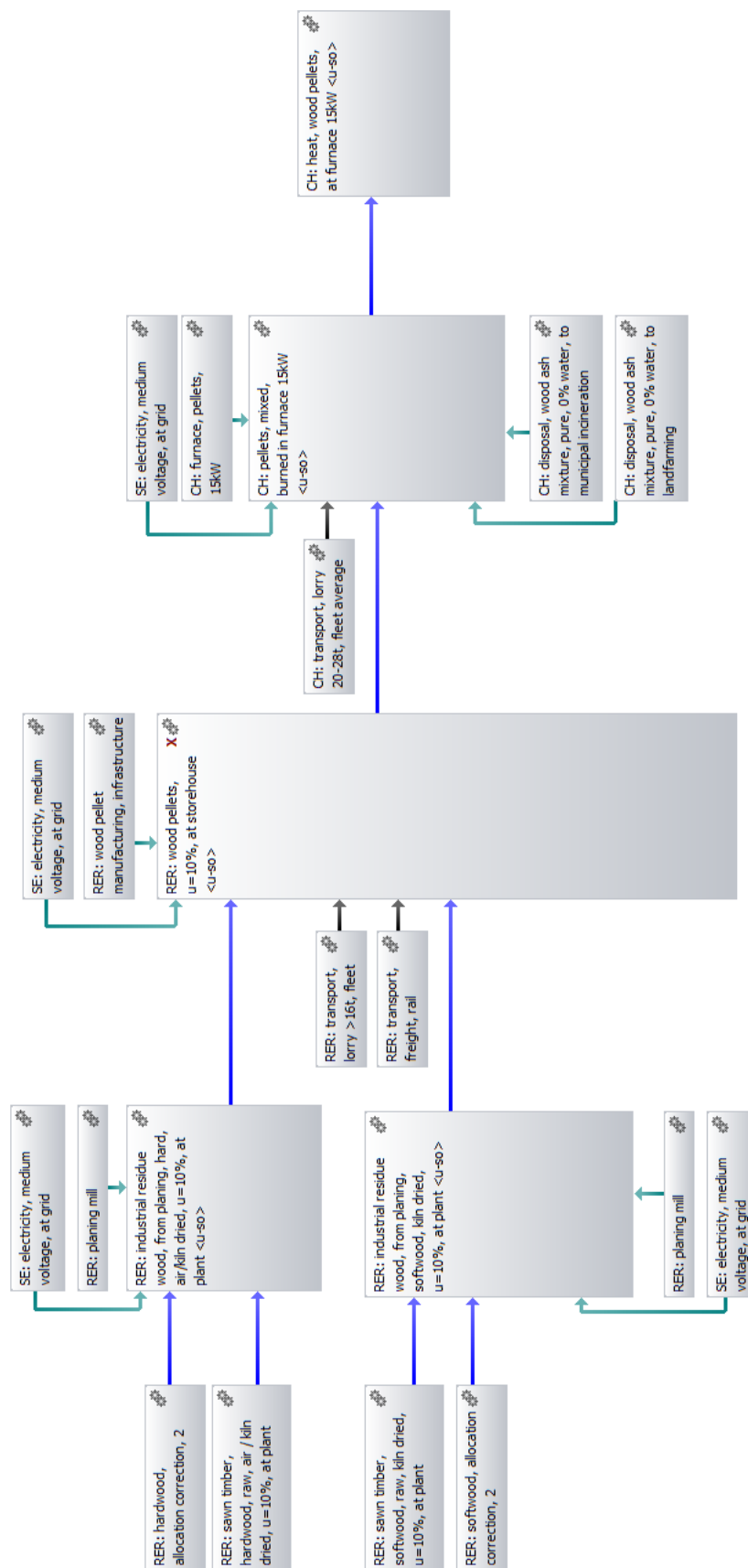
2.3 LCA-MODELLERING

En LCA-modellering i GaBi programvara med användande av databasen *Ecoinvent* genomfördes för att undersöka vilken påverkan på ekosystemtjänster som är möjlig att analysera med den LCA-metodik som används idag. Resultaten lade grund för vidare analyser i projektet. Numeriska resultat från modelleringen presenteras inte i detta examensarbete. Detta för att modelleringen var av mer övergripande karaktär för att undersöka vilka ekosystemaspekter som idag är möjliga att modellera. Därför ligger det utanför studiens syfte att i detalj studera miljöpåverkan från pelletsproduktionen.

I Figur 1 ses det produktsystem för pelletsproduktion som modellerades i GaBi. Processerna i produktsystemet har valts för att så bra som möjligt täcka in de olika stegen i den undersökta pelletsproduktionen. Systemgränserna sträcker sig från skogsbruket fram till att pellets bränns och genererar värme. Skogsbruket och dess miljöpåverkan är modellerat indirekt och inkluderas i det sågade timret (sawn timber i flödesschemat) men illustreras inte i figuren. Även om inte skogsbruket modelleras explicit (vilket beror på att modelleringen enbart används för en översiktlig analys) kan modelleringen användas för att erhålla representativa resultat. I resterande delar av arbetet har skogsbruket beaktats mer direkt.

Den funktionella enheten är produktion av 1 ton pellets vilken representeras av fältet som heter Wood pellets. Inflöden som krävs för pellets-processen (engelskt namn från flödesschemat inom parentes) är transporter (transport), elektricitet (electricity, medium voltage), infrastruktur för pelletsprocessen (wood pellet manufacturing, infrastructure) samt industriella restprodukter (från sågverk) i form av torkat och flisat löv- och barrträ med fukthalt 10 % (industrial residue, wood from planning, hard, u=10% & industrial residue, wood from planning, soft, u=10%). Producerad pellets bränns sedan i ugn (pellets, mixed, burned in furnace) som producerar värme (heat, wood pellets, at furnace).

Alla processer och aktiviteter representerar europeiska medelvärden (RER) förutom elektriciteten som är från en svensk elmix (SE). Den svenska elmixen är vald för att ge resultat som bättre överensstämmer med svensk pelletsproduktion då en europeisk elmix använder energikällor som ger stor skillnad i LCA-resultaten. Användningen av pellets kan, om den antas ersätta fossila bränslen, leda till minskade utsläpp av exempelvis växthusgaser. Detta har dock inte inkluderats i denna studie, utan här har fokus varit på enbart pelletsproduktionen och dess miljöpåverkan.



Figur 1. Produktsystem över pelletsproduktion, modellerat i GaBi. SE representerar svenskt medel och RER är europeiskt medel.

3 BESKRIVNING AV LIVSCYKELANALYS OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER

I detta avsnitt beskrivs bakgrund och teori för livscykelanalys samt ekosystemtjänstbegreppet. Vidare redogörs för biodiversitet samt markanvändning, två viktiga områden inom LCA och ekosystemtjänstbegreppet. I Appendix A finns en sammanställning av termer och förkortningar.

3.1 LIVSCYKELANALYS

Livscykelanalys (LCA) är ett verktyg som används för bedömning av potentiell miljöpåverkan från de processer som krävs för att tillhandahålla en vara eller en tjänst (hädanefter kallad produkt) (Horne m.fl. 2009). ISO-standarden (ISO 2006) beskriver LCA-processen som:

”En sammanställning och värdering av inflöden och utflöden i ett produktsystem samt fastställande av miljöpåverkan genom dess livscykel”.

En LCA fokuserar på produkter ur ett livscykelperspektiv där alla delar i cykeln studeras separat för att uppskatta potentiell miljöpåverkan från respektive process. En fullständig LCA innefattar alla stadier från utvinning av råmaterial, tillverkning av produkter, produktanvändning och transporter till avfallshantering eller återvinning av material (Koellner m.fl. 2013). En komplett livscykel tillsammans med tillhörande material- och energiflöden kallas produktsystem (Rebitzer m.fl. 2004). En LCA från vagga-till-grav täcker hela livscykeln av en produkt samtidigt som en LCA från vagga-till-grind täcker in en del, exempelvis enbart tillverkningen av den studerade produkten (Finnveden m.fl. 2009).

Utvecklingen av LCA-metodiken började på 1960-talet men först i slutet på 1980-talet tillämpades den i sin nuvarande form då LCA ofta användes för jämförelser mellan olika typer av förpackningsmaterial (Erlandsson m.fl. 2013). I och med den ökade fokusen på miljöarbete inom industrin i början av 1990-talet växte intresset för LCA. Istället för att minska utsläppen i industriprocesser ansågs miljöoptimeringar som ett mer effektivt sätt att nå förbättringar (Baumann & Tillman 2004). Utvecklingen inom livscykelbaserade verktyg har sedan dess skett kontinuerligt och livscykelanalys är idag ett av det mest använda verktygen för en bredare analys av miljöpåverkan från produktsystem (Zhang m.fl. 2010a; Erlandsson m.fl. 2013). LCA används inom i stort sett alla produktområden, t.ex. utveckling av byggnader, byggnadsmetoder och produktdesign (Horne m.fl. 2009), miljöcertifieringar, optimering av matproduktion eller transporteffektivisering (Goedkoop m.fl. 2009). Resultaten från en LCA-studie fokuserar på funktionen av en produkt vilket ger möjlighet till jämförelse av olika typer av produkter som har samma funktion (Guinée m.fl. 2004). Exempel på olika produkter som kan ha samma funktion är pellets och kol som båda fungerar som bränslen och kan användas för el- och värmeproduktion. De två mest använda typerna av LCA är bokförings-LCA och konsekvens-LCA. Bokförings-LCA undersöker miljöpåverkan från ett existerande produktsystem medan konsekvens-LCA analyserar vilken skillnad i miljöpåverkan som är resultatet av antingen en förändring i produktsystemet eller om produkten ersätts av en annan (Baumann & Tillman 2004). Ett antal aktörer som har spelat en betydande roll i utvecklingen av LCA-metodiken är:

SETAC (The Society of Environmental Toxicology and Chemistry)

Det internationella organ som år 1989 höll den första workshopen angående LCA (Guinée m.fl. 2004). SETAC håller idag årliga konferenser och workshops där forskare och industrirepresentanter kan diskutera och utveckla LCA-metodiken (Bauman & Tillman 2004).

UNEP (The United Nations Environmental Programme)

UNEP:s fokus ligger främst på att utveckla tillämpningen och användarvänligheten inom LCA (Guinée m.fl. 2004). År 2002 inledde UNEP och SETAC ett internationellt samarbete känt som the Life Cycle Initiative (LCI), för att underlätta möjligheterna att omsätta livscykeltankandet i effektiv handling (Life Cycle Initiative 2013).

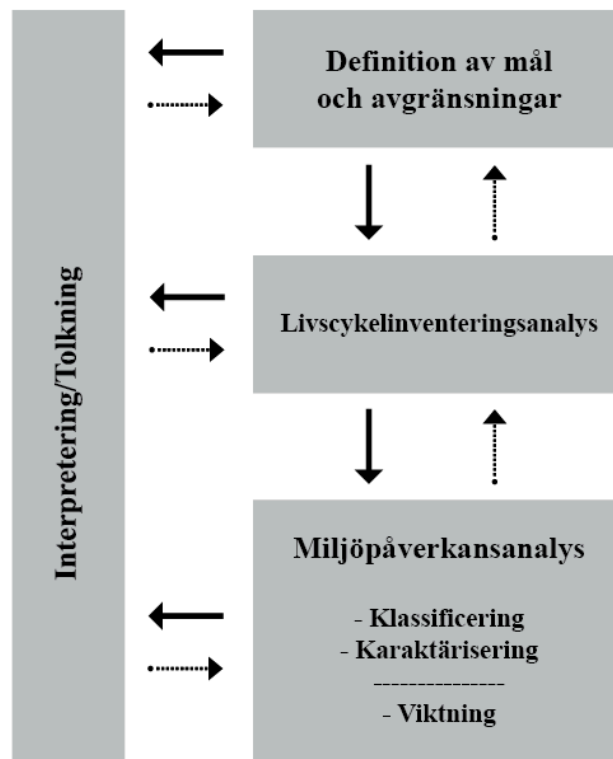
ISO (The International Organization for Standardization)

En privat världsomspännande organisation med målsättning att utveckla standarder för produkter och tjänster (ISO 2014a). SETAC:s tidigare arbete och utformning av relevanta dokument ligger till grund för ISO:s 14040-serie vilken innefattar både de tekniska och organisatoriska aspekterna av LCA-metodiken (Tabell 1) (Guinée m.fl. 2004).

Tabell 1. ISO-standarder rörande LCA (ISO, 2014b).

Standard	Innehåll
ISO 14040: 2006	Environmental management- Life cycle assessment- Principles and framework
ISO 14044: 2006	Environmental management- Life cycle assessment- Requirements and guidelines
ISO/TR 14047: 2003	Environmental management- Life cycle impact assessment- Examples of application of ISO 14040
ISO/TR 14048	Environmental management- Life cycle assessment- Data documentation format

I Figur 2 visas de fyra faser som enligt standarden ISO 14044 ska genomföras i en LCA-studie. Dessa är definition av mål och avgränsningar, inventeringsanalys (LCI), miljöpåverkansanalys (LCIA) och tolkning av resultat. Den första fasen tydliggör motivet till att genomföra studien och omfattningen på analysen. Inventeringsfasen resulterar i en modell över den studerade produktens livscykel (produktsystem) innehållande inflöden och utflöden. Miljöpåverkansanalysen beskriver påverkan relaterad till de flöden som definieras i inventeringen och i den sista, interpreteringsfasen värderas resultaten utifrån målen och avgränsningarna av studien (Finnveden m.fl. 2009). En mer utförlig beskrivning av de fyra faserna görs i följande avsnitt.



Figur 2. De fyra faserna som enligt standarden ISO-standarderna ska genomföras i en LCA-studie. De heldragna pilarna visar den väg som generellt följs och de streckade pilarna visar att det är möjligt att gå tillbaka och modifiera arbetet om så behövs (Modifierad från Baumann & Tillman, 2004).

3.1.1 Definition av mål och avgränsningar

Definition av mål och avgränsningar bestämmer fokus för de resterande stegen i LCA-studien (Guinée m.fl. 2004). ISO-standarderna (ISO 2006) säger att måldefinitionen i en LCA *"entydigt ska ange den avsedda användningen, anledningen till att genomföra studien och den tilltänkta målgruppen"*. Baserat på målen som specificeras görs även avgränsningar som svarar mot syftet av projektet (Finnveden m.fl. 2009).

Systemgränser sätts utefter de livscykelstadierna som ska analyseras i LCA-studien så att de inkluderar de relevanta delarna av produktsystemet. Gränserna kan vara satta så snävt att de beaktar enbart en enhetsprocess i ett system eller vara så vida att de innehåller alla processer av varor och tjänster som produceras i ett helt samhälle (Horne m.fl. 2009).

Vid definitionen av avgränsningar beskrivs även referensflöden, funktionell enhet samt de data som behövs för genomförandet av LCA-studien (ISO 2006). Den funktionella enhet som fastställs är ett kvantitativt mått på den primära funktion som systemet producerar och är en gemensam nämnare för de olika produktsystemen som ska jämföras (Horne m.fl. 2009). Exempelvis kan den funktionella enheten definieras för väggfärg i termer av målad väggarea och hur länge färgen håller. Den funktionella enheten kan då vara 10 m² målad färg som håller i fem år. Referensflödet är ett mått på de flöden för den eller de processer som krävs för att producera den funktionella enheten, i detta fall 10 m² målad vägg som inte kräver ommålning på fem år (Guinée m.fl. 2004). Referensflödena kan variera mellan de olika alternativen av produktsystem som ska jämföras (Rebitzer m.fl. 2004).

3.1.2 Livscykelinventeringsanalys (LCI)

Livscykelinventeringsanalysen (LCI) innebär i stora drag beskrivningen av de inflöden och utsläpp som relateras till den funktionella enheten för produktsystemet (Finnveden, m.fl. 2009). LCI-analysen inkluderar aktiviteterna som beskrivs nedan:

Upprättande av flödesmodell

Baserat på mål och avgränsningar som fastställts för analysen konstrueras en flödesmodell över det studerade produktsystemet (Baumann & Tillman 2004). Modellen presenteras ofta i form av ett *flödesschema* i syfte att ge en översikt över alla de miljömässigt relevanta enhetsprocesser och aktiviteter som ska modelleras, samt deras inbördes samband (Guinée m.fl. 2004).

Datainsamling

I livscykelinventeringen sker insamling av kvalitativa och kvantitativa data för alla de processer och aktiviteter som ligger inom produktsystemets gränser. Det är här viktigt att veta vilka aktiviteter och processer inom systemgränserna som representerar vilka data. Såväl uppmätta, beräknade och uppskattade data kan krävas för att kunna kvantifiera alla flöden i en process (Guinée m.fl. 2004). De kan erhållas från existerande databaser, från egna mätningar eller från redan genomförda studier (PE International 2014b). Valet av datakategorier och vilka typer av data som ska samlas in fastställs i relation till de påverkanskategorier som studeras (Guinée m.fl. 2004). Data inkluderar inflöden och utflöden för alla modellerade aktiviteter och processer, såsom inflöden av råmaterial, energi, produkter, utsläpp till atmosfär, vatten och land, samt andra miljöaspekter (Baumann & Tillman 2004).

Beräkningar

Innan beräkningar kan ske genomförs följande tre steg:

- Validering av data
- Koppling av data till processer
- Koppling av data till den funktionella enheten (PE International 2011)

När detta är gjort beräknas storleken på resursanvändningen och genererade utsläpp i relation till den funktionella enheten (Baumann & Tillman 2004). LCI-beräkningar kan genomföras med ett flertal program. Programvaran kompletteras med över 4500 inventeringsdatabaser som baseras på primär datainsamling från företag och organisationer, inom majoriteten av de existerande industriverksamheterna (PE International 2011).

3.1.3 Miljöpåverkansanalys (LCIA)

Miljöpåverkanbedömningen används för att beskriva livscykelinventeringsanalysen och för att förstå den miljömässiga relevansen av systemets in- och utflöden. De uppmätta miljöbelastningarna som erhålls i livscykelinventeringsanalysen "översätts" och samlas i mer användbara kategorier av miljöpåverkan genom ett antal steg i LCIA:n (Baumann & Tillman 2004). ISO-standarden (ISO 2006) definierar dem som: Val av påverkanskategorier, kategoriindikatorer och karakteriseringsmodeller, klassificering samt karaktärisering, vilka är obligatoriska steg. Normalisering, gruppering och viktning är ytterligare steg som, om så önskas, kan genomföras i LCIA:n.

Val av påverkanskategorier, kategoriindikatorer och karaktäriseringsmodeller

I varje LCA-studie fastställs vilken typ av miljöpåverkan som ska studeras. De generella kategorierna av miljöpåverkan som beaktas i en LCA delar ISO-standard (ISO 2006) in i tre huvudområden: resursanvändning och naturliga miljöer, mänsklig hälsa och ekologiska konsekvenser. Dessa kallas ofta för skyddsområden eller skyddsobjekt. Dessa delas i sin tur in i undergrupper av mer specifika miljöpåverkanskategorier som i många traditionella LCA-studier täcks in av ett antal områden (Tabell 2).

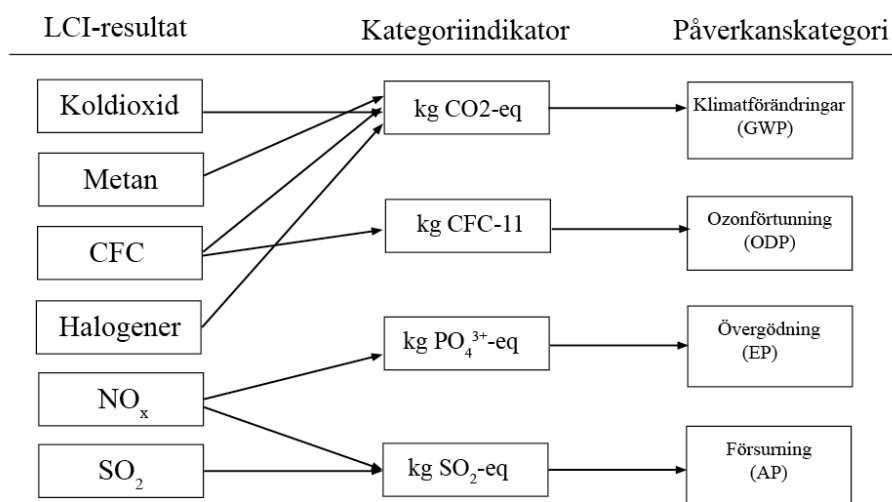
Tabell 2. Miljöpåverkanskategorier inom majoriteten av traditionella LCA-studier (Curran 2012).

SKYDDSSOMRÅDE	MILJÖPÅVERKANSKATEGORI
Resursanvändning och naturliga miljöer	Energi och material Mark (inklusive våtmarker) Vatten
Mänsklig hälsa	Toxisk påverkan (exklusive arbetsmiljö) Icke-toxisk påverkan (exklusive arbetsmiljö) Påverkan på mänsklig hälsa inom arbetsmiljön
Ekologiska konsekvenser	Global uppvärmning Ozonförtunning Försurning Övergödning Foto-oxidantbildning Ekotoxisk påverkan Habitatförändringar och påverkan på biodiversiteten

Vilka miljöpåverkanskategorier som används i en LCA-studie beror till stor del på vad som fastställts som relevant under den inledande definitionen av mål och avgränsningar för arbetet (Baumann & Tillman 2004).

Klassificering

Klassificeringen innebär i stora drag en sortering av parametrarna från LCI:n utefter vilken typ av miljöpåverkan de bidrar till. Detta innebär att resultaten för resursanvändning och utsläpp ska delas in i kategoriindikatorer som är kopplade till miljöpåverkanskategorier (Baumann & Tillman 2004). En del ämnen bidrar till mer än en påverkanskategori och klassificeras då som bidrag till alla relevanta kategorier (Figur 3) (Curran 2012).



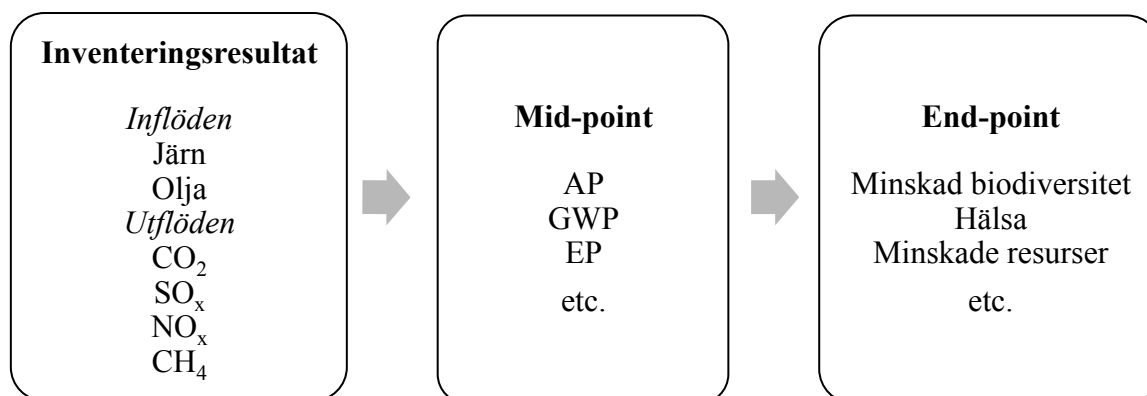
Figur 3. En del ämnen bidrar till flera kategoriindikatorer vilket måste beaktas vid klassificering. CFC=klorflourkarbonater, CO₂-eq =koldioxidekvivalenter, PO₄³⁺= fosfatekvivalenter, NO_x= kväveoxider SO₂= svaveldioxidekvivalenter (Modifierad från Curran, 2012).

Karaktärisering

Under karaktäriseringsfasen beräknas storleken på den potentiella miljöpåverkan som respektive påverkanskategori har. Utsläppen summeras med hjälp av karaktäriseringsfaktorer vilka baseras på hur mycket respektive utsläpp bidrar med till en viss miljöpåverkan. I litteraturen kan karaktäriseringsfaktorer även kallas potentialer. Karaktäriseringsfaktorer är vetenskapligt baserade mått på miljöpåverkan och relateras till en dominant indikator i varje kategori (Baumann & Tillman 2004). Inom exempelvis kategorin global-uppvärmningspotential (GWP) som baseras på 1 kg av CO₂-utsläpp, beräknas alla bidragande utsläpp, genom multiplikation med karaktäriseringsfaktorer, till en gemensam kategoriindikator, i detta fall CO₂-ekvivalenter (Curran 2012). Exempelvis utsläpp av CH₄, metan, multipliceras med en viss faktor vilket betyder att den har en så många gånger starkare effekt på strålningsbalansen i atmosfären, och bidrar så många gånger mer till den globala uppvärmningen än vad CO₂ gör (Baumann & Tillman 2004).

För att kvantitativt kunna modellera utsläpp från olika källor i kategoriindikatorer fastställs vilken del i påverkansmekanismen som studien fokuseras på. Genom ett så kallat problemorienterat synsätt undersöks midpoint-påverkanskategorier. Dessa översätter inventeringsresultaten till miljömässiga kategorier, såsom global uppvärmning (GWP), försurning (AP), övergödning (EP) etc. Om fokus istället ligger på skyddsorientering tas arbetet ett steg längre. De miljömässiga effekterna (midpoint-kategorier) översätts till områden som berör människan, såsom mänsklig hälsa, naturliga resurser etc. (PE International 2014b) (Figur 4). Oberoende av vilket tillvägagångssätt som väljs, refereras dessa midpoint- och endpoint-kategorier till som påverkanskategorier (Curran 2012).

Karaktäriseringsmodeller för vissa påverkanskategorier är mer utvecklade och har en lägre osäkerhet än andra. Exempelvis förekommer kategorierna klimatpåverkan och ozonförtunning globalt vilket resulterar i att påverkan är densamma oberoende av geografiskt läge och ger därmed säkrare skattningar samtidigt som biodiversitet är relativt outforskat och svårt att kvantifiera (Baumann & Tillman 2004).



Figur 4. Generell struktur för en påverkansmekanism inom LCA. GWP=global warming potential (klimatförändring), AP=acidification potential (försurning), EP=eutrophication potential (övergödning), CO₂ = koldioxid, SO_x= samlade svaveloxider, NO_x = samlade kväveoxider och CH₄= metan.

Tre frivilliga steg i LCA-processen är möjliga att genomföra då karaktäriseringen är gjord. Dessa är:

- Normalisering innebär att resultaten från karaktäriseringen sätts i relation till referensvärden för respektive miljöpåverkan (Baumann & Tillman 2004).
- Gruppering innebär en sortering för att ytterligare minska antalet påverkanskategorier och eventuellt rangordna dem efter betydelse (Curran 2012)
- Viktning innebär enligt ISO-standard (ISO 2006) en konvertering och eventuell aggregering av indikatorresultat över multipla miljöpåverkanskategorier. Detta görs med numeriska faktorer som baseras på värderingsgrunder.

Tolkning av resultat

Tolkningsfasen i en LCA innefattar värdering av resultaten från inventeringsanalysen tillsammans med resultaten från miljöpåverkansbedömningen för att underlätta beslutsfattande (Curran m.fl. 2012). ISO-standard (ISO 2006) definierar två mål med tolkningen av LCA-resultat:

- Analysera resultat, nå slutsatser, förklara begränsningar och på ett transparent sätt ge rekommendationer baserade på resultaten i de föregående faserna i studien.
- I enlighet med satta mål och avgränsningar, leverera en komplett och förståelig presentation av resultaten i en studie.

3.1.4 Verktyg inom LCIA

Det finns ett flertal LCIA-metoder (lifecycle impact assessment methods) och verktyg för att bedöma miljöpåverkan från de LCI-resultat som erhålls. De första LCIA-metoderna var:

- *EPS* (Environmental Priority Strategies)
- *Swiss Ecoscarcity* (eller Ecopoints)
- *CML 1992* (Dutch guidelines)

Dessa är ursprunget till många av dagens bedömningsmetoder som har ökat i antal (JRC 2010). Det borde vara en fördel med den variationen av tillgängliga metoder idag, men det finns en risk att vitt skilda resultat erhålles eftersom majoriteten av metoderna använder olika tillvägagångssätt och karaktäriseringsfaktorer för att beräkna miljöpåverkan inom de påverkanskategorier som man fokuserar på (Acero m.fl. 2014). Flera försök har sedan 90-talet gjorts för att samordna tillvägagångssätten och minska risken för detta och ett antal metoder har urskilts som de mest användbara (JRC, 2010). Ofta använda metoder inom LCA och LCA-programvaror är:

- *CML 2001*
- *Eco-Indicator 99*
- *EPS2000*
- *Ecological Scarcity*
- *EDIP 2003*
- *Impact 2002*
- *TRACI 2.1*
- *ReCiPe 1.08*

LCA-studier kan modelleras och beräknas på olika sätt. Modellering kan bland annat genomföras i Excel eller i speciella LCA-programvaror. Programvarorna använder data från olika databaser och beräknar resultat med hjälp av, bland andra, de ovan nämnda LCIA-metoderna. Exempel på programvaror är SimaPro (SimaPro 2014) och GaBi (GaBi Software 2014). GaBi är det modelleringsverktyg som använts i detta examensarbete. Det kan användas i alla steg i LCA-processen, från datainsamling till resultatpresentation. GaBi spårar, främst med användning av databaser, automatiskt alla material- energi- och utsläppsflöden inom ett stort antal påverkanskategorier (GaBi Software 2014).

3.2 EKOSYSTEM OCH EKOSYSTEMTJÄNSTER

Mänskligheten är helt beroende av jordens ekosystem och de ekosystemtjänster de tillför, till exempel matproduktion, färskvatten, klimatreglering, sjukdomshantering och estetisk njutning (MA 2005). Ekosystemen har under de senaste åren fått större uppmärksamhet, framförallt genom publiceringen av The Millenium Ecosystem Assessment (MA) som utformades med fokus på ekosystemen och deras nytta för mänskligheten (Ninan & Inoue 2013). Syftet var att bedöma hur förändringar i ekosystem påverkar människans välbefinnande och hur en vetenskaplig grund skulle etableras för att stärka bevarandet av ekosystemen och deras bidrag till människans välbefinnande (MA 2005).

Utvecklingen av begreppet ekosystemtjänster grundar sig i behovet av att synliggöra kopplingen mellan naturen och människors välbefinnande, dels på grund av att mänskligheten är beroende av ekosystemets strukturer, funktioner och processer, dels på grund av den negativa påverkan som människor kan ha på ekosystemen (Granath m.fl. 2012). Ökad förståelse för ekosystemen och deras roll har stor betydelse för att skydda dem och de tjänster de tillför mänskligheten (Brauman m.fl. 2007).

Det som bygger upp ett ekosystem är alla de levande organismer som samverkar i processer tillsammans med den abiotiska miljön inom ett avgränsat område (illustrativt exempel visas i Figur 5). Dessa processer kan vara produktion och flöden av näringsämnen, kol och vatten eller interaktioner mellan organismer i form av konkurrens eller predation (Maes m.fl. 2013). Ekosystem kan existera i alla storlekar, från en liten grästuva till en hel stad eller ett hav. Nyckelprocesser och flöden som sker i ekosystem är viktiga indikatorer på hur naturen fungerar (Harrison & Hester 2010).



Figur 5. Ekosystem består av samverkan och processer mellan den abiotiska miljön och alla levande organismer i ett område. Illustration av Greg Harlin - Wood Ronsaville Harlin, Inc, ©Alliance for the Chesapeake Bay Program.

Det finns ett antal definitioner på vad ekosystemtjänster är och begreppet diskuteras fortfarande. Två av de mest använda är:

- De förhållanden och processer genom vilka naturliga ekosystem, och de arter som utgör dem, upprätthåller och tillgodoser mänskligheten (Daily 1997).
- Nyttor som mänskligheten erhåller från ekosystem (MA 2005).

Många av ekosystemtjänsterna behövs för vår överlevnad i form av klimatreglering, luftrening, pollinering, matproduktion, medan andra tjänster, såsom estetiska värden och rekreationsmöjligheter, förbättrar vår levnadsstandard (Kremen 2005). Ekosystemtjänsterna baseras på en eller flera ekosystemfunktioner (MA, 2005), som kan definieras som ekosystemets kapacitet eller potential att leverera den specifika tjänsten (Maes m.fl. 2013). Ekosystemfunktionerna är i sin tur grundade i biofysiska strukturer och processer, så kallade stödjande tjänster (UNEP-WCMC 2011; MA 2005). Ekosystemtjänsterna kan delas in i fyra huvudområden: försörjande ekosystemtjänster, reglerande ekosystemtjänster, kulturella ekosystemtjänster och stödjande ekosystemtjänster. De tre förstnämnda innefattar tjänster som direkt påverkar människan och de stödjande tjänsterna är de som upprätthåller de andra tjänsterna (MA 2005). MA (2005) anser att både indirekta och direkta drivkrafter påverkar ekosystem och deras tjänster. De definierar drivkrafterna som:

Direkta drivkrafter/påverkansfaktorer som påverkar ekosystemets processer, strukturer och funktioner och kan i princip alltid identifieras och mätas på ekosystemnivå. Exempel på dessa är global uppvärmning, utsläpp av föroreningar, exploatering av resurser och förändringar i markanvändning. *Indirekta drivkrafter/påverkansfaktorer* verkar genom att förändra nivån på hur mycket de direkta drivkrafterna påverkar. Dessa kan vara demografiska, ekonomiska eller teknologiska faktorer men även kulturella och religiösa.

Då tjänsterna som kan erhållas från ekosystemen är många och varierande är det mycket viktigt att de kartläggs och värderas på ett enhetligt sätt vilket ger en bra grund för beslutsfattande inom alla olika områden (Brauman m.fl. 2007). Även användandet inom livscykelbaserade verktyg är idag beroende av en tillförlitlig kvantifiering av ekosystemtjänster (Beck m.fl. 2010).

3.2.1 Kartläggning och klassificering

Det finns delade meningar om hur ekosystemtjänster ska kartläggas. De tre internationella system som idag är mest använda inom kartläggning och klassificering av ekosystemtjänster är MA, TEEB och CICES.

MA (The Millenium Ecosystem Assessment) var den första stora bedömningen av ekosystem och ligger till grund för ramverken hos både TEEB och CICES (Maes m.fl. 2013). MA delar in ekosystemtjänsterna i fyra huvudområden: försörjande, reglerande, kulturella och stödjande tjänster, som beskrivits tidigare. Dessa har undergrupper som täcker in alla ekosystemtjänsterna som anses relevanta för mänskligt välbefinnande (Tabell 3). Biodiversitet som diskuteras i ett senare avsnitt är av MA inte urskild som en separat ekosystemtjänst (MA 2005).

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) är ett EU-initiativ som till stor del följer MA:s kategoriuppdelning med fyra huvudgrupper av ekosystemtjänster med skillnaden att det som i MA heter stödjande tjänster i TEEB istället benämns habitattjänster.

CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services) är avsedd för miljöredovisning och bygger på den existerande klassificeringen som används i både MA och TEEB (Maes m.fl. 2013). Syftet var dock ursprungligen att använda denna klassificering som ett verktyg för statistik och räkenskaper varför CICES har en mer hierarkisk indelning jämfört med de andra två. CICE:s klassificering bygger även den enbart på de tjänster från ekosystemen som beror av levande, biotiska processer (Granath m.fl. 2012). En tabell som möjliggör jämförelse mellan klassificeringarna från de tre organisationerna presenteras i Appendix B.

Tabell 3. MA:s klassificering av ekosystemtjänster (MA 2005).

KATEGORI	EKOSYSTEMTJÄNST	KOMMENTAR
Försörjande ekosystemtjänster		
Ätbara produkter	Mat	All mat från växter, djur och mikroorganismer
	Vatten	Vatten är både en försörjande (i form av dricksvatten etc.) och en stödjande ekosystemtjänst (energikälla).
Icke ätbara produkter	Bränslen och andra energiresurser	Trä, gödsel och andra biologiska material som tjänar som bränslekällor.
	Fibermaterial Genetiska resurser	Trä, bomull, hampa, silke, ull Gener och genetisk information som används inom djuruppfödning och bioteknologi.
	Biokemikalier, naturmediciner, läkemedel	Många mediciner och livsmedelstillsatser härrör från ekosystem.
Reglerande ekosystemtjänster		
Klimatreglering	Klimatreglering, kolupptag, kollagring	Förändringar av t.ex. marktäcket i ekosystem kan påverka klimatet lokalt med avseende på temperatur och nederbörd. På den globala skalan spelar ekosystemen en stor roll genom att ta upp eller släppa ut växthusgaser.

KATEGORI	EKOSYSTEMTJÄNST	KOMMENTAR
Naturskador	Erosionsreglering	Olika växttyper i ett ekosystem har olika bra förmåga att hålla jorden stabil för att undvika jordskred och erosion.
	Vattenreglering	Ekosystemens egenskaper med avseende på typ av marktäckning har stor påverkan på storlek och hastighet på infiltration, avrinning och översvämningar.
	Vattenreningsreglering Avfallshantering	Ekosystem har en förmåga att filtrera och bryta ner organiskt avfall som introduceras i systemet. De kan assimilera och rena föroreningar genom processer i marken.
Övriga reglerande ekosystemtjänster	Reglering av luftkvalitet	Ekosystem har påverkan på många aspekter som rör luftkvalitet i och med att de både tillför och tar upp kemiska föreningar från atmosfären.
	Sjukdomsreglering	Förändringar i ekosystem kan påverka förekomsten av skadedjur hos skörd och boskap.
Kulturella ekosystemtjänster		
Estetik och utbildning	Utbildning	Ekosystemen och deras unika processer bygger en grund för utbildning i många samhällen.
	Estetiska värden	Många människor värdesätter skönheten och estetiken i naturen.
Rekreation	Rekreation och turism	Var och hur människor spenderar sin fritid baseras ofta på egenskaper i ett visst område.
Övriga kulturella ekosystemtjänster	Sociala relationer	Ekosystems karaktär och egenskaper påverkar ofta verksamheter i ett område. Fiskarkulturer och

KATEGORI	EKOSYSTEMTJÄNST	KOMMENTAR
		jordbrukarkulturer har sitt ursprung i vilken typ av ekosystem som finns inom det området.
	Kulturell diversitet	Ekosystemdiversitet är en faktor som spelar in i förekomsten av olika typer av kulturer. Ekosystemet påverkar även kunskapssystemen i olika kulturer.
Stödjande ekosystemtjänster		
Ekosystemprocesser	Jordbildning och bördighet	Denna ekosystemtjänst har stor påverkan på människan då den stödjer många försörjande tjänster som är beroende av jordens bördighet.
	Pollinering	Ekosystemförändringar påverkar utbredning och förekomst av pollinerande insekter.
	Fotosyntes och primärproduktion	I fotosyntesen bildas syre som är livsviktigt för de flesta organismer på jorden.
	Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp	Många av de livsviktiga näringsämnena, upprätthåller sina kretslopp i ekosystemen.
Övriga stödjande ekosystemtjänster	Biodiversitet	Ingår ej i klassificeringen från MA (2005) men analyseras i detta arbete som en enskild ekosystemtjänst.

I efterhand var det många som antydde att den ursprungliga uppdelningen som MA gjorde riskerar att leda till dubbelräkning vid kvantifiering och värdering av ekosystemtjänsterna. Exempelvis Boyd och Banzhaf (2007) samt Wallace (2007) poängterar faran med att blanda ihop "medel" och "mål" i frågan om dubbelräkning. Ålgräsängar är viktiga livsmiljöer för ungstadier hos fiskar, en stödjande tjänst och ett "medel" mot "målet" som är fiske, en försörjande ekosystemtjänst. En "mål"-tjänst kan också vara beroende av flera olika "medel", vilket försvårar klassificering ytterligare. Även om det i MA:s typologi görs skillnad mellan direkta och indirekta tjänster finns inte denna uppdelning mellan "medel" och "mål". En lösning på problemet med dubbelräkningen, som samtidigt gör det möjligt att inkludera alla de önskade tjänsterna, är att istället endast beakta "mål"-ekosystemtjänsten då den levereras och nyttjas av människan och samtidigt fastställa hur dessa tjänster är beroende av de underliggande tjänsterna på vägen dit (TEEB 2008; Wallace 2007). Ett annat problem vid

kartläggning och klassificering är att vissa ekosystemtjänster kan tillhöra flera grupper. Mat är en försörjande ekosystemtjänst, avgörande för människans överlevnad, men även en kulturell tjänst då den kan användas i syfte att höja kulturella värden (Abson & Termansen 2009). Ett annat exempel är erosionsregleringen som skyddar liv och hälsa med även har betydelse för den kulturella ekosystemtjänsten rekreativsmöjligheter (Granath m.fl. 2012). Dock förespråkas att dessa huvudgrupper av tjänster är viktiga och bör användas för att identifiera grupper av ekosystemtjänster med i stort sett samma egenskaper (Abson & Termansen 2009).

3.2.2 Kvantifiering och ekosystemtjänstindikatorer

För att kunna använda ekosystemtjänster inom beslutsfattande krävs att de kvantifieras på ett trovärdigt sätt och att förändringar hos dem övervakas noga (UNEP-WCMC 2011). En del ekosystemtjänster är lätta att mäta (exempelvis mängd timmer som producerats) medan andra är svårare (näringsflöden i marken). Vissa ekosystemtjänster verkar på en mer global nivå medan andra påverkar mer lokalt. På grund av detta mäts tjänsterna ofta på olika skalor vilket kan komplicera kvantifiering och jämförelse. Då inga naturliga rumsliga eller tidsmässiga gränser finns för de tjänster som ekosystemen producerar innebär det att detta måste fastställas för varje specifik studie. Korrekt val av tidsmässiga och geografiska skalor är nödvändigt för rätt jämförelse och relevanta resultat (Hansen m.fl. 2014).

För att möjliggöra tillförlitlig bevakning, kvantifiering och jämförelse av ekosystemtjänsterna har ett stort antal ekosystemtjänstindikatorer identifierats (Maes m.fl. 2013; Egoh m.fl. 2012; UNEP-WCMC 2011, m.fl.). Indikatorerna fungerar som ett mått på hur ekosystemtjänsterna ändras i olika situationer (Hansen m.fl. 2014) och syftar till att analysera tillståndet i miljön, bevaka trender över tid, tillhandahålla tidiga varningssignaler för förändringar och klargöra orsakerna till miljörelaterade problem (Dale och Polasky 2007).

Identifiering och fastställande av ekosystemtjänstindikatorer är komplext och det råder delade meningar om hur detta bör ske. Dale och Polasky (2007) förespråkar att fokus för indikatorerna främst bör ligga på sammansättning och struktur istället för funktion. Det är lättare att mäta storleken på en växt (struktur) eller antal arter (sammansättning) än att försöka fastställa funktionella egenskaper såsom ett trädets påverkan på kollagring, näringsflöden eller förbättrad jordkvalitet. Egoh m.fl. (2012) förespråkar en uppdelning mellan primära och sekundära ekosystemtjänstindikatorer. De primära indikatorerna (t.ex. turistaktivitet) fungerar som förmedlare vid mätning av ekosystemtjänster då de i princip står för vad ekosystemtjänsten levererar till människan, medan de sekundära indikatorerna (t.ex. tillgänglighet) innehåller den nödvändiga informationen som används för att skapa de primära indikatorerna. De Groot m.fl. (2010b) anser att indikatorer för ekosystemtjänster ska delas in i två huvudgrupper: tillståndsindikatorer beskriver vad ekosystemprocesser och komponenter tillför en tjänst och vilka mängder de producerar (t.ex. total biomassa) och prestationsindikatorer beskriver hur stora mängder av tjänster som potentiellt kan användas på ett hållbart sätt (t.ex. maximal skörd av biomassa). Detta för att kunna täcka in de aspekter som bör studeras för att få en fullständig bild av strukturer, processer och trender i ekosystem och hos deras tjänster.

Ett annat angreppssätt för att hantera ekosystem och deras förändringar är användning begreppet ekosystemkvalitet. Ekosystemkvalitet kan beskrivas med flöden av energi och materia. Stora flöden, utan antropogen påverkan, representerar en hög kvalitet, under det att låga flöden som påverkats av människan visar motsatsen. De flöden som här beaktas kan existera på många olika nivåer vilket komplicerar tillvägagångssättet ytterligare. Informationsflödena kan beskrivas på ekosystem-, art- och gennivå, medan flöden av energi och materia kan beskrivas genom produktionen av biomassa (Goedkoop m.fl. 2009).

3.2.3 Värdering

För ett antal ekosystemtjänster kan monetära värderingar göras relativt enkelt. Sådana tjänster är exempelvis timmer och matproduktion. Andra tjänster, t.ex. estetiska vyer i ett landskap, är svårare att sätta ett ekonomiskt värde på. I stora drag är de försörjande och reglerande ekosystemtjänsterna mer lättvärderade ekonomiskt än de kulturella och det finns en överrepresentation av studier på just de två förstnämnda huvudgrupperna av ekosystemtjänster (Abson & Termansen 2011; UNEP-WCMC 2011; Egoh m.fl. 2012; Beck m.fl. 2010). Många ekonomer anser även att värden på stödjande ekosystemtjänster ofta bör beskrivas indirekt i och med värderingen av andra tjänster som de ligger till grund för (UNEP-WCMC 2011).

Två vanligt förekommande metoder för nationalekonomisk värdering av ekosystemtjänster är Stated Preference Method (SP) och Revealed Preference Methods (RP). SP-metoder analyserar människors preferenser för olika miljönyttor, t.ex. vad de är beredda att betala för att bevara en ekosystemtjänst (willingness to pay) eller hur mycket de skulle kräva i ersättning för en degraderad tjänst (willingness to accept) (Harrison & Hester 2010). RP-metoder baseras på verkliga observationer av marknaden och är direkt kopplade till en eller flera ekosystemtjänster. De studerar t.ex. vad det skulle kosta att ersätta en ekosystemtjänst (Avoided cost method), verkliga marknadspriser på ekosystemtjänster (Market prices method) eller det ekonomiska värdet på ekosystemtjänster som direkt påverkar marknadspriset på en annan vara eller tjänst (Hedonic pricing method) (Hansen m.fl. 2014).

Den ekonomiska fokusen på nyttan av ekosystemtjänster kräver att ekosystemtjänsterna ska kunna mätas ekonomiskt, vilket ofta inte fallet då många tjänster som människan drar nytta av inte kan mätas i rena monetära termer. Därför förespråkas att andra fokusområden inkluderas vid värderingen (Maes m.fl. 2014).

3.3 BIODIVERSITET OCH MARKANVÄNDNING

Två områden som visat sig viktiga för arbetet med både LCA och ekosystemtjänster är biodiversitet och markanvändning. De är två aspekter som kan vara viktiga att beakta i arbetet med att koppla samman ekosystemtjänster och LCA.

3.3.1 Biodiversitet

Biologisk mångfald eller biodiversitet är enligt FN-konventionen om biodiversitet (CBD) definierad som:

”Variationsrikedomen bland levande organismer, från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem (Figur 6).”

I enlighet med konventionen, som Sverige har undertecknat och bundit sig till, skulle biodiversitetsförlusten ha hejdats till år 2010. Idag är det tydligt att detta mål inte uppnåtts och hotet mot biodiversiteten kvarstår (Sahlin & Säfve 2011; Butchart m.fl. 2010). Biodiversiteten anses ligga till grund för nästan alla ekosystemtjänster samt ekosystemens förmåga att återhämta sig efter en förändring. Biodiversiteten tillsammans med dess indikatorer har på senare tid ökat i betydelse för utvecklingen av ekosystemtjänstindikatorer. Det har föreslagits att biodiversitet bör vara en egen ekosystemtjänst men det är fortfarande osäkert hur ekosystemtjänster och biodiversitet är relaterade (UNEP-WCMC 2011). Dock har kunskapen rörande detta utvecklats under senare år och det har visats på trender i minskad biodiversitet med efterföljande minskning i produktion av ekosystemtjänster (Butchart m.fl. 2010).

Biodiversitet är något som inte direkt utnyttjas eller upplevs av människan. Därför är det svårt att värdera denna aspekt i ett ekosystem. Många människor vet inte ens vad biodiversitet är och att värdera något som är okänt är svårt. Det är de vetenskapliga kunskapsluckorna som är grundproblemet vid värdering av biodiversitet och även många ekosystemtjänster. Bristen i att kunna relatera tjänsterna till produktionen av en vara försvårar möjligheten att sätta värde på systemet (Granath m.fl. 2012). CBD skapade år 2002, i samband med 2010-målet, även ett ramverk av indikatorer för att mäta biodiversitetsförluster på gen-, art-, populations- och ekosystemnivå, men utfallet har inte resulterat i någon enhetlig metod som kan inkludera alla indikatorerna.



Figur 6. Biodiversitet. Flera arter ger en större mångfald (Modifierad från: <http://psb.stanford.edu/psb07/cfp-biodiversity.html>).

Sedan 2010-målet sattes upp har det skett en utveckling rörande indikatorer för biodiversitet men det finns fortfarande stora luckor när det kommer till hur väl indikatorerna täcker in alla biodiversitetsaspekter i ekosystemen samt hur tidsaspekten ska inkluderas (Butchart 2010). Då biodiversitet anses vara ett område som ligger till grund för många ekosystemtjänster är detta ett område som bör utvecklas och kopplas till LCA-utvecklingen.

3.3.2 Markanvändning

Markanvändning har generellt stor påverkan på biodiversiteten och är en betydande orsak till försämrad markkvalitet inom ett område. Ekosystemets struktur rubbas och detta påverkar förmågan att upprätthålla de ekosystemfunktioner som producerar ekosystemtjänster till människan (Maes m.fl. 2009). Hur ett landområde används och värderas ekonomiskt är ofta grunden till hot mot vissa ekosystemtjänster. Det är priset på marken eller hur mycket pengar som kan tjänas genom att maximera en ekosystemtjänst, som sätter värdet och därmed grunden i beslutsfattanden. Då alla ekosystem levererar multipla tjänster riskerar de övriga tjänsterna i området, genom detta snäva synsätt, att skadas eller gå förlorade i och med den föreslagna utvecklingen (Harrison & Hester 2010). Ett exempel på detta är då träd huggs ner för att producera timmer (försörjande ekosystemtjänst). Vid ett kalhygge påverkas, bland annat, skogens viktiga funktioner som möjliggör reglering av vattenflöden, vattenkvalitet och förmågan att lagra näring i marken (Likens m.fl. 1970). Trots att det i högsta grad är känt att markanvändning är ytterst relevant i ett miljöperspektiv så är LCA-metoder för att hantera detta fortfarande i ett tidigt utvecklingsskede (Saad m.fl. 2013).

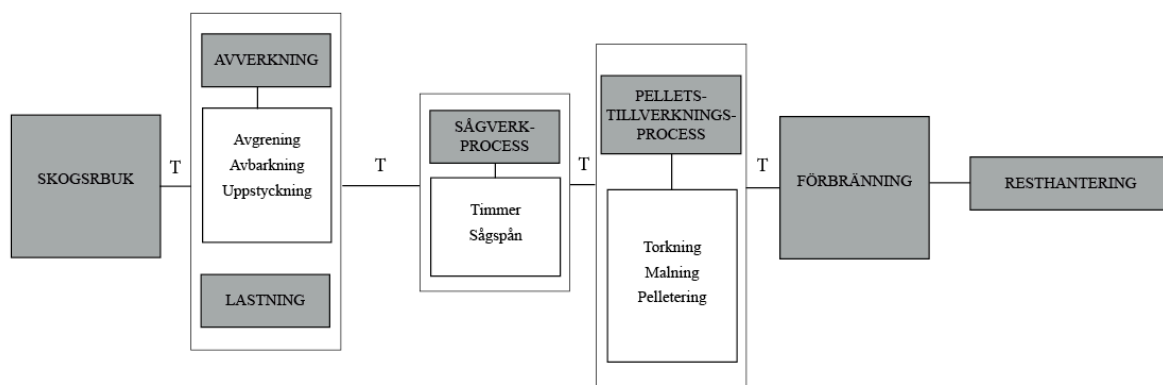
År 1996 introducerades markanvändning för första gången som en viktig påverkan inom LCA, vilket följdes av forskning inom SETAC om grundläggande metodik och information om markanvändning. De två tillvägagångssätt som levt vidare genom åren är kvantifiering av markanvändning genom biodiversitet och kvantifiering genom markfunktionalitet/förmåga att producera biomassa (Beck m.fl. 2010). De två tillvägagångssätten är begränsade dels för att bedömning av biodiversitet kräver omfattande datainsamling och många antaganden måste göras innan den kan analyseras i LCA-metodiken, del för att biodiversitet och markfunktionalitet varierar mycket och ofta bara representerar ett mindre geografiskt område (Saad m.fl. 2013). Metoderna har dessutom tillkortakommanden då det gäller fastställande och beräkning av kvantifierade ekosystemtjänstindikatorer (Beck m.fl. 2010).

Marker är kopplade till biosfären, hydrosfären, atmosfären och litosfären genom material- och näringscykler. Många funktioner såsom erosionsresistens, filtrering och buffring, vegetation, avrinning och grundvattenflöde är viktiga för både ekosystemen och människan och direkt eller indirekt kopplade till markanvändningsaktiviteter (Beck m.fl. 2010). Detta gör data rörande markanvändning och marktäcke är viktiga för analyser av de flesta ekosystemtjänster (SCB 2013). Det är vanligt att man rörande markanvändning inom LCA baserar antaganden på att "ju mindre markarea använd, desto bättre" och markanvändning definieras då ofta i arealenheter såsom $\text{m}^2/\text{år}$. Detta är dock ofta missvisande då hänsyn inte tas till värdet på biodiversitet, biotisk produktion eller ekologisk markkvalitet. Detta tillvägagångssätt gör inte heller skillnad på effekterna av påverkan från samma verksamhet men med olika intensitet. Lägre intensitet kan innebära mindre skada på biodiversitet och markkvalitet och vice versa (Milå i Canals m.fl. 2007).

4 PELLETS

Pellets är ett bibränsle som härstammar från biologiskt material och ingår i de försörjande ekosystemtjänsterna och i Sveriges skogar har dessa tjänster idag den största ekonomiska betydelsen (Hansen m.fl. 2014). Sedan 1980-talet har andelen bibränslen av den totala bränsleanvändningen ökat drastiskt i Sverige (Uppenberg m.fl. 2001) och idag står bibränslena för ca 23 % av den totala energitillförseln (Skogsstyrelsen 2013). Trädbränslen står för den största ökningen och under det senaste decenniet är det främst förädlade trädbränslen såsom briketter och pellets som börjat användas i större utsträckning (Uppenberg m.fl. 2001; Skogsstyrelsen 2013).

Trädbränsle är bibränslen där träd eller delar av träd är råmaterialet och där ingen kemisk omvandling skett. Trädbränslen som ej tidigare har haft någon användning kallas skogsbränslen. Detta är exempelvis grenar och toppar, stubbar och även bränslen från industrins biprodukter såsom bark, flis och spån (Skogsstyrelsen 2013). I Sverige finns ett stort intresse för att ytterligare utöka användningen av skogsbiomassa till bränslen. I omställningen av energisystemet till ett mindre beroende av kol, olja och andra fossila bränslen, är skogsbiomassa en viktig del. Fördelar med skogsbiomassa är att den är inhemsk och finns fördelad över hela landet. Den bidrar även till att uppfylla de nationella och internationella miljömålen genom att vara en koldioxidneutral energikälla (Hansen m.fl. 2014). Pellets är ett bränsle, som tillsammans med briketter, sågspån, hackved, träflis, ved, bark, randgräs, halmbalar och vass, definieras som fasta bibränslen (Grammelis 2011). I Figur 7 visas de steg som generellt ingår i pelletsproduktion.



Figur 7. Generell pelletskedja med de inkluderade processtegen. T står för transport.

Pellets framställs traditionellt från återvunnet trädbränsle såsom sågspån och/eller kutterspån. Spånet transporteras från sågverk till fabriker där det torkas innan förädling sker. För torkningen eldas ofta bark eller spån. Materialet pressas samman till den form som önskas, t.ex. pellets som pressas till cylindriska stavar med en längd på 10-20 mm (Figur 8) (Uppenberg m.fl. 2001). Att materialet komprimeras genom pelletering beror på att en högre densitet på bränslet önskas för bättre tolerans mot fukt (brukar ligga på 10 vikt-% och lägre) och en densitet på 450-650 kg/m³ kan uppnås (Khan m.fl. 2009; Grammelis 2011). Även transporter och lagring optimeras vid densifiering av råmaterialet. Pelletering är energikrävande och när torkning av råvaran krävs innan komprimering ger det en betydligt högre energianvändning än vid enbart komprimering (Grammelis 2011).



Figur 8. Pellets (EUBIONET).

När pellets förbränns bildas aska som kan hanteras på olika sätt. Ett alternativ är att lägga det på deponi och ett annat är att återföra det till marken där bränsleuttaget skedde (Uppenberg m.fl. 2001). Andra, mindre vanliga, alternativ kan vara att använda askan som gödselmedel inom jordbruket eller som komponenter i byggnadsmaterial (Grammelis 2011; Insam & Knapp 2011).

5 RESULTAT

5.1 MILJÖPÅVERKAN KOPPLAD TILL PELLETS SOM ANALYSERAS I DAGENS LCA-METODIK

Produktsystemet för pellets som fastställts för detta examensarbete delas upp i avverkning av timmer, sågverksprocesser, pelletstillverkningsprocesser, transporter och förbränning av pellets. Utifrån litteraturstudien, den specifika sökningen på genomförda LCA-studier på pelletsproduktion samt egna antaganden har aspekter som anses relevanta för de olika processerna i pelletsproduktionen och som i sin tur ger upphov till miljöpåverkan sammanfattats nedan (Tabell 4).

Tabell 4. Huvudsakliga aspekter kopplade till pelletsproduktion och exempel på tillhörande miljöpåverkan. Översiktligt sammanställt utifrån litteraturgenomgång, litteraturstudie och egna antaganden.

AKTIVITET	MILJÖASPEKTER		EXEMPEL PÅ MILJÖPÅVERKAN
Avverkning	Resursåtgång- förnybara källor	Timmer	Minskade naturresurser
	Resursåtgång- icke-förnybara källor	Diesel	Global uppvärmning
	Markförhållanden		Markens bördighet, näringsämnen i marken, kompaktering och körsador från skogsmaskiner
	Vattenförhållanden		Övergödning, försurning
	Biodiversitet		Sämre variation av arter
	Utsläpp från maskiner		Klimatet, övergödning och försurning beroende på typ av utsläpp
	Estetiska förändringar		Förstörda vyer
Sågverksprocesser	Resursåtgång- icke förnybara	El, Naturgas, Olja, Diesel, Propan, Bensin, Ånga,	Global uppvärmning
	Resursåtgång- förnybara	Träspill	Minskade naturresurser

AKTIVITET	MILJÖASPEKTER		EXEMPEL PÅ MILJÖPÅVERKAN
Pelletstillverkning	Emissioner	CO ₂ , NO ₂ , N ₂ O, NO _x , SO ₂ , SO _x , CH ₄ , etc.	Klimatet, övergödning och försurning beroende på typ av utsläpp.
	Resursåtgång- icke förnybara	Diesel, Propan, naturgas	Global uppvärmning samt minskade resurser
	Resursåtgång- förnybara	Träspill	Minskade naturresurser
Transporter	Resursåtgång- icke förnybara	Diesel	Global uppvärmning samt minskade resurser
	Emissioner från lastbilar		Global uppvärmning
Förbränning	Emissioner	CO ₂ , NO _x , SO _x , CH ₄	
	Partiklar		Atmosfärisk påverkan

Sökningarna som genomfördes i *Web of Science* resulterade i 50 vetenskapliga artiklar publicerade 2000-2014. Med koppling till examensarbetet ansågs sju artiklar relevanta för noggrannare undersökning. Av de sju artiklarna fokuserade majoriteten på utsläpp av växthusgaser (CO₂, NO₂ och CH₄) och användning av förnybara respektive icke-förnybara energikällor. Fyra av artiklarna redovisade beräkningar för utsläpp vid förbränning av pellets med fokus på växthusgaser (Hagberg 2009; Fantozzi & Buratti 2010; Edholm 2000; Sjølie & Solberg 2011). De tre sistnämnda studierna inkluderar även påverkan från hanteringen av aska vilken använts som skogsgödsel, jordbruksgödsel, komponenter i byggnadsmaterial eller lagts på deponi.

Två av artiklarna (Pa 2012; Magelli m.fl. 2009) beaktar pellets som en vara med ett ekonomiskt värde vilket resulterat i att allokering gjorts mellan timmer och det sågspån som sedan använts till pelletstillverkningen. Detta betyder att sågspånet fått stå för en del av det utsläpp som kommer från sågverket. I majoriteten av de LCA-studier på pellets, som analyserats, ses pellets som en restprodukt och anses därför inte stå för några utsläpp kopplade till råvaran och tillhörande miljöpåverkan.

Endast en av artiklarna tar upp biodiversitet, markanvändning och produktion (Fantozzi & Buratti 2010). Denna studie är dock genomförd på pellets tillverkat av energiskog vilket kräver användning av nya marker för odling, till skillnad från de övriga pelletsprocesserna där råvara tas från befintlig produktionsskog. Valet att använda energiskog ger därmed en annan påverkan på biodiversitet, markanvändning och ekosystemproduktion. Pa (2012) är tydlig med att markanvändning och biodiversitet inte tas med i studien. Förklaringen till exkluderandet av markanvändning är att nära 60 % av British Columbia (där timmerproduktionen i denna studie sker) är täckt av skog och inget land omvandlas till

skogsmark för timmerproduktion. Rörande biodiversiteten säger Pa (2012) att effekten på biodiversitet i och med markanvändningen inte är applicerbar men att timmerverksamheten kan ha påverkan på den. Detta tas dock inte hänsyn till i studien. En sammanställning av litteraturgenomgången ges i Tabell 5. Där visas de utsläpp som studierna redovisat i sina rapporter och de påverkanskategorier som inkluderades i respektive LCA-studie.

Endast ett fåtal av de aspekter som listas i tabell 4 beaktas i de undersökta LCA-studierna sammanfattade i Tabell 5. Det som sammanställts i tabellen är representativt för analys kopplad till pelletsproduktion. Vid studier av andra produktsystem finns det fler aspekter möjliga att analysera beroende på vilken miljöpåverkan man vill studera.

Tabell 5. Identifiering av miljöpåverkan kopplat till pelletsproduktion genom kartläggning av utsläpp som analyseras i ett urval av studier, samt de miljöpåverkanskategorier som ingår i respektive LCA-modellering i studierna. CO₂ = koldioxid, CH₄ = metan, N₂O = lustgas, CO = kolmonoxid, NO_x = samlade kväveoxider, NO₂ = kvävedioxid, SO₂ = svaveldioxid, SO_x = samlade svaveloxider PM = partiklar, HTP = human toxicity potential, SFP = smog formation potential, EPP = ecosystem production potential. + markerar vilka utsläpp som inkluderats. Referenser: 1) Hagberg m.fl. (2009); 2) Pa m.fl. (2012); 3) Katers m.fl. (2012); 4) Edholm (2000); 5) Fantozzi & Buratti (2010); 6) Sjølie & Solberg (2011); 7) Magelli m.fl. (2009).

Miljöaspekter	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
UTSLÄPP	Växthusgaser (GHG)						
CO ₂ (fossilt)		+	+				
CO ₂ (biotiskt)		+	+				
CO ₂ (totalt)	+			+		+	+
CH ₄ (generellt)		+					
CH ₄ (biotiskt)		+					
CH ₄ (totalt)	+			+		+	+
N ₂ O	+	+		+		+	+
	Övriga utsläpp						
CO				+			+
NO _x		+					
NO ₂				+			+
SO ₂				+			
SO _x		+					+
PM		+		+			+

Miljöaspekter	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
PÅVERKAN	Påverkanskategorier inom LCA						
Icke-förnybara energiresurser	+	+	+	+		+	
Förnybara energiresurser	+	+	+	+		+	
Primär energianvändning		+					+
Mineraler							
Klimatpåverkan- GWP		+		+	+		+
Övergödning- EP				+	+		
Försurning- AP		+		+	+		+
Strålning					+		
Ozonlager					+		
Ekotoxicitet					+		
HTP					+		+
Markanvändning					+		
Biodiversitet					+		
EPP					+		
SFP							+

Två av de funna artiklarna var av större relevans för avgränsningarna och syftet med denna studie. De har, tillsammans med annat material, använts till grund för beslut och antaganden vidare i projektet och beskrivs kortfattat nedan.

Pa (2012) har i en förenklad LCA-studie analyserat pellets från trädråvara producerad i British Columbia (BC) i Kanada, som sedan exporteras. Den funktionella enheten är 1 ton pellets. Aktiviteter inkluderade i LCA-studien är skörd av träd, sågverksprocess, behandling i pelletsverk, hantering i hamnen i North Vancouver samt frakt till Rotterdam i Nederländerna. Transporter mellan de olika aktiviteterna är även inkluderade. Hantering i hamn och transport över havet har exkluderats i detta examensarbete och beaktas ej.

Magelli m.fl. (2009) analyserar pellets producerat av timmerrester från Prince George of British Columbia. Aktiviteterna i den studerade pelletskedjan är skörd av träd från produktionsskogar exklusive återbeskogning, transport till sågverk där resterna (spån och flis) samlas upp och transporteras vidare till ett pelletsverk, pelletering, paketering och lastning för vidare transport till hamnen i Vancouver och sist export till Sverige. Paketering och lastning av pellets samt transport vidare för exportering har exkluderats i detta examensarbete.

5.2 EKOSYSTEMTJÄNSTER KOPPLADE TILL PELLETSPRODUKTION

Att studera påverkan på ekosystemtjänster och ekosystemfunktioner fokuserar mer på förändringar över tid än på förhållanden vid en specifik tidpunkt, vilket kan komplicera kvantifiering och framför allt värdering av ekosystemtjänster (Hansen m.fl. 2014). Detta är därmed en viktig aspekt att ta hänsyn till när det gäller utvecklingen av LCA-metodiken med inkludering av ekosystemtjänster.

Skogsbruket har en relativt stor påverkan på ekosystemen i skogen (Berch m.fl. 2011; Ballard 2000; Bredemeier 2011). Enligt skogsvårdslagen får skog i Sverige huggas ner då den är 45-100 år gammal (Skogsstyrelsen 2014) och under tiden där emellan sker en gradvis återhämtning av tillståndet i ekosystemet. Vid analys av skogsbrukets effekter på ekosystemen och deras tjänster har valet av den analyserade tidsperioden en betydande roll i hur ekosystemen i skogen anses påverkas. I en studie av Hartmann m.fl. (2012) undersöktes sex olika skogsområden runt British Columbia i Kanada, 10-15 år efter att avskogning skett. Resultaten visar att diversiteten och sammansättningen av jordorganismer som jobbar i de mikrobiella processerna i systemet är märkbart förändrade efter denna tid. Hartmann (2012) och även Berch m.fl. (2011) samt Marshall (2000) anser att kunskaperna över ännu längre tidsperioder inte är tillräckliga och att det krävs analyser som sträcker sig över multipla skogsrotationer för att fullständigt undersöka påverkan på biodiversitet och ekosystemtjänster, och det är först då den verkliga effekten kan fastställas och dessa egenskaper verifieras som indikatorer på tillståndet i skogen. Dock visar en studie av Josefsson m.fl. (2010) att ekosystemegenskaper fortfarande är påverkade ett decennium efter småskalig skogsavverkning i norra Sverige och enligt Bredemeier (2011) är återväxten av träd i boreala skogar så långsam att påverkan blir långvarig över flera decennier. Samtidigt anser andra att skogsekosystemen i längre tidsperspektiv är ståndskraftiga mot effekterna av skogsbruket (Sanchez m.fl. 2006; Powers 1999). Då oklarheter råder om hur ekosystemen i skogen påverkas under en mycket lång tid, och mer kunskap finns gällande mer kortsiktig påverkan, togs beslutet att avgränsa detta examensarbete till att fokusera på effekterna under en tidsperiod kortare än en trädrotation (<45 år) för att fånga upp förändringar i ett kortare tidsperspektiv. Tidsperspektivet är ett viktigt antagande för analysen av vilka ekosystemtjänster som är kopplade till pelletsproduktion och det är utifrån detta som de ekosystemtjänster som bör analyseras i LCA på pelletsproduktion kan fastställas.

Utifrån den översiktliga LCA-modelleringen som genomfördes i GaBi samt studier rörande pelletsproduktion och ekosystemtjänster i skogen (Magelli m.fl. 2009; Pa 2012; Hansen m.fl. 2014) begränsades arbetet till de ekosystemtjänster som anses möjliga att undersöka. De valda ekosystemtjänsterna och hur de påverkas beskrivs mer utförligt nedan och en sammanställning av alla ekosystemtjänster som påverkas av pelletsproduktionen presenteras i Tabell 6.

Tabell 6. Sammanställning av ekosystemtjänster som påverkas av den studerade pelletsproduktionskedjan. **0**= anses i detta arbete inte påverkas av pelletsproduktionen, **+** = anses påverkas av pelletsproduktionen, **-** = anses inte relevant i detta arbete.

KATEGORI	EKOSYSTEM-TJÄNST	UNDERGRUPP	PÅVERKAN FRÅN PELLETSPROCESSEN
FÖRSÖRJANDE ekosystemtjänster			
Ätbara produkter	Mat	Skördar	0
		Boskap	0
		Fiskerier	0
		Vattenbruk (odling av växter och djur i vatten)	0
		Vilda växter och animaliska produkter	0
Icke ätbara produkter	Fibermaterial	Timmer	+
		Bomull	0
		Silke	0
		Hampa	0
		Bränsle från biomassa	+
	Genetiska resurser		-
		Biokemikalier	0
		Naturmediciner	0
		Läkemedel	0
	Färskvatten		+
REGLERANDE ekosystemtjänster			
Klimatreglering	Klimatreglering, kollagring, kolupptag	Global	+
		Regional	+
		Lokal	+
Naturskador	Erosionsreglering		+
	Vattenreglering		+
	Vattenrening		+
	Avfallshantering		0
Övriga reglerande ekosystem-tjänster	Reglering av luftkvalitet		+
	Sjukdomsreglering		-
	Skadedjursreglering		-

KATEGORI	EKOSYSTEM-TJÄNST	UNDERGRUPP	PÅVERKAN FRÅN PELLETSPROCESSEN
KULTURELLA ekosystemtjänster			
Estetik och utbildning	Kunskapssystem		-
	Estetiska värden		+
	Utbildningsvärden		-
Rekreation	Fritidsaktiviteter		+
	Ekoturism		+
Övriga kulturella ekosystem-tjänster	Kulturell diversitet		-
	Spirituella och religiösa värden		-
	Sociala relationer		-
	Känsla för plats		-
	Kulturarv		0
STÖDJANDE ekosystemtjänster			
Ekosystemprocesser	Jordbildning		+
	Pollinering		+
	Fotosyntes och primärproduktion		+
	Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp		
	Habitat och livsmiljöer		+
	Stabilitet och återhämtningsförmåga		+
Övriga stödjande ekosystemtjänster	Biodiversitet		+

5.2.1 Reglerande ekosystemtjänster

Marken och dess egenskaper är en viktig del i ett ekosystem då den tillför näring och vatten till träd och växter (Hansen m.fl. 2014). Vegetationen med dess vatten- och jordhållande förmåga, spelar även en stor roll i vattenregleringen genom att dämpa flöden nedströms och minska avrinning och erosion (Granath m.fl. 2012). Skogsbruket tar ut träd och växter från ekosystemen i skogen vilket försämrar erosionsregleringen och resulterar i en större avrinning och bortforsling av mark, näringsämnen och organiskt material. I sin tur leder detta till ökad sedimentation som är det vanligaste vattenkvalitetsproblemet som resultat av skogsaktiviteter (Bredemeier 2011). Jorderosionen fyller diken och reservoarer, skadar vägar och hotar fiskhabitat (Moore m.fl. 2011). Fysiska effekter såsom kompaktering av jorden påverkar vattenflöden och vattnets uppehållstid i marken, luftning av jorden, rotpenetration och infiltrationskapacitet (Ballard 2000; Milà i Canals m.fl. 2007). Näringsämnen såsom kväve och fosfor läcker ofta ut i vattendrag och sjöar och vidare till havet vilket kan leda till övergödning som försämrar vattenkvaliteten. Detta är ytterligare en effekt av att biomassa tas ut ur ekosystemet (Egoh m.fl. 2012).

Avskogningen påverkar skogens förmåga att reglera klimatet. Förlusten av trädkronor under timmerskörd påverkar marktemperaturen och fuktigheten i jorden. Mer sol når ner till markytan och värmer marken och luften. Färre träd resulterar även i mindre avdunstning vilket har effekt på vattenflöden (MA 2005). I områden som är snötäckta under vintersäsongen påverkas även temperaturen av att det finns mindre växtlighet. Under snösäsongen kyls marken när snön reflekterar mer av strålningen och på sommaren minskar avdunstningen vilket ökar lufttemperaturen (MA 2005; Ballard 2000). Skogen påverkar även klimatet och luftkvaliteten genom att verka som sänkor för framför allt växthusgaser (främst koldioxid) men även genom hantering av föroreningar, reaktiva gaser, aerosoler och genom fysikaliska egenskaper som påverkar värme- och vattenflöden (MA 2005). Sveriges skogar binder stora mängder kol i både träd och mark (45 ton kol/ha i skogen och 85 ton kol/ha i marken). De växande träden tar upp koldioxiden vid fotosyntesen och använder det i uppbyggnaden av ny vävnad. Vid skogsbruk förs biomassa ut ur skogen och kolförrådet minskar samtidigt som träden som förs bort inte längre tar upp något kol. Efter avskogning planteras oftast nya träd och de tar i sin tur upp kol. Dock tar det en lång tid innan dessa träd blir tillräckligt stora för att komma upp i samma mängd koluttag som de gamla träden hade. (Hansen m.fl. 2014).

Utsläpp av växthusgaser, andra gaser och sot från de olika aktiviteterna i pelletsproduktionskedjan (exempelvis transporter, användande av skogsmaskiner, drift av pelletsverk och förbränning) påverkar strålningsbalansen i atmosfären, så kallad strålningsdrivning (radiative forcing). En positiv strålningsdrivning ger på sikt ett varmare klimat och tvärtom gäller den negativa strålningsdrivningen. Majoriteten av växthusgasemissionerna sker från ett fåtal stora källor: industrin, transportsektorn, (förbränning av fossila bränslen) och via förändrad markanvändning, framförallt avskogning (Hall & Rummukainen 2013).

5.2.2 Kulturella ekosystemtjänster

Skogen är en viktig källa för flera kulturella ekosystemtjänster. Estetiska värden, turism och möjligheter till friluftaktiviteter såsom promenader, nöjesjakt och terrängcykling. Dessa tjänster ska inte underskattas då de utgör en viktig del av människans kulturer och har visat sig ha positiva effekter på hälsan (Hansen m.fl. 2014). En intern konflikt råder dock mellan flera kulturella tjänster och andra ekosystemtjänster såsom utvinningen av fibermassa från timmer rörande pelletsproduktionen som är relevant att beakta (Granath m.fl. 2012). Statistiska Centralbyrån (SCB) uppskattade år 2001 det totala rekreationsvärdet i den svenska skogen till 20 miljarder SEK årligen. Detta är i samma storleksordning som skogens virkesproduktionsvärde (Hansen m.fl. 2014).

Skogsbruket påverkar ett flertal av de kulturella ekosystemtjänsterna. Kalhyggen kan påverka estetiska värden och minska möjligheterna till rekreation, turism osv. Detta är dock beroende av var skogsbruket sker. En skog som inte används för exempelvis rekreation eller turism har heller inget värde uttryckt i dessa ekosystemtjänster. Därför påverkas inte de specifika tjänsterna om den huggs ner. Detta är något som kan göra det problematiskt att inkludera dessa aspekter i en LCA.

5.2.3 Stödjande ekosystemtjänster

Ett biogeokemiskt kretslopp är inom ekologin den cirkulation som varje grundämne har i ekosystemet, t.ex. hur kväve, fosfor och syre cirkulerar i skogen. Kretsloppen sker i samspel med biologiska, kemiska och geologiska processer och är en del i uppbyggnaden av alla organismer. Det biogeokemiska kretsloppet styrs delvis av mikrobiella processer som t.ex. mikroorganismernas förmåga att omsätta organiskt material i skogsmarken (nitrifikation och denitrifikation) (Hansen personligt meddelande 2014-06-24). De mikrobiella processerna reglerar jordekologin, biokemin samt markens kvalitet och kan därför användas som bra indikatorer på markens status (Hartmann m.fl. 2012). Utöver de mikrobiella processerna styrs även biogeokemiska kretslopp av andra processer, exempelvis inflöden av kväve och andra ämnen till skogen via deposition och upptag i växter etc. (Hansen personligt meddelande 2014-06-24). Om dessa viktiga kretslopp störs genom luftföroreningar, globala uppvärmning, markanvändning (såsom skogsbruk) etc., har det stor påverkan på ekosystemet i form av exempelvis övergödning och försurning (Hansen m.fl. 2014). Skogsbrukets övriga påverkan såsom den ökade avrinningen, läckaget av näring samt förmågan att fånga upp nederbörd i skogen, rubbar flöden och cykler av vatten och näringsämnen. Då organiskt material, som t.ex. blir pellets, förs bort från skogen påverkar även det flödet av näringsämnen som inte fullt återförs till marken (Bredenmeier 2011).

Biodiversitet

Skogen är det mest betydande terrestra ekosystemet i Sverige när det kommer till biodiversitet (Sahlin & Säfve 2011). Tillgången och den kontinuerliga tillförseln av både färsk och nedbruten biomassa är en av nycklarna till en fungerande biodiversitet. Ett brett spektrum av organismer, inkluderande tusentals olika arter av ryggradsdjur, ryggradslösa djur, mossor, lavar och svampar verkar tillsammans och tillhandahåller viktiga ekosystemfunktioner och tjänster (Berch m.fl. 2011). Skogens biodiversitet har under senare decennier minskat kraftigt till följd av skogs- och jordbruket. Detta resulterar i att mer än 2100 skogslevande arter idag

är rödlistade och mer än 90 % av den produktiva skogen har påverkats i någon form sedan starten av det industriella skogsbruket i mitten av 1800-talet (Sahlin & Säfve 2011). Den största omvandlingen av skogar på många platser i världen har dock skett under de senaste decennierna och förlusten av biodiversitet verkar inte sakta ner (Butchart m.fl. 2010). Nya skogsbruksmetoder, med storskaliga kalavverkningar och markberedning resulterar i bland annat förluster av habitat, ändrade störningsregimer, kortare rotationsperioder och sämre naturliga strukturer (Sahlin & Säfve 2011). Vissa arter som trivs bättre i de nya, öppnare miljöerna anpassar sig snabbt till de avskogade områdena och de ursprungliga arterna söker sig vidare. Detta förändrar artsammansättningen i ekosystemen (Long, 2006; Brooks m.fl. 2002). Dock är det många arter som inte kan söka sig vidare då de är oförmögna att röra sig över stora områden utanför sin livsmiljö och just habitatförlust är det största hotet mot biodiversiteten (Hanski 2011).

Vid avverkning avlägsnas även en del av marktäcket i skogen. I marktäcket är det många små däggdjur som lever och i och med skogsavverkningen försvinner deras naturliga habitat. Detta har även påverkan på populationer av olika bakterier och organismer samt deras spridning då många av dem lever i just det översta marklagret. Bortforsling av marktäcket kan även leda till förlust av organiskt material och kompaktering av marken vilket är ytterligare en faktor som påverkar organismer i marken (Deguillaume m.fl. 2008). En del utsläpp exempelvis kväverik deposition kan gynna tillväxten av vissa arter och samtidigt missgynna andra. Detta påverkar artsammansättningen och biodiversiteten i ekosystemen.

Flertalet av de pelletsstudier som sammanställdes i litteraturgenomgången beaktar inte biodiversiteten och dess förändringar (t.ex. Pa 2012; Hagberg m.fl. 2009; Magelli m.fl. 2009). Dock finns bevis på att biodiversiteten påverkas vid avverkning samt vid annat arbete med skogsmaskiner, t.ex. markberedning. Det anses därför i detta arbete, trots utelämnandet i många andra studier, som ett relevant område att beakta. Biodiversiteten ligger till grund för ett stort antal ekosystemfunktioner och tjänster vilka inte fungerar om biodiversiteten skadas.

5.3 EKOSYSTEMTJÄNSTER INOM RAMEN FÖR DAGENS LCA-METODIK

För att undersöka vilka av ekosystemtjänsterna som är möjliga att använda och analysera påverkan på i en traditionell LCA har den översiktliga LCA-modelleringen i GaBi använts (se avsnitt 2.3). Fokus låg på ett antal utvalda LCIA-metoder som används i GaBis programvara. LCIA-metoderna använder sig av olika karaktäriseringsmetoder och karaktäriseringsfaktorer som räcker för att tillsammans täcka in och ge en representativ bild av vad som täcks in i den traditionella LCA-metodiken idag då de. Utifrån detta har de ekosystemtjänster som LCIA-metoderna *direkt* inkluderar i sina påverkanskategorier identifierats. Även GaBis egna beräkningar har inkluderats i undersökningen.

De LCIA-metoder som studerades i detta arbete var *CML 2001*, *EDIP 2003*, *Impact 2002*, *ReCiPe 1.08* och *TRACI 2.1*

I GaBis programvara finns parametrar som inte används tillsammans med någon karaktäriseringsfaktor för att räknas om till en kategoriindikator. De kan därför inte kopplas till någon miljöpåverkanskategori (såsom global uppvärmning, försurning eller ekotoxicitet). De mäts och presenteras endast i exempelvis antal, mängd eller vikt precis efter hur mycket/många som förbrukats. Vattenanvändningen mäts t.ex. i kg vatten som förbrukats. Detta kan vara av intresse då endast en siffra på en viss förbrukad mängd ska tas fram men på grund av att de inte beräknas med karaktäriseringsfaktorer, används de generellt sett inte i LCA-beräkningarna. Det är dock två av dessa ”fristående” parametrar i GaBi som kan kopplas till ekosystemtjänster och kan vara av intresse för vidare utveckling av LCA-metodiken. De två parametrarna är:

- Vattenanvändning (användning av färskvatten)
- Energi från biotiska resurser (energi från vattenkraft, vindkraft, solenergi och biomassa).

Endast tre aspekter som kan kopplas till ekosystemtjänster inom traditionell LCA har identifierats. Dessa är färskvatten, bränsle från biomassa och utsläpp av koldioxid som redovisas i Tabell 7. Ett fåtal andra påverkanskategorier som används i GaBi skulle indirekt kunna användas för att på olika sätt kunna kopplas till påverkan på ekosystemtjänster men det anses i detta arbete inte som något som görs inom traditionell LCA utan är ett område som kan användas för vidare utveckling. Ett undantag är utsläppen av koldioxid som är inkluderade i tabellen trots att det inte är någon ekosystemtjänst. Detta är för att ReCiPe 1.08 använder två påverkanskategorier för global uppvärmning vilka skiljer på kol som är lagrat i biomassa (biotiskt kol) och kol som inte är det (fossilt kol). Genom detta skulle bidraget från biotiskt kol kunna beaktas och då kollagring är en mycket vanlig indikator på ekosystemtjänsten klimatreglering så skulle denna påverkanskategori eventuellt kunna användas i det syftet. Det som dock är svårigheten nu är att resultaten presenteras för klimatpåverkan som påverkanskategori och inte för klimatreglering som är den intressanta ekosystemtjänsten i detta fall. Det krävs alltså att detta utvecklas för att fullt ut kunna användas för ekosystemtjänsten klimatreglering. Denna aspekt tas vidare upp senare i resultatdelen.

LCIA-metoden ReCiPe 1.08 har ett tillvägagångssätt för att beakta hela ekosystem och påverkan på dem genom att ekosystemkvalitet presenteras på endpoint-nivå till skillnad från de andra resultaten i detta avsnitt som är på midpoint-nivå (se avsnitt 3.1.3). En hög ekosystemkvalitet enligt ReCiPe är att processer och flöden får fortgå utan att påverkas av antropogena aktiviteter. Metoden anser att artrikedom är den faktor som ligger till grund för ekosystemkvalitet och använder därför PDF (potentially disappeared fraction of species), potentiellt försvunna arter, som en indikator på hur ekosystemet påverkas. Antropogena faktorer kan påverka alla arter och det är omöjligt att bevaka alla. Därför har ReCiPe valt ut ett mindre antal arter som kan representera den totala ekosystemkvaliteten. ReCiPe modellerar sedan förlusten av arter under en viss tid inom ett visst område som basen för en endpoint-indikator. Denna indikator skulle eventuellt kunna användas för ekosystemtjänsten biodiversitet, men som nämnts är det endast ett mindre antal olika arter som används för att representera ekosystemkvalitet och inte biodiversitet.

Tabell 7. Ekosystemtjänster som de valda LCIA-metoderna inkluderar i sina beräkningar. **0**= inkluderas ej **+** = inkluderas.

METODER FÖR PÅVERKANSBEDÖMNING	FÄRSKVATTEN	BRÄNSLE FRÅN BIOMASSA	(UTSLÄPP AV KOLDIOXID)
CML, 2001	0	0	(0)
EDIP 2003	0	0	(0)
Impact 2002+	0	0	(0)
ReCiPe 1.08	+	0	(+)
TRACI 2.1	0	0	(0)
GABI (tillhör ingen påverkanskategori)	Färskvatten [kg]	Primary energy [MJ], Renewable energy resources: [kg]	(0)

5.4 MÖJLIGHETER ATT KVANTIFIERA OCH JÄMFÖRA UTVALDA EKOSYSTEMTJÄNSTER

För att lägga en grund för analysen av möjligheter att inkludera fler ekosystemtjänster i LCA valdes ett antal ekosystemtjänster kopplade till pelletsproduktion ut för närmare granskning. De är i dagsläget inte möjliga att analysera med LCA. Det som undersöktes var vilka tillgängliga data som finns för att kartlägga, kvantifiera och värdera ekosystemtjänsterna samt om det finns metoder för modellering av dem. Sist undersöktes om indikatorer finns utvecklade och tillgängliga samt vilka av dessa som skulle kunna användas för syftet i detta projekt. Att möjlighet finns att kvantifiera ekosystemtjänster på ett eller annat sätt kan anses som en förutsättning för att de ska kunna analyseras med LCA.

5.4.1 Rekreationsmöjligheter

Rekreation brukar definieras som aktiviteter såsom motion, skogspromenader, fiske, jakt och bedrivande av idrott och sport. Hansen m.fl. (2014) rekommenderar följande indikatorer för ekosystemtjänsten: människor som promenerar i skogen, antal besök i skogen, betalningsvilja för ett besök, det totala årliga värdet av skogsbesök, mountainbikers, joggande/ springande personer. Andra möjligheter till kvantifiering är mätning av försäljning av friluftsprodukter, approximation via antalet övernattningar på närliggande hotell och vandrarhem, mätning av medlemstal i friluftsföreningar eller insamling av uppgifter om planerade besöksantal i friluftsområden.

Resekostnadsmetoden (travel cost method) och scenariometoder är de vanligaste för att uppskatta värdet av rekreationen i olika typer av skog. Resekostnadsmetoden baseras på människors observerade beteende och scenariometoder baseras på frågor om betalningsvilja (stated preference method, se avsnitt 3.2.1). (Granath m.fl. 2012).

GIS (grafiska informationssystem) används ofta för att uppskatta rumsliga indikatorer såsom storlek och tillgänglighet på samt avstånd till områden för rekreation för att används tillsammans med data på exempelvis antal besökare (Maes m.fl. 2014).

O'Higgins (2010) utvecklade en metod för att kartlägga och värdera kulturella ekosystemtjänster vid flodmynningar. I den resulterande rapporten framgår det tydligt att kartläggning och värdering av dessa ekosystemtjänster är mycket platsberoende. Även Maes m.fl. (2014) antyder att det generellt är dålig tillgång på data som kan appliceras på nationell nivå då främst lokala data finns.

För analys av påverkan på rekreationsvärden kopplade till pelletsproduktion krävs främst att rekreationen kvantifieras för den skog som det använda timret kommer ifrån och även om rekreationsvärden förändras på grund av övriga aktiviteter i pelletsproduktionen. Ett alternativ är att uppskatta hur många besökare det är på en viss landareal och beräkna hur stor yta som indirekt används för pelletstillverkningen och i och med det koppla påverkan på rekreationen till förlorad rekreationsyta möjlig att besöka.

5.4.2 Klimatreglering

Den globala klimatregleringen inom skogen är komplex att mäta och värdera. De klimatreglerande ekosystemtjänsterna kopplas främst till reglering av växthusgaser, beroende på att de primära mekanismerna för klimatreglering är kollagring, kolbindning och reglering av växthusgaser (Egoh m.fl. 2012). Kollagring, som indikator för klimatreglering, dominerar litteraturen och även tillvägagångssätten för kvantifiering av denna ekosystemtjänst (Moore m.fl. 2011). Moore m.fl. (2011) poängterar dock att skogen även levererar andra klimatnyttor utöver detta, som är värdefulla att undersöka för att täcka in hela ekosystemtjänsten. Kollagring förändras över tid. Yngre träd och växter tar upp mer kol än äldre men de äldre håller en större total mängd kol lagrat. Detta kan göra det svårt vid kvantifiering då det ger ickekontinuerliga värden (Brainard m.fl. 2009). Att mäta mängden biomassa över mark, bestämma typen av marktäckte och mängden biomassa under mark är ett annat tillvägagångssätt för att kvantifiera klimatreglerande ekosystemtjänster. Mätning av markkol, näringsämnen och användning av vegetationskartor är också viktiga verktyg för att kartlägga denna ekosystemtjänst (Egoh m.fl. 2012).

Hansen m.fl. (2014) rekommenderar följande indikatorer för klimatreglering, kolupptag och kolinlagring: årligt nettoupptag av CO₂, skogens kolförråd i biomassan, kollagret i vegetation och mark, värdet av bunden CO₂. Maes m.fl. (2013) rekommenderar följande indikatorer för analys av förändringar i klimatregleringen: biomassa över mark, biomassa under mark, skogsbiomassa, marktäckte, nettoprimärproduktion, näringsflöden.

Statistiska Centralbyrån SCB (2013) anser att den mest fördelaktiga metoden att kvantifiera klimatreglering genom kollagring är genom statistiskt baserade metoder som kräver t.ex. empiriska samband och koefficienter för att fastställa växternas årliga upptag av koldioxid. Statistiska De anser även att möjligheten att kvantifiera klimatregleringen som ekosystemtjänst är god då de existerande skattningar som finns utgör en bra utgångspunkt för vidare utveckling.

Brainard m.fl. (2009) modellerade kollagring i skogen och beaktade levande skog, skogsprodukter och mark. Resultatet visade att kollagring varierar mycket mellan olika trädarter och avkastningsklasser. Kollagringen modellerades med hjälp av flera olika variabler, såsom data över klimat och jordtyper tillsammans med GIS.

I databasen Greenhouse Gases in Agriculture, Forestry and other Land Uses (AFOLU) finns information för varje EU-land tillgänglig med data rörande biomassa och kolvariabler med uppskattningar om olika typer av biomassa, kolhalt i biomassa och kartor över markanvändning (JRC 2014a).

Ett fåtal av LCIA-metoderna som används i GaBi skiljer på biotiskt och fossilt kol vilket betyder att skillnad görs på kol som tas upp av och binds i växter och kol som inte är bundet i biomassa. Detta är dock något som diskuterats mycket genom åren. Många anser att det inte är lönt att beakta det biogena kolet i CO₂-utsläppen då detta kol, när det lagrats i träd och andra växter, ändå kommer återgå till atmosfären förr eller senare efter användningsfasen av produkten i fråga. Därför sker endast en fördröjning av denna del i CO₂-utsläppet som lika gärna kan beräknas på en gång (Vogtländer m.fl. 2014). Dock har denna attityd på senare tid

förändrats bland verksamma inom träindustrin och andra biobaserade industrier som anser att produkter från biobaserade, förnybara källor bör belönas. För att analysera ekosystemtjänsten klimatreglering är det av stort värde om denna uppdelning finns tillgänglig.

Den mängd kol som släpps ut i form av biotgent kol kan exempelvis användas för att göra en grov uppskattning av förändring i kollagringen i biomassan på grund av framställningen av en produkt, exempelvis pellets. Det som dock ska tas hänsyn till här är att GaBi modellerar detta kol i påverkanskategorin GWP-klimatpåverkan och inte ekosystemtjänsten klimatreglering vilket gör att detta inte direkt kan appliceras på ekosystemtjänsten utan behöver modifieras.

Sammanfattningsvis är kollagringen övervägande den indikator som främst förespråkas för analys av pelletsproduktionens påverkan på klimatregleringen. Det som främst bör kvantifieras då är den biomassa, både över och under mark, som påverkas av pelletstillverkningen. Detta gäller dels den biomassa som tas ut ur ekosystemet, dels förändringen i lagringskapacitet då det är färre träd som kan lagra kol. Här bör även beaktas att ny skog nästan alltid planteras efter en avskogning vilket ger en kollagring som dock tar flera år innan den når några högre nivåer.

5.4.3 Erosionsreglering

Egoh m.fl. (2012) skriver att skyddet mot erosion är trädens och undervegetationens förmåga att minska ytavrinningen, vilket möjliggör för överflödigt vatten att infiltrera i jorden istället för att ta med sig jordpartiklar då det rinner bort på markytan. Egoh m.fl. (2012) rekommenderar därför följande indikatorer för bevakning av tillstånd och förändringar i erosionsskydd: marktäcke/markanvändning, vegetationskartor och jordens eroderbarhet. Maes m.fl. (2013) förespråkar följande indikatorer för analys av förändringar i erosionsregleringen: eroderbarhet, markanvändning, marklutning, jordegenskaper, retentionstid för jorden, och Hansen m.fl. (2014) rekommenderar Areal eroderad mark (ha) som indikator.

Enligt Egoh m.fl. (2012) är erosionsreglering en komplex funktion, uppbyggd av en mängd processer som verkar tillsammans. Därför krävs processmodeller innehållande alla underbyggande funktioner för att fullständigt kunna beskriva den tillhandahållna ekosystemtjänsten *erosionsskydd*. För att ta det hela ytterligare ett steg så finns det de som anser att erosionsregleringen inte är en egen tjänst utan ligger till grund för andra ekosystemtjänster såsom skydd av mat- och fibertillgång och bör inkluderas i de tjänsterna (Wallace 2007)

Förlusten av jord vid erosion och bildningen av ny jord (genom vittring av bergarter och nedbrytning av organiskt material) kan vara bra indikatorer på hur omfattande erosionen är. Hur mycket jord som bildas är teoretiskt den övre gränsen för hur mycket jord som kan gå förlorad genom erosion i ett ekosystem för att det ska kunna vara hållbart. Det är generellt svårt att kvantitativt uppskatta mängd jord bildad genom vittring och mängd eroderad mark men ett antal metoder finns och kan ge ungefärliga siffror (Hansen m.fl. 2014).

USLE-Universal Soil Loss Equation (Wischmeier & Smith 1965) och den senare utvecklingen RUSLE-Revised Universal Soil Equation (Renard m.fl. 1997) är två metoder för att uppskatta erosionsförluster från nederbörd. RUSLE är en erosionsmodell som uppskattar

långtidsmedelvärden över årliga jordförluster på grund av nederbörd och avrinning (Renard m.fl. 1997). Det krävs mycket information för att använda RUSLE vilket gör att den kan vara svår att applicera på en mer global nivå.

Påverkan på erosionsregleringen kopplad till pelletsproduktionen kräver att många olika processer och platsspecifika parametrar kartläggs för en fullgod analys. Detta gör ekosystemtjänsten förhållandevis komplicerad att studera med LCA.

5.4.4 Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp

Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp är tjänster som indirekt nyttjas av människan. Abson & Termansen (2010) anser att de ligger till grund för andra ekosystemtjänster som oftare kvantifieras och värderas, vilket gör att näringsflödenas och kretsloppens funktioner redan är inkluderade i andra uppskattningar och analyser av ekosystemtjänster. Näringsflödena och de biogeokemiska kretsloppen kan därför inte värderas enskilt utan bör inkluderas vid analys av de tjänster de ligger till grund för. EU:s Joint Research Centre (JRC) har dock tagit fram en databas (FATE) som bland annat innefattar en interaktiv karta med data över näringsflöden, utsläpp av näringsämnen, depositions hastighet i vattendrag och grundvattenegenskaper (JRC 2014b).

Jordstruktur, djup och näringshalt är indikatorer som används för bevakning näringsflöden och biogeokemiska kretslopp (Egoh m.fl. 2012). Zhang m.fl. (2010b) anser att information om bland annat biogeokemiska kretslopp tillsammans med vattenkretslopp och mineralflöden finns tillgängligt i termer av exergiflöden (energikvalitet). Dessa flöden kan sedan räknas om till en gemensam enhet, solekvivalenter, och därmed jämföras och användas i beräkningar. Hansen m.fl. (2014) anser att massbalanser kan användas som indikatorer på hur tillståndet för de biogeokemiska kretsloppen ser ut. Massbalans råder då mängden av ett tillfört ämne i en process är ungefär lika stor som den mängd som försvinner. Detta kan tillämpas på ekosystem där olika ämnens flöden in och ut ur systemet kan ställas mot varandra. Då massbalans råder, ökar potentialen för att ekosystemet fungerar på ett hållbart sätt. Hansen m.fl. (2014) anser att de olika aspekterna som bör tas med i massbalansberäkningarna är baskatjonerna kalcium, kalium och magnesium vilka är viktiga för många processer i ekosystemen. Det är endast baskatjoner som lämnar eller kommer in i ekosystemet som tas med, alltså inte joner som frigörs genom exempelvis nedbrytning av organiskt material inom systemet.

Analys av påverkan från pelletsproduktionen på näringsflöden och biogeokemiska kretslopp är komplext. Då det är många olika aspekter som påverkar denna ekosystemtjänst och då näringsflöden och biogeokemiska kretslopp ligger till grund för många andra tjänster anses ofta denna tjänst inte möjlig att kvantifiera enskilt.

5.4.5 Biodiversitet

Biodiversitet anses ligga till grund för ett stort antal ekosystemtjänster inklusive ekosystemens återhämtningsförmåga efter en förändring. Det har föreslagits att biodiversitet bör vara en egen tjänst men det är fortfarande osäkert hur ekosystemtjänster och biodiversitet är relaterade (UNEP-WCMC 2011). Schägner m.fl. (2012) anser att kunskaperna om rollerna hos biodiversitet och ekosystemens återhämtningsförmåga är otillräckliga och tidigare försök att

argumentera för ekosystemtjänster som skydd av biodiversitet har bara delvis varit lyckade. Maes m.fl. (2014) föreslår tre indikatorer som kan användas för kartläggning av biodiversitet: artrikedomen av ett antal utvalda trädarter, förekomst och utbredning av utvalda rödlistade arter och relativ yta av skyddad skog. Enligt MA (2005) är habitatförluster en av de största orsakerna till utdöendet av många arter vilket kan vara en indikator för påverkan på biodiversiteten. Därutöver föreslår Hansen m.fl. (2014) förekomst av indikatorarter (till exempel vittryggig hackspett för gammelskog), areal gammal skog, areal skog speciellt relevant för bevarandet av biologisk mångfald, areal nyckelbitoper, volymen av hård död ved och förekomsten av häckande fåglar.

Natura 2000 är ett nätverk som används för att skydda biodiversiteten i EU och bara i Sverige finns ca 4000 Natura 2000-områden. Naturvårdsverket tillhandahåller ett kartverktyg innehållande kartor och listor över de svenska områdena och även listor över arter som berörs och var de finns (Naturvårdsverket 2014b). The Biodiversity Information System for Europe tillhandahåller en stor mängd data och information om bland annat Natura 2000-områden samt arter och habitattyper inom EU, rödlistade arter och nationella naturskyddsområden i europeiska länder (BISE 2014).

För analys av pellettillverkningens påverkan på biodiversiteten skulle påverkan på rödlistade arter behöva kartläggas. Även påverkan på övriga arter bör kvantifieras. Habitatförluster på grund av använd mark vid pelletsproduktionen bör även det fastställas och sedan kopplas till antal arter. Det finns förhållandevis bra data på habitat och rödlistade arter så om information finns på vilken typ av skog som används för pellettillverkningen så skulle denna information kunna vara möjligt att använda inom LCA. Här kan även tilläggas att LCIA-metoden ReCiPe 1.08 beaktar antalet försvunna arter vid beräkning av ekosystemkvalitet (se avsnitt 5.3) vilket skulle kunna användas för utveckling av påverkansanalys på biodiversitet. Dock beaktar ReCiPe 1.08 endast ett fåtal arter så det är nödvändigt att fler arter kartläggs och inkluderas i beräkningarna.

5.5 ANVÄNDANDE AV LCA FÖR ATT BEDÖMA PÅVERKAN PÅ EKOSYSTEMTJÄNSTER

Användning av LCA för att bedöma påverkan på ekosystemtjänster är ett nytt och relativt outforskat område. Baserat på de resultat som erhållits presenteras nedan förslag och möjligheter för olika tillvägagångssätt som eventuellt skulle kunna utvecklas och användas. Även två befintliga metoder för analys av påverkan på ekosystemtjänster med LCA presenteras.

5.5.1 Aggregering med nya karaktäriseringsmetoder och påverkanskategorier

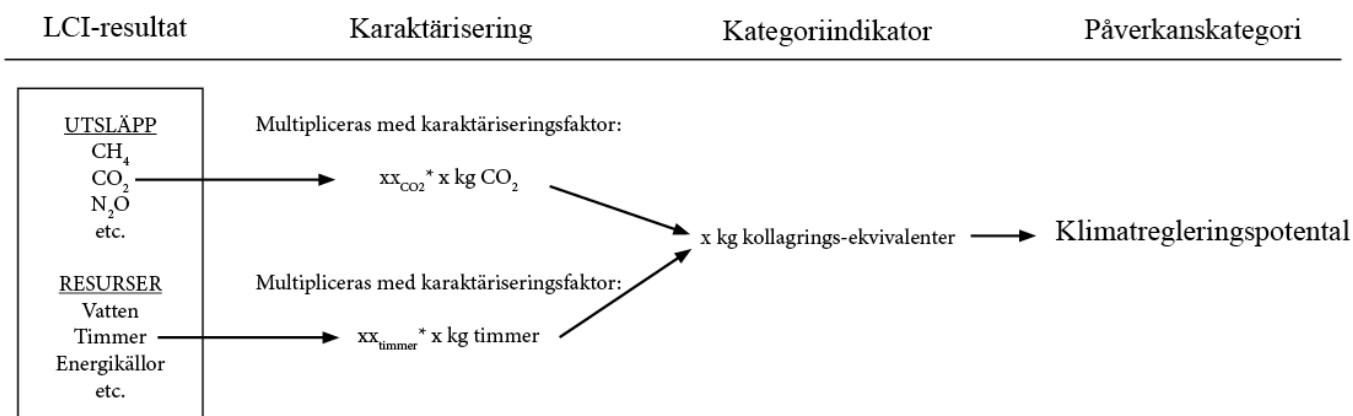
Majoriteten av litteraturen och de försök som gjorts för att inkludera fler ekosystemtjänster inom LCA-metodiken fokuserar på att utvidga miljöpåverkansbedömningen i LCA genom att införa ekosystemtjänster som nya påverkanskategorier. Det vill säga handlar om utveckling av nya karaktäriseringsmetoder med nya kategoriindikatorer och karaktäriseringsfaktorer. Det första steget i denna process är att utveckla enhetliga metoder för hur ekosystemtjänsterna ska kartläggas, klassificeras och mätas. Sedan krävs utveckling av tillvägagångssätten för att mäta och bevaka förändringar hos tjänsterna. Eftersom det finns ett stort antal ekosystemtjänster som skiljer sig mycket åt och ännu fler olika metoder för klassificering och olika indikatorer osv. är det osäkert om det idag är möjligt att enas om hur detta ska gå till.

Om det är möjligt att finna enhetliga metoder för klassificering, kvantifiering och bevakning av förändringar hos ekosystemtjänsterna och sedan ta utvecklingen ett steg vidare krävs det att inflöden och utflöden i undersökta produktsystem kan kopplas till vilken påverkan de har på ekosystemtjänster, på samma sätt som olika utsläpp idag kan kopplas och räknas om till kategoriindikatorer som sedan kopplas till påverkanskategorier. Exempel på det inom LCA idag är olika gasutsläpp såsom CH₄, CO₂ och N₂O som kan räknas om till CO₂-ekvivalenter beroende på deras bidrag till den kategoriindikatorn (CO₂) och CO₂ kopplas sedan till påverkanskategorin GWP. Detta krävs alltså även för de ekosystemtjänster som ska inkluderas.

Det behöver klargöras tydligt hur de inflöden och utflöden som livscykelinventeringen (LCI) resulterar i kan kopplas till olika ekosystemtjänster och sedan även hur mycket de påverkar dem. En ekosystemtjänst som kan kopplas till påverkan från pelletsproduktion är klimatreglering. För att den ska kunna analyseras måste alla de olika faktorerna som påverkar denna tjänst fastställas. Det som ofta används som indikator för klimatregleringen är kollagring (se tidigare resultat) vilket skulle kunna användas som en kategoriindikator, såsom CO₂-ekvivalenter används för påverkanskategorin GWP. Hur olika utsläpp och resursanvändning påverkar kollagringen måste fastställas, och i vilken utsträckning. Karaktäriseringsfaktorer måste utvecklas och sedan multipliceras med respektive LCI-resultat för att beräkna en enhetlig *kollagringsekvivalent* som visar hur mycket klimatregleringen påverkas av en undersökt processkedja, exempelvis pelletsproduktionskedjan i detta projekt. Exemplet med kollagringen som indikator för klimatreglering illustreras i

Figur 9. Fler LCI-resultat än CO₂ och timmer kan kopplas till kollagringen men dessa två användes här enbart för att illustrera tillvägagångssättet.

Figur 9. Översiktligt exempel på hur karaktärisering av påverkan på klimatreglering kan se ut.



Ett fåtal förhållandevis lyckade försök har gjorts för att utveckla metoder för framtagande av nya kategoriindikatorer. En av dessa är LANCA-landuse indicator calculation tool (Beck m.fl. 2010) som beaktar markanvändning och dess effekter på ekosystem. Metoden beskrivs nedan. Markanvändningen i och med skogsbruk påverkar ekosystemet men huruvida det beaktas eller inte vid LCA-studier av miljöpåverkan från pelletsproduktionen varierar. Detta kan bero på att majoriteten av de ekosystemtjänster som kan kopplas till markanvändningen vid pelletsproduktion inte är möjliga att analysera inom traditionell LCA och de väljs därför bort. Dock visar tidigare analyser i denna studie att det är många ekosystemtjänster om markanvändningen som bör analyseras då det gäller pelletsproduktion.

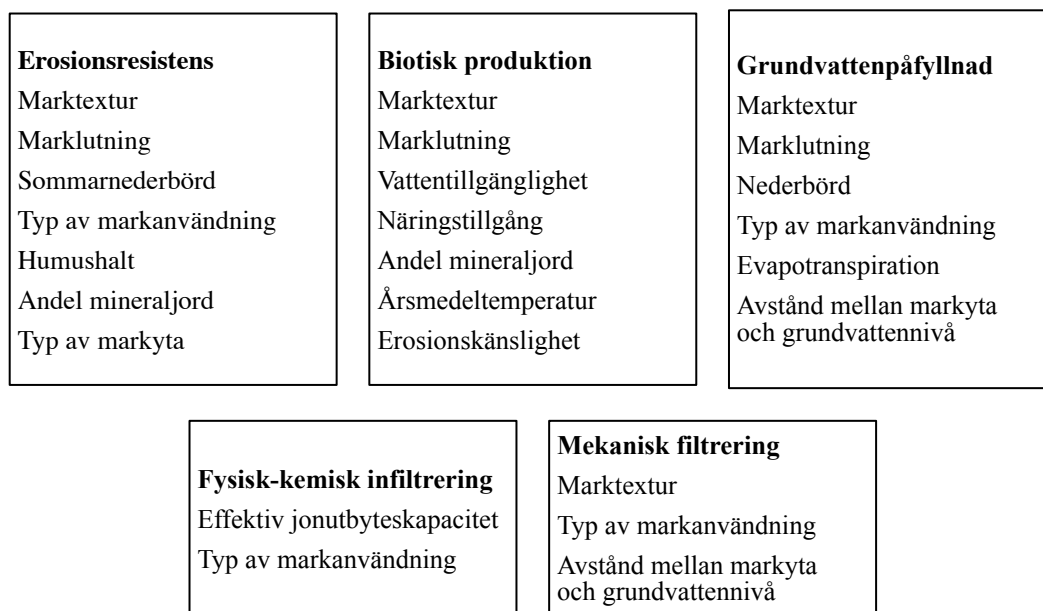
5.5.1.1 LANCA- land use indicator value calculation

LANCA är ett operationellt beräkningsverktyg som behandlar förändringar över tid i naturliga marker och jämför dem med värden för indikatorer på nuvarande och framtida markpåverkan. Metodiken baseras på ett ramverk för beräkning av ett antal markanvändningsindikatorer, vilka är erosionsresistens, filtrering, buffertkapacitet och grundvattenpåfyllnad (Beck m.fl. 2010). LANCA:s indikatorberäkningar genomförs baserat på platsspecifika indata (som måste anges av användaren) och markanvändningsklassificeringar. Värdena som beräknas med dessa metoder integreras sedan i GaBi för att generera miljöindikatorer representativa för många av de aggregerade processerna i GaBi:s databassystem (PE International 2014a). Markanvändningsindikatorerna som används i LANCA, samt de ekosystemtjänster de behandlar visas i Tabell 8. Området, varaktigheten och kvalitetsutvecklingen av marken beaktas och relateras till den funktionella enheten för LCA-studien.

Tabell 8. Markanvändningsindikatorer som används i LANCA samt de ekosystemtjänster de inkluderar.

INDIKATOR	EKOSYSTEMTJÄNST	TYP AV TJÄNST
Erosionsresistens	Erosionsreglering	Stödjande
Mekanisk filtrering	Markbildning	Stödjande
	Vattenrening	Reglerande
	Vattenreglering	
Fysikalisk-kemisk filtrering	Markbildning	Stödjande
	Vattenrening	
Grundvattenpåfyllnad	Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp	Stödjande
	Vattenreglering	Reglerande
Biotisk produktion	Primärproduktion	Stödjande

För att beräkna markkvalitet utifrån respektive markanvändningsindikator krävs ett antal indata (Figur 10). Beräkningar genomförs på olika sätt för respektive markanvändningsindikator (Beck m.fl. 2010).



Figur 10. Parametrar och indata som krävs för att kunna genomföra beräkningar i LANCA för respektive ekosystemtjänst.

De indikatorvärden som beräknats för ekosystemkvaliteter samt transformations- och ockupationsindikatorer som kan användas i GaBis databas och programvara ses i Tabell 9 (PE International 2014a).

Tabell 9. Transformations- och ockupationsindikatorer som är resultatet av beräkningarna i LANCA. Dessa kan sedan användas i GaBis modelleringar. ha = hektar, a= år.

INDIKATOR	ENHET FÖR KVALITET	ENHET FÖR TRANSFORMATIONSINDIKATOR	ENHET FÖR OCKUPATIONSINDIKATOR
Erosionsresistens	kg/(ha•a)	kg/a	kg
Mekanisk filtrering	cm/d	cm•m ² /d	cm•m ²
Fysisk-kemisk filtrering	cmol/kg _{soil}	(cmol•m ²)/kg _{soil}	(cmol•m ² •a)/kg _{soil}
Grundvattenpåfyllnad	mm/a	(mm•m ²)/a	mm•m ²
Biotisk produktion	kg ² /(m ² •a)	kg/a	kg

5.5.2 Metoder med alternativ aggregering

Medan majoriteten av tillvägagångssätten för ekosystembeaktandet inom LCA fokuserar på att samla resursflöden i termer av en eller ett fåtal gemensamma enheter finns det andra forskare som förespråkar alternativa metoder. En av dem är Zhang m.fl. (2010a, 2010b) som rekommenderar att inte använda sig av ”vanlig” aggregering utan istället arbeta med ett hierarkiskt synsätt som tydligare visar olika nivåer av aggregering utan att tappa information eller utelämna de ”obekväma” enheterna som många ekosystemtjänster har. Det hierarkiska synsättet gör det möjligt att behålla den detaljerade informationen på lägre nivåer som kanske önskas men tillhandahåller även mer aggregerade system. Pelletsproduktion påverkar många ekosystemtjänster som ofta samverkar för att skapa en annan tjänst. Exempelvis ger en förändrad vattenreglering samt ändrade näringsflöden och biogeokemiska kretslopp påverkan på vattenreningen och därmed vattenkvaliteten i skogen. Därför kan det hierarkiska synsättet vara ett intressant tillvägagångssätt att studera vidare vid fortsatta analyser av pelletsproduktionens påverkan på ekosystemtjänster.

5.5.2.1 ECO-LCA

Metoden som Zhang m.fl. (2010b) presenterar benämns Eco-LCA och inkluderar ett antal försörjande, reglerande och stödjande ekosystemtjänster som inflöden till livscykelmodeller (Tabell 10). Flödena av ekosystemtjänster är uttryckta i olika fysiska enheter och kan jämföras genom deras exergikonsumtion. Detta tillåter att energikvaliteten för olika resurser kan jämföras. En fördel med att använda sig av exergianalysen i Eco-LCA istället för de metoder som räknar på fysikaliska flöden eller vanlig energi, är att den beaktar exergikonsumtion både i ekologiska system och ekonomiska samt industriella system. De flesta andra metoder som räknar på fysikaliska flöden tittar enbart på den ekonomiska och industriella aspekten och beaktar inte den ekologiska.

Exergi skulle man kunna säga är *nyttigt arbete* eller *användbar kraft* och beskriver energikvalitet, alltså energins förmåga att utföra ett arbete. Kopplingen mellan exergi och energi är att exergin är den delen av energin som går att omvandla till mekaniskt arbete. Resten försvinner som energiförluster. Exergi kan förbrukas men det kan inte energin som endast kan omvandlas. Emergi är ytterligare en användbar term som är ekvivalent med den totala förbrukade exergin för att framställa en vara eller tjänst. Exergi-innehållet hos en resurs kan beräknas genom att multiplicera dess kvantitet med en omvandlingsfaktor för den specifika resursen.

Ett exempel är att det kan anses att 1 joule solenergi är ekvivalent med 1 joule vindenergi. Dock är exergin i vinden mycket lägre än i solenergin vilket gör att det krävs mycket mer vindenergi än 1 joule för att utföra det arbete som 1 joule solenergi utför. Detta är ett användbart tillvägagångssätt för att jämföra såväl energikällor som andra resurser, och i detta fall ekosystemtjänster.

Tabell 10. De ekosystemtjänster som helt (+), delvis, indirekt eller inte (0) inkluderas i Eco-LCA (Zhang m.fl. 2010b).

EKOSYSTEMTJÄNST	INKLUDERAD?
Försörjande ekosystemtjänster	
Fossila bränslen och mineraler	+
Förnybar energi	+
Mark	+
Skördar, boskap och fibermaterial	Indirekt
Vild fisk	Delvis
Vilda växter och djurfoder	0
Timmer	+
Icke-träprodukter från naturen	0
Biobränslen	Delvis
Genetiska resurser	0
Naturmediciner	0
Färskvatten	+
Reglerande ekosystemtjänster	
Reglering av luftkvalitet	Delvis
Klimatreglering	0
Vattenregling	0
Erosionsreglering	Delvis
Vattenrening	Delvis

EKOSYSTEMTJÄNST	INKLUDERAD?
Sjukdoms- och skadereglering	0
Avfallshantering	Delvis
Pollinering	Delvis
Naturlig skadereglering	0
Stödjande ekosystemtjänster	
Markbildning	+
Fotosyntes	+
Primärproduktion	Delvis
Näringsflöden	Delvis
Vattencykler	Delvis
Kulturella ekosystemtjänster	0

Skillnaden på hur inventeringen av ekosystemtjänster och varor analyseras i en Eco-LCA jämfört med en vanlig LCA är att inventeringen i Eco-LCA fokuserar på inflöden från naturen och inte utsläpp till naturen. Resultaten ska sedan finnas i flera olika hierarkinivåer där den mest detaljerade visar all resurskonsumtion men tillåter jämförelse mellan resurser och hjälper till att hitta de som är begränsade och känsliga för påverkan. Detta är inte möjligt med existerande LCA-metodik. De erhållna resultaten kan sedan aggregeras till ett mindre antal indikatorer eller enheter. Aggregeringen inom Eco-LCA består av ett antal olika system som baseras på termodynamiska förhållanden. Beroende på vad som ska undersökas kan det mest lämpliga tillvägagångssättet väljas. Fördelen med att Eco-LCA tillhandahåller olika typer av aggregering är att fler ekosystemtjänster kan täckas in. Exempelvis kan inte massenheter fånga in solenergi, mineraler har inte energiinnehåll och pollinering kan inte på något bra sätt översättas till massa eller energi. De aggregeringssystem som Eco-LCA använder är:

- *Massa*- presenteras i kg
- *Energi*- inkluderar förnybara och icke-förnybara energiresurser. Presenteras i Joule
- *I-exergi (ICEC)*- industriell kumulativ exergikonsumtion som inkluderar material- och energiresurser extraherade från naturen och förbrukade i industriella aktiviteter. Presenteras i Joule. Detta system lämpar sig bäst för att aggregera massa- och energiresurser då deras kvalitetsskillnader är små.
- *E-exergi (ECEC)*- ekologisk kumulativ exergikonsumtion som räknar med den exergi som förbrukas i ekosystem. Presenteras i solekvivalent-joule. Denna aggregering är bäst lämpad för situationer där en stor variation av resurser ska beaktas.

Att presentera resurser i termer av massa, energi eller ICEC tillhandahåller mer lokal information om kortvarig påverkan medan ECEC beaktar mer långvariga problem och bidraget från ekosystemen. ECEC är den aggregering som kan vara av mest nytta för syftet i detta examensarbete. Mat, fibermaterial och biobränslen hanteras i MA (2005) men de är produkter som härstammar från aggregering av flera ekosystemtjänster tillsammans med

mänsklig arbetskraft. MA (2005) beaktar även endast ekosystemtjänster som nyttjas av människan och har en biologisk komponent. Eco-LCA har utökat bredden och undersöker främst de ekosystemtjänster som ligger till grund för att producera de aggregerade ekosystemtjänsterna såsom mat och fibermaterial och inkluderar även solljus och mineraler (tjänster som inte har någon biologisk komponent) då de ligger till grund för många tjänster samt är av signifikant intresse i livscykelanalyser. En mer utförlig beskrivning av bakgrunden och tillvägagångssättet för användande av Eco-LCA ges av Zhang m.fl. (2010a, 2010b).

6 DISKUSSION

I dagsläget är det inte möjligt att inkludera fler ekosystemtjänster i LCA-metodiken än det fåtal tjänster som redan beaktas i dagens LCA-metodik. Kopplingen mellan ekosystemtjänster och LCA är viktig att utveckla och områden som bör läggas särskild vikt vid är biodiversiteten och markanvändningen eftersom de tydligt kopplar ihop de två områdena. Det är den stora variationen och bristen på enhetliga metoder och tillvägagångssätt för kartläggning, klassificering och främst kvantifiering av ekosystemtjänsterna som i dagsläget försvårar arbetet med att integrera ekosystemtjänster i LCA. En viktig fråga som kvarstår är om det kan vara en fördel att låta ekosystemtjänstområdet utvecklas vidare, och lägga mer resurser på det, innan man försöker integrera flera ekosystemtjänster i LCA eller är det bra att vara förberedd med en metod när mer kvantitativa data kring ekosystemtjänster finns tillgänglig? Det senare alternativet kan vara svårt eftersom utvecklingen av en metod underlättas av att det finns tillgång till kvantitativa data, vilket dock inte alltid är ett krav. Samtidigt är det möjligt att sammanställa data för vissa ekosystemtjänster, åtminstone i viss utsträckning vilket talar för att det är möjligt att utveckla en metodik.

Analysen visade att det är få ekosystemtjänster som idag är möjliga att analysera med traditionell LCA. I de undersökta LCA-studierna rörande pelletsproduktion var nästan ingen ekosystemtjänst beaktad. Frågan är om det kan vara på grund av att det inte bedöms möjligt eller om det varit för att det inte varit av intresse för studiens syfte? Sannolikt har man främst varit intresserad av att titta på klimatpåverkan (de emissioner som idag finns tillgängliga att analysera) eftersom det är den stora miljöfrågan kopplad till energislag som pellets. En intressant fråga att studera vidare är vilken betydelse påverkan från pelletsproduktionen har på ekosystemtjänster jämfört med påverkan från produktion av andra energibärare som till exempel kol (för el och värmeproduktion).

Även om ytterst få ekosystemtjänster är möjliga att hantera i traditionell LCA, så visar analysen att det är många ekosystemtjänster som faktiskt påverkas av produktionen av pellets och dess aktiviteter, i detta fall främst i skogen. Detta visar att det verkligen är av yttersta vikt att dessa ekosystemtjänster och funktioner i naturen ges mer uppmärksamhet och att påverkan på dem jämförs med annan miljöpåverkan, exempelvis klimatpåverkan.

Valet att studera ett antal LCIA-metoder i GaBi anses ge en representativ bild av vad som är möjligt att analysera med traditionell LCA. Som nämnts tidigare i rapporten kan LCA-modellering även genomföras i exempelvis Excel eller för hand men om detta skulle inkludrats i analysen hade det visat på snarlika resultat över vilka ekosystemtjänster som är möjliga att analysera i LCA. GaBi använder sig av karaktäriseringsfaktorer för att kunna samla LCI-resultaten i gemensamma kategoriindikatorer och påverkanskategorier, precis som det krävs att man gör om man modellerar för hand eller i Excel. Det är bristen på karaktäriseringsfaktorer som av många anses vara den begränsande faktorn när det gäller inkludandet av ekosystemtjänster inom LCA (se avsnitt 5.5.1). Men det spelar ingen roll vilken typ av modellering som genomförs om det ändå inte finns karaktäriseringsfaktorer tillgängliga för tjänsterna.

I de undersökta LCA-studierna på pelletsproduktion och övrig litteratur är det övervägande fokus på emissioner och hur de kopplas till miljöpåverkan. Produktsystemen har i de flesta fall inte heller inkluderat skogsbruket, vilket kan ha olika orsaker. Ett skäl kan vara att skogen anses återhämta sig så pass bra mellan trädrotationerna och att det över en längre tidsperiod (>100 år) inte har något bestående effekt på ekosystemet. Vidare kan det bero på att skogsbruket ofta sker i områden med mycket skog och att den del där bruket sker är så pass liten jämfört med den totala skogsarealen och att påverkan därmed bedöms vara marginell. Orsaken till att skogsbruket inkluderats i detta examensarbete är att många miljöaspekter som anses påverkas av pelletsproduktionen under den valda tidsperioden kan kopplas till just skogsbruket (se Tabell 4). Även argumentet om att påverkan från skogsbruk ofta inte beaktas då den sker på en så liten areal jämfört med omkringliggande skog anses i detta arbete inte vara en orsak till att skogsbruket inte ska analyseras.

Samtliga beskrivna tillgängliga metoder för att analysera av påverkan på ekosystemtjänster med LCA har sina fördelar och nackdelar. LANCA är den metod som tittar på förändringar i markanvändning och hur dess påverkan på ekosystemkvalitet ser ut över tid. Att det är just markanvändning som undersöks och att det krävs ett stort antal platsspecifika parametrar som representerar ekosystemkvaliteten före, under och efter en förändring i markanvändning gör metoden begränsad. Det är även enbart direkt markanvändning som analyseras och inte indirekt vilket gör den ännu mer bunden till en viss plats. LANCA är därför inte applicerbar på ekosystemtjänster som inte är kopplade till markanvändning.

Rörande Eco-LCA är det ett mer generellt verktyg som kan appliceras på ett bredare område av LCA-studier. Tillvägagångssättet att använda exergi som en gemensam enhet är ett område bör byggas vidare på. Kan man lyckas med kvantifieringen av ekosystemtjänster i termer av exergi så finns potential för en bra utveckling. Ett tillkortakommande hos Eco-LCA är att den kanske är för fokuserad på resursanvändning och främst tittar på de allra mest grundläggande ekosystemtjänsterna såsom solenergi och mineraler. Generellt är exergibegreppet under utveckling när det gäller att kartlägga och kvantifiera ekosystemtjänster. På grund av sin egenhet med att samla tjänsterna i enheten solekvivalenter har tillvägagångssättet kritiserats av ekonomer, energianalytiker och ekologer. Samtidigt förespråkas de av andra inom dessa områden som menar att den tillsammans med ekonomisk värdering skulle kunna ge en mer komplett analys än vad som är möjligt i dagsläget.

När det gäller förutsättningarna att kvantifiera och jämföra ekosystemtjänster är det stor variation mellan olika tjänster. För vissa tjänster är det god tillgång på information och kvantitativa data att arbeta vidare med samtidigt som andra ekosystemtjänster är komplexa och relativt okända. Analysen visar att det finns ett förhållandevis gott underlag för att analysera vissa tjänster. Ett exempel på det är klimatreglering vilken skulle kunna vara mycket komplex att arbeta med, men då kollagringen finns som en relativt täckande indikator på förändringar i klimatregleringen finns bra möjligheter till kvantifiering och senare, förhoppningsvis, även inkluderande i LCA. Att ett fåtal LCIA-metoder redan har börjat titta lite närmare på skillnaden mellan biotiskt och fossilt kol i sina analyser, indikerar att det finns en god potential för att kunna analysera påverkan på kollagringen med LCA. Vidare är biodiversiteten ett område som har potential att kunna ingå i en LCA. Att räkna arter är att

betrakta som förhållandevis ”lätt” jämfört med att bevaka exempelvis luftcirkulation eller näringsflöden. LCIA-metoden ReCiPe 1.08 beaktar indirekt biodiversiteten i och med att den beräknar potentiellt försvunna arter under en viss tid inom ett visst område i samband med analys av påverkan på ekosystemkvalitet. Dock behöver fler arter kartläggas och inkluderas i beräkningarna för att bättre täcka in hela ekosystemtjänsten. Som redan framgått i arbetet är de försörjande tjänsterna absolut lättast att hantera, då de kan mätas och påverkan på dem är relativt konkret.

Vissa ekosystemtjänster är å andra sidan så pass komplexa att det eventuellt inte är möjligt att någonsin kunna analysera dem med LCA. Kanske är det bättre att analysera dessa separat även i fortsättningen. Ett exempel är erosionsregleringen. Den är en av de tjänster som inkluderas i analyser med verktygen LANCA men där är erosionsregleringen beroende av vilken typ av markanvändning som utövas i området och även många andra mycket platsspecifika parametrar, såsom marklutning, humushalt, sommarnederbörd och andel mineraljord, vilket gör analysen av erosionsregleringen förhållandevis begränsad. Näringsflöden och biogeokemiska kretslopp är även de komplexa tjänster som saknar fullständiga och täckande indikatorer.

Vidare är variationen i ”kvalitet” hos många ekosystemtjänster viktig att beakta. En del tjänster anses vara av högre kvalitet och ha en större betydelse för mänskligheten än andra. Eventuellt skulle exergi-begreppet kunna användas för denna aspekt, då den skiljer på energikvalitet hos olika resurser och därmed också skulle kunna fånga upp variationer i kvalitet hos ekosystemtjänsterna. Förutsättningarna för att detta skulle fungera beror på om det är möjligt att applicera exergi-metoden på de önskade ekosystemtjänsterna.

Ett alternativ till försöken att exakt kvantifiera och beräkna påverkan på ekosystemtjänster skulle kunna vara att fokusera mer på att bevaka om ekosystem fungerar som de ska trots påverkan istället för att gå in på detaljer hos ekosystemtjänsterna. Att studera ett fåtal indikatorer eller tröskelvärden som generellt kan appliceras på ekosystemfunktionalitet kan vara ett sätt. Om en studerad produktkedja resulterar i att något av dessa tröskelvärden överskrids är det en indikator på att påverkan är för stor på ekosystemet och det kanske är tillräcklig information. Dock blir detaljgraden mycket sämre och dessa tröskelvärden kanske måste fastställas ekosystemspecifikt för att överensstämma på ett tillfredsställande sätt med det som undersöks. Fördelen är dock att behovet av kvantifiering minskar vilket kan vara värdefullt eftersom vissa ekosystemtjänster är sammanlänkade på ett så pass komplext sätt. Enligt den studerade litteraturen är det av intresse att mäta ekosystemtjänsterna i monetära termer. Därför är det intressant att även studera vidare om det är möjligt att använda kvantifiering av ekosystemtjänsterna i monetära termer inom LCA-metodiken.

De avgränsningar som gjordes under arbetet har haft varierande betydelse för resultaten. Att en tidsperiod på <45 år valdes vid analys av påverkan på ekosystemtjänster från pelletsproduktion har som beskrivits en stor betydelse för resultatet. Hade en längre tidsperiod valts så skulle påverkan med största sannolikhet inte vara lika framträdande och eventuellt berört andra, eller färre, ekosystemtjänster samtidigt som påverkan hade betonats av andra faktorer om fokus hade legat på en mycket kort tidsperiod. Eftersom det i Sverige är tillåtet att

hugga ner skogen efter 45-100 år efter en tidigare avskogning ansågs det mest intressant att studera denna tidsperiod.

8 SLUTSATSER

I dagsläget är det inte möjligt att fullt ut integrera ekosystemtjänstbegreppet i LCA-metodiken, med undantag för de fåtal ekosystemtjänster som redan beaktas i viss utsträckning. Mer forskning behövs innan det går att avgöra vilka ekosystemtjänster och i vilken utsträckning som påverkan på dem kan analyseras med LCA och hur detta ska ske i praktiken.

Det stora hindret i nuläget är att det inte finns någon fullständig och enhetlig metodik för kartläggning, klassificering och kvantifiering av ekosystemtjänsterna vilket generellt anses vara nödvändigt för att kunna analysera påverkan på dem.

Den genomförda LCA-modelleringen på pelletsproduktion visar att påverkan på ytterst få ekosystemtjänster kan analyseras med den befintliga metodiken idag. Endast förnybara energikällor och vattenanvändning är möjliga att fullt ut analysera. Resultaten visar dock att ett stort antal ekosystemtjänster påverkas av pelletsproduktionen (t ex erosionsreglering, klimatreglering, vattenrening och biodiversitet).

Den miljöpåverkan som kopplas till pelletsproduktion och kan analyseras med dagens LCA-metodik är främst fokuserad på emissioner och klimatpåverkan.

Förutsättningarna för att inkludera och analysera olika ekosystemtjänster med LCA skiljer sig betydligt åt. För en del tjänster är det god tillgång på information och kvantitativa data för att arbeta vidare med samtidigt som andra ekosystemtjänster är extremt komplexa och frågan är om de eventuellt bör analyseras separat även i fortsättningen (dvs inte alls lämpar sig för att analyseras med LCA).

Biodiversitet och klimatreglering har stor potential att fullt ut kunna analyseras med LCA på grund av den relativt höga kunskapsnivån och de bra förutsättningarna för kvantifiering av dem. Däremot är förutsättningarna sämre för erosionsreglering, näringsflöden och biogeokemiska kretslopp.

De metoder och tillvägagångssätt som försöker analysera fler ekosystemtjänster med hjälp av LCA är begränsade och klarar inte av att täcka in ett större antal ekosystemtjänster. För att inkludera påverkan på ekosystemtjänster i LCA föreslås generellt sett i litteraturen nya miljöpåverkanskategorier innefattande nya karaktäriseringsmetoder. Ett annat alternativ är beaktandet av hierarkin inom ekosystemtjänsterna, där många tjänster samverkar och ligger till grund för andra tjänster. Vidare diskuteras möjligheter att samla ekosystemtjänsterna inom gemensamma enheter, såsom exergi och solekvivalenter.

10 REFERENSER

10.1 LITTERATURKÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

Abson, D-J. och Termansen, M. 2009, "Valuing Ecosystem Services in Terms of Ecological Risks and Returns". *Conservation Biology*, vol. 25, nr. 2, s.250–258.

Acero, A-P. m.fl. 2014, *Impact assessment methods in Life Cycle Assessment and their impact categories*, Greendelta, Berlin, Tyskland.

Alvarez, H. 2006, *Energiteknik*, 3e upplagan, Studentlitteratur AB, Lund.

Bakshi, B. och Small, M-J. 2011, "Incorporating Ecosystem Services Into Life Cycle Assessment", *Journal of Industrial Ecology*, vol 15, nr 4, s. 1-21.

Ballard, T-M. 2000, "Impacts of forest management on northern forest soils", *Forestry Ecology and Management*, vol. 133, nr. 1, s. 37-42.

Baumann, H. och Tillman, A-M. 2004, *The Hitch Hiker's Guide to LCA*, Studentlitteratur AB, Lund.

Beck, T., Bos, U., Wittstock, B., Baitz, M., Fischer, M., Sedlbauer, K. 2010, *LANCA- Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment*, Fraunhofer Institute for Building, Physics Department of Life Cycle Engineering, University of Stuttgart.

Berch, S-M., Morris, D., Malcolm, J. 2011, "Intensive forest biomass harvesting and biodiversity in Canada: A summary of relevant issues", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, nr. 4, s. 478-487.

Vogtländer, J-G., Van der Velden, N-M., Van der Lugt, P. 2014, "Carbon sequestration in LCA, a proposal for a new approach based on the global carbon cycle; cases on wood and on bamboo", *International Journal on LCA*, vol. 19, nr. 1, s. 13-23.

BISE, 2014, *Data*, tillgänglig på: <http://biodiversity.europa.eu/data> [Hämtad 2014-08-20].

Boyd, J. Banzhaf, S. 2007, "What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units". *Ecological Economics*, vol. 63, nr 2, s.616-626.

Bramryd, T. och Fransman, B. 1995, "Silvicultural use of wood ashes- Effects on the nutrient and heavy metal balance in a pin (*Pinus Sylvestris*, L) forest soil", *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 85, nr. 2, s. 1039–1044.

Brauman, K-A. m.fl. 2007, "The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services". *The Annual Review of Environment and Resources*, vol. 2, nr. 1, s.67-98.

Bredemeier, M., Cohen, S., Godbold, D-L., Lode, E., Pichler, V., Schleppi, P. 2011, *Forest Management and the Water Cycle: An Ecosystem-Based Approach*, Springer Science + Business Media, B.V.

Brooks, T-M. m.fl. 2002, "Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity", *Conservation Biology*, vol. 16, nr. 4, s. 909-92.

Brunner, I., Zimmermann, S., Zingg, A., Blaser, P. 1999, "Wood-ash recycling affects forest soil and tree fine-root chemistry and reverses soil acidification", *Plant and Soil*, vol. 267, nr. 1, s. 61–71.

Butchart, S-H-M. m.fl. 2010, "Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines". *Science*, vol. 328, nr. 4, s.1164–1168.

Chum, H. m.fl. 2011, *IPCC Special report on renewable energy sources and climate change mitigation*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, Cambridge University Press.

Costanza, R. m.fl. 1997, "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature*, vol. 387, nr. 15, s. 253-260.

Curran, M-A. 2012, *Life Cycle Assessment Handbook- A guide for environmentally sustainable products*, Scrivener publishing, Salem.

Daily, G-C. 1997, *Introduction: What are ecosystem services?* Tagen från: Daily, G-C (Ed.), *Nature's Services*. Island Press, Washington, s. 1-10.

Dale, V-H. och Polasky, S, 2007, "Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services", *Ecological Economics*, vol. 64, nr. 2, s. 286–296.

De Groot, R-S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. 2010a, "Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making", *Journal of Ecological Complexity*, vol. 7, nr. 3, s. 260-272.

De Groot, R-S. m.fl. 2010b, *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*, kapitel i: *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*, *Ecological and Economic Foundations*, Earthscan. London.

Deguillaume, L., Leriche, M., Amato, P., Delort, A-M., Pöschl, U., Chaumalieriac, N., Bauer, H., Flossmann, A-I., Morris, C-E. 2008, "Microbiology and atmospheric processes: chemical interactions of primary biological aerosols", *Biogeosciences*, vol. 5, nr. 4, s. 1073-1084.

Döring, S. 2013, *Power from pellets: technology and applications*, Springer- Verlag Berling Heidelberg.

Edholm, A. 2009, *LCA-analys; En jämförande studie baserad på ett förädlad och ett oförädlad biobränsle*, *Värmeforsk Service AB*, rapport Z9-819.

Egoh, B. Drakou, E-G., Dunbar, M-B., Maes, J., Willemen, L. 2012, *Indicators for mapping ecosystem services: a review*, European Commission- Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg.

EN 14961-1, *New European Pellets Standard*, Euobionet 3, Jyväskylä.

ENDS Europe 2014. Biomass criteria ditched, Commission confirms, Ends Europe, 2014-05-12 :1.

Erlandsson, M., Lindfors, L.G., Jelse, K. 2013, *Robust LCA: Metodval för robust miljöjämförelse med livscykelanalys (LCA)-introduktion för nyfikna*, IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport B2121.

EUBIONET, New European Pellets Standard-EN 14961-1

Europaparlamentet, 2009, *Direktiv 2009/28/EG av den 23 april 2009 om främjande av användningen av energi från förnybara energikällor och om ändring och ett senare upphävande av direktiven 2001/77/EG och 2003/30/EG.*, tillgänglig på: <http://eur-lex.europa.eu/JOHtml.do?uri=OJ:L:2009:140:SOM:en:HTML>

Fantozzi, F. och Buratti, C. 2010, "Life cycle assessment of biomass chains: Wood pellet from short rotation coppice using data measured on a real plant", *Biomass and Bioenergy*, vol. 34, nr. 12, s. 1796-1804.

Feld, C. m.fl. 2009, "Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales", *Oikos*, vol. 118, nr. 12, s. 1862-1871.

Finnveden, G., Hauschild, M-Z., Ekvall, T., Guniée, J., Heilungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., Suh, S. 2009, Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management*, vol 91, nr 1, s. 1-21.

Fisher, B., Turner, R-K., Morling, P. 2007, "Defining and classifying ecosystem services for decision making". *Ecological Economics*, vol. 68, nr. 3, s. 643-653.

Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N. 2009, *The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA*, Environmental studies no. 0906, Federal Office for the Environment, Bern.

GaBi Software, 2014, *GaBi is the World's Leading LCA Software*, tillgänglig på: <http://www.gabi-software.com/spain/software/>, [Hämtad 2014-08-22]

SimaPro, 2014, *The World's most widely used LCA Software*, tillgänglig på: <http://www.simapro.co.uk/> [Hämtad 2014-09-09]

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryer, A., Struijs, J., van Zelm, R. 2009, *ReCiPe 2008*, 1a upplagan, Netherlands: s.n.

Grammelis, P. 2011, *Solid Biofuels for Energy- A Lower Greenhouse Gas Alternative*, Springer-Verlag, London.

Granath, F., Blom, G., Östergård, H., Andersson, J., Inghe, O., Hagbarth, U., Ivarsson, M., Hemmingsson, M., Siira, U. 2012, *Sammanställd information om Ekosystemtjänster*, Naturvårdsverket, ärende nr. NV-00841-12.

Guinée, J. m.fl. 2004, *Handbook on Life Cycle Assessment- Operational Guide to the ISO Standards*, Kluwer Academic Publishers, New York, Boston, Dordrecht, London, Moscow.

Hagberg, L., Särnholm, E., Gode, J., Ekvall, T., Rydberg, T. 2009, *LCA calculations on Swedish wood pellet production chains- according to the Renewable Energy Directive*, IVL Svenska miljöinstitutet, rapport B1873.

Haines-Young R. & Potschin, M. 2013, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4*, Centre of Environmental management, University och Nottingham, UK.

Hall, M. och Rummukainen, M. 2013, "Klimatkänslighet och utsläppsbanor", *Klimat i fokus*, nr. 1.

Hansen, K., Malmaeus, M., Lindblad, M. 2014, *Ekosystemtjänster i svenska skogar*, IVL Svenska Miljöinstitutet, rapport B2190.

Hanski, I. 2011, "Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation, a synopsis", *AMBIO*, vol. 40, nr. 3, s. 248-225.

Harrison, R-M. Hester, R-M. 2010, *Ecosystem Services- chapter I, An Assessment of Ecosystem Services and Biodiversity in Europe*, The Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.

Hartmann, M., Howes, C-G., Van Insberghe, D., Yu, h., Bachar, D., Christen, R., Nilsson, R-H., Hallam, S-J., Mohn, W-W. 2012, "Significant and persistent impact of timber harvesting on soil microbial communities in Northern coniferous forests", *The ISME Journal*, vol. 6, nr. 12, s. 2199-2218.

Horne, R. m.fl. 2009, *Life cycle Assessment- Principles, Practice and Prospects*, CSIRO Publishing, Collingwood.

Insam, H. och Knapp, B-A. 2011, *Recycling of Biomass Ashes*, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

ISO, 2006, *Svensk standard SS-EN ISO 14044:2006, Miljöledning-Livscykelanalys-Krav och vägledning*, Swedish Standards Institute, SIS Förlag AB, Stockholm.

ISO, 2014a, *About ISO*, tillgänglig på: <http://www.iso.org/iso/home/about.htm> , [Hämtad 2014-04-29].

ISO, 2014b, *Environmental management - The ISO 14000 family of International Standards*, tillgänglig på: http://www.iso.org/iso/theiso14000family_2009.pdf , [Hämtad 29 04 2014].

Josefsson, T., Olsson, J., Östlund, L. 2010, "Linking forest history and conservation efforts: Long-term impact of low-intensity timber harvest on forest structure and wood-inhabiting fungi in northern Sweden", *Biological Conservation*, vol. 143, nr. 7, s. 1803-1811.

JRC 2010, European commission Joint Research Centre, *Analysis of existing Environmental Impact assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment- 1st edition*, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italien.

JRC, 2014a, *AFOLU Data Portal*, tillgänglig på:

<http://mars.jrc.ec.europa.eu/mars/Projects/AFOLU-DATA-PORTAL> ,[Hämtad 2014-08-14].

JRC, 2014b, *FATE Interactive Map Viewer*, tillgänglig på:

<http://fate.jrc.ec.europa.eu/interactive-maps-and-data> [Hämtad 2014-08-18].

Katers, J-F., Snippen, A-J., Puettmann, M-E. 2010, "Life-Cycle Inventory of Wood Pellet Manufacturing and Utilization in Wisconsin", *Forest Products Journal*, vol. 62, nr. 4, s. 289-295.

Koellner, T. 2001, *Land use in product life cycles and its consequences for ecosystem quality*, ProQuest, UMI Dissertations Publishing.

Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandao, M., Civit, B., Margni, M., Milà i Canals, L., Saad, R., Maia de Souza, D., Müller-Wenk, R. 2013, "UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA", *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, nr. 6, s. 1188-1202.

Kremen, C. 2005, "Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?" *Ecology Letters*, vol. 8, nr. 5, s. 468-479.

Life Cycle Initiative, 2013, *The Life Cycle Initiative*, tillgänglig på:

<http://www.lifecycleinitiative.org/about/about-lci/>, [Hämtad 2014-04-29].

Khan, A-A., de Jong, W., Jansens, P-J., Spleithoff, H. 2009, "Biomass combustion in fluidized bed boilers: potential problems and remedies", *Fuel Processing Technology*, vol. 90, nr. 1, s. 21–50.

Likens, G-E., Bormann, F-H., Johnson, N-M., Fisher, D-W., Pierce, R-S. 1970, "Effects of Forest Cutting and Herbicide Treatment on Nutrient Budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem". *Ecological Monographs*, vol.40, nr. 1, s. 23-47.

Long, A-J. 2006, *Environmentally Sound Forest Harvesting*, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, no. SS-FOR-6.

MA, 2005, Millennium Ecosystem Assessment, *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, DC.

- Maes, J. m.fl. 2013, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services- An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, European Union, nr. 2013-067
- Maes, J. m.fl. 2014, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services- Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*, European Union, nr. 2014-080.
- Maes, W-H., Heuvelmans, G., Muys, B. 2009, "Assessment of Land Use Impact on Water-Related Ecosystem Services Capturing the Integrated Terrestrial-Aquatic System". *Environmental Science and Technology*, vol. 43, nr. 19, s. 7324-7330
- Magelli, F., Boucher, K., Bi, H-T., Melin, S., Bonoli, A. 2009, "An environmental impact assessment of exported wood pellets from Canada to Europe", *Biomass and Bioenergy*, vol. 33, nr. 3, s. 434-441.
- Mandre, M., Pärn, H., Ots, K. 2006, "Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus Sylvestris* L", *Forest Ecology and Management*, vol. 223, nr. 1, s. 349-357.
- Marshall, R-F. 2000, "Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils", *Forestry Ecology and Management*, vol. 133, nr. 1, s. 43-60.
- Meiwes, K-J. 1995, "Application of lime and wood ash to decrease acidification of forest soils", *Water, Air and Soil Pollution*, vol. 85, nr. 1, s. 143-152.
- Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth-Knuchel, R., Gailard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., Rydgren, B. 2007, "Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment within LCA", *International Journal on LCA*, vol. 12, nr. 1, s.5-15.
- Moore., Williams, T., Rodriguez., Hepinstall- Cymmerman, J. 2011, *Quantifying the value of non-timber ecosystem services from Georgia's private forests*, Georgia Forestry Foundation.
- Naturvårdsverket, 2014a, *Miljödataportalen*, tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Oppna-data/Miljodataportalen/> [Hämtad 2014-08-20].
- Naturvårdsverket, 2014b, *Natura 2000*, tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/natura2000> [Hämtad 2014-08-20].
- Ninan, K-N och Makoto, I. 2013, "Valuing forest ecosystem services: What we know and what we don't", *Ecological Economics*, vol. 93, s. 137-149.
- O'Higgins, T-G., Ferraro, S-P., Dantin, D-D., Jordan, S-J., Chintala, M-M. 2010, "Habitat Scale Mapping of Fisheries Ecosystem Service Values in Estuaries", *Ecology and Society*, vol. 15, nr. 4.

Pa, A., Craven, J-S., Bi, X-T., Melin, S., Sokhansanj, S. 2012, "Environmental footprint of British Columbia wood pellets from a simplified life cycle analysis", *International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 17, nr. 2, s. 220–231.

Palaima, A. 2012, *Ecology, Conservation, and Restoration of Tidal Marshes: The San Francisco Estuary*, University of California Press, Berkely, CA.

PE International, 2011, *GaBi Paper Clip Tutorial- Handbook for Life Cycle Assessment (LCA)*, Life Cycle Engineering (GaBi), University of Stuttgart, Germany.

PE International, 2014a, *LCA and introduction to GaBi*, tillgänglig på: <http://www.gabi-software.com/support/gabi-learning-center/gabi-6-learning-center/part-1-lca-and-introduction-to-gabi/>, [Hämtad 2014-06-26].

PE International, 2014b, *Life Cycle Assessment- LCA methodology*, tillgänglig på: <http://www.pe-international.com/topics/life-cycle-assessment-lca-methodology/>, [Hämtad 2014-05-21].

Pilgrim, S-E. m.fl. 2008, "Ecological Knowledge is Lost in Wealthier Communities and Countries". *Environmental Science and Technology*, vol. 42, nr. 4, s.1004–1009.

Pitman, R-M. 2006, "Wood ash use in forestry- a review of the environmental impacts", *Forestry*, vol. 79, nr. 5, s. 563–588.

Powers, R-F. 1999, "On the sustainable productivity of planted forest", *Forestry Ecology and Management*, vol. 17, nr. 1, s. 263-306.

Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W-P., Suh, S., Weidema, D-W., Pennington, D-W. 2013, "Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications", *Environment International*, vol. 30, nr. 5, s. 701-720.

Renard, K-G., Foster, G-R., Weesies, D-K., McCool, D-K., Yoder, D-C. 1997, *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning With the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.

Saad, R. Koellner, T., Margni, M. 2013, "Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level". *International Journal on Life Cycle Assessment*, vol. 18, nr. 6, s. 1253-1264

Saarsalmi, A., Mälkönen, E., Kukkola, M. 2004, "Effect of wood ash fertilization on soil chemical properties and stand nutrients status and growth of some coniferus stands in Finland", *Scandinaivan Journal of Forest Research*, vol. 19, nr. 3, s. 217–233.

Sahlin, M. och Säfve, V. 2011, *Rapport- Sveriges skogar i världen*, Naturskyddsföreningen.

Sanchez, G-S. Scott, A-D., Ludovici, K-H. 2006, "Negligible effects of severe organic matter removal and soil compaction in loblolly pine growth over 10 years", *Forestry Ecology and Management*, vol. 227, nr. 1, s. 145-154.

SCB, 2013, *Miljöräkenskaper 2013:2, Kartläggning av datakällor för kvantifiering av ekosystemtjänster*. Enheten för miljöekonomi och naturresurser.

Schägnér, J-P., Maes, J., Brnader, L., Hartje, V. 2012, *Mapping Ecosystemservices' Values: Current Practice and Future Prospects*, Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, European Commission, Italy.

Sjølie, H-K. och Solberg, B. 2011, "Greenhouse gas emission impacts of use of Norwegian wood pellets: a sensitivity analysis", *Environmental Science & Policy*, vol. 14, nr. 8, s. 1038-1040.

Skogsstyrelsen, 2013, *Skogsstatistisk årsbok 2013*, Sveriges officiella statistik, Elanders Sverige AB, Mölnlycke

Skogsstyrelsen, 2014, *Skogsvårdslagen*, tillgänglig på: <http://www.skogsstyrelsen.se/Agg-och-bruka/Lagen/Skogsvardslagen/>, [Hämtad 2014-08-11].

Steenari, B-M, Karlsson, L-G., Lindqvist, O. 1999, "Evaluation of the leaching characteristics of wood ash and the influence of ash agglomeration", *Biomass and Bioenergy*, vol. 16, nr. 2, s. 119–136.

Sukhdev, P, 2011, "Putting a Price on Nature: The Economics of Ecosystems and Biodiversity". *Solutions*, vol. 1, nr. 6, s. 34-43.

TEEB, 2008, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity-An Interim Report*. European Communities., Welzel+Hardt, Wesseling.

UNEP-WCMC, 2011, *Developing ecosystem service indicators: Experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada. Technical Series Nr. 58.

Uppenberg, S., Alemmark, M., Brandel, M., Lindfors, L-G., Marcus, H-O., Strippel, H., Wachtmeister, A., Zetterberg, L. 2001, *Miljöfaktabok för bränslen, del 2. Bakgrundsinformation och Teknisk bilaga*, IVL Svenska Miljöinstitutet, no. B1334B-2.

Wallace, K-J. 2007, "Classification of ecosystem services: Problems and solutions". *Biological Conservation*, vol. 139, nr. 3, s.235–246.

Walpole, M. m.fl. 2009, "Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond", *Science*, vol. 325, nr. 5947, s. 1503–1504.

Wischmeier, W-H. och Smith, D-D. 1978, *Predicting Rainfall-Erosion Losses From Cropland East of the Rocky Mountains*, U.S Department of Agriculture, Washington, D.C.

Zhang, Y., Singh, S., Bakshi, B-R. 2010a, "Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part I: A Critical Review", *Environmental Science Technology*, vol. 44, nr. 7, s. 2232-2242.

Zhang, Y., Baral, A., Bakshi, B-R. 2010b, "Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part II: Toward and Ecologically Based LCA", *Environmental Science Technology*, vol. 44, nr. 7, s. 2624-2631

10.2 PERSONLIGT MEDDELANDE

Hansen, Karin 2014; IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm, Mailkontakt 2014-06-24.

APPENDIX A- TERMER OCH FÖRKORTNINGAR

AP	Acidification potential (försurning)
CDB	Convention on Biological Diversity (FNs konvention om biodiversitet)
CFC	Klorflourkarbonater
CH ₄	Metan
CICES	The Common International Classification of Ecosystem Services
CO	Kolmonoxid
CO ₂	Koldioxid
EFP	Ecosystem production potential
EP	Eutrophication potential
GHG	Greenhouse gases (växthusgaser)
GIS	Grafiska informationssystem
GWP	Global warming potential
HTP	Human Toxicity Potential
ISO	International Organization for Standardization
LCA	Lifecycle assessment (livscykelanalys)
LCI	Lifecycle inventory (livscykelinventering)
LCIA	Lifecycle impact assessment (livscykelinventeringsanalys)
MA	Millennium Ecosystem Assessment
N ₂ O	Lustgas
NO ₂	Kvävedioxid
NO _x	Samlade kväveoxider
ODP	Ozone depletion potential (ozonförtunning)
PDF	Potentially disappeared fraction
PM	Particulate matter (partiklar)
POCP	Photochemical oxone creation potential (oxonbildning)

RDP	Resource depletion potential (resursanvändning)
SETAC	The Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SFP	Smog formation potential
SO ₂	Svaveldioxid
SO _x	Samlade svaveloxider
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UNEP	United Nations Environmental Programme

APPENDIX B- KLASSIFICERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER

Tabell B1. Klassificering av ekosystemtjänster från MA, TEEB samt CICES v.4.3 (Maes, m.fl. 2013).

MA-KATEGORIER	TEEB-KATEGORIER	CICES V4.3-KATEGORIER
Mat (foder)	Mat	Biomassa [näring] Biomassa (material från växter, alger och djur för jordbrukssyften)
Färskvatten	Vatten	Vatten (dricksvatten) [näring] Vatten (icke-dricksvatten) [Material]
Fiber, timmer	Råmaterial	Biomassa (fiber och andra material från växter, alger och djur för direkt användning och bearbetning)
Genetiska resurser	Genetiska resurser	Biomassa (genetiskt material från all biota)
Biokemikalier	Medicinska resurser	Biomassa (fiber och andra material från växter och djur för direkt användning och bearbetning)
Ornamentala resurser	Ornamentala resurser	Biomassa (fiber och andra material från växter, alger och djur för direkt användning och bearbetning) Biomassabaserade energikällor Mekanisk energi (djurbaserad)
Reglering av luftkvalitet	Reglering av luftkvalitet	Utjämning (<i>mediation på engelska</i>) av gas/luftflöden
Vattenrening och vattenhantering	Vattenhantering (Vattenrening)	Utjämning (av avfall, gifter och andra störningar) av biota Utjämning (av avfall, gifter och andra störningar) av ekosystem
Vattenreglering	Reglering av vattenflöden Dämpning av extrema händelser	Utjämning av vätskeflöden
Erosionsreglering	Erosionshindring	Utjämning av massflöden

MA-KATEGORIER	TEEB-KATEGORIER	CICES V4.3-KATEGORIER
Klimatreglering	Klimatreglering	Atmosfärisk sammansättning och klimatreglering
Markbildning (stödjande ES)	Upprätthållande av jordfertilitet	Markbildning och sammansättning
Pollinering	Pollinering	Upprätthållande av livscyklar, habitat och genpool-skydd
Skadedjursreglering Sjukdomsreglering	Biologisk kontroll	Skadedjurs-och sjukdomskontroll
Primärproduktion Näringsflöden (stödjande ES)	Upprätthållande av livscyklar hos vandrare arter.	Upprätthållande av livscyklar, habitat och genpool-skydd
		Markbildning och sammansättning
		Upprätthållande av vattenförhållanden
	Upprätthållande av genetisk diversitet (framförallt skydd av genpooler)	Upprätthållande av livscyklar, habitat och genpool-skydd
Spirituella och religiösa värden Estetiska värden	Spirituella upplevelser Estetisk upplysning	Spirituell och/eller symbolisk Intellektuell och representativ samverkan
Kulturell diversitet	Inspiration för kultur, konst och design	Intellektuell och representativ samverkan
Rekreation och ekoturism	Rekreation och turism	Spirituell och/eller symbolisk Fysisk och experimentell samverkan
Kunskapssystem och utbildningsvärden	Upplysning för kognitiv utveckling	Intellektuell och representativ samverkan
		Övriga kulturella utflöden (existens, testamentering)
<i>MEA tillhandahåller en globalt erkänd klassificering som används i sub-globala analyser.</i>	<i>TEEB tillhandahåller en uppdaterad klassificering, baserad på MEA. Den används i pågående nationella TEEB-studier i Europa.</i>	<i>CICES tillhandahåller ett hierarkiskt system som bygger på MEA och TEEB men är avsett för miljöredovisning.</i>

