

# Livscykelanalys av svensk textilkonsumtion

Underlagsrapport till Naturvårdsverkets  
regeringsuppdrag om nya etappmål

NV-00336-13

David Palm Steve Harris Tomas Ekvall  
B2133  
November 2013

Rapporten godkänd:  
2013-11-22

Anna Jarnehammar  
Enhetschef

<b>Organisation</b> IVL Svenska Miljöinstitutet AB	<b>Rapportsammanfattning</b>
<b>Adress</b> Box 53021 400 14 Göteborg	<b>Projekttitel</b> Etappmål textil – Livscykelanalys och samhällsekonomiska analyser
<b>Telefonnr</b> 031-725 62 00	<b>Anslagsgivare för projektet</b> Naturvårdsverket
<b>Rapportförfattare</b> David Palm Steve Harris Tomas Ekvall	
<b>Rapporttitel och undertitel</b> Livscykelanalys av svensk textilkonsumtion Underlagsrapport till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om nya etappmål	
<b>Sammanfattning</b>  <p>Målet är att visa på miljöskadekostnader kopplat till nuvarande textiltillhantering i Sverige samt effekterna då föreslagna styrmedel implementeras. Målet är också att visa på miljöpåverkan från återanvändning och återvinning av textil. Som funktionell enhet används den totala svenska konsumtionen av textil år 2010, eller 132 000 ton textil. Analysen berör textil som konsumeras inom Sverige. Produktion, återvinning och återanvändning sker till stor del utomlands och miljöeffekterna sker också i stor grad utanför Sveriges gränser.</p> <p>Skillnaden i miljöskadekostnad mellan nuvarande system och styrmedelsfallet med franska antaganden är i storleksordningen 1-7 miljarder SEK.</p> <p>Ökad återanvändning och återvinning leder till tydligt minskade totala miljöskadekostnader oavsett monetäriseringsmetod. Spannet mellan resultaten för EPS och EcoTax02 visar att miljöskadekostnaderna varierar kraftigt beroende på vilken miljöpåverkan som anses viktigast, men att de i båda fallen visar på en positiv utveckling med föreslagna åtgärder.</p> <p>Återanvändningen ger en större miljöeffekt än återvinning trots optimerad återvinning i grundfallet. Det finns dock stora osäkerheter både i hur stor andel ny textil som undviks genom återanvändning och hur den framtida prestandan för återvinning ser ut.</p> <p>De miljöskadekostnader som beräknats är troligen underskattade då effekter av vattenanvändning och toxiska utsläpp ej kvantifieras på ett tillförlitligt sätt i LCA-metodiken.</p>	
<b>Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren</b> <b>Textil, LCA, återanvändning, återvinning, värdering, etappmål</b>	
<b>Bibliografiska uppgifter</b> IVL Rapport B2133, NV-00336-13 Bilaga 1	
<b>Rapporten beställs via</b> Hemsida: <a href="http://www.ivl.se">www.ivl.se</a> , e-post: <a href="mailto:publicationservice@ivl.se">publicationservice@ivl.se</a> , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

## Innehållsförteckning

1	Inledning .....	2
1.1	Problembeskrivning .....	2
1.2	Syfte och mål.....	2
1.3	Avgränsningar .....	3
2	Bakgrund.....	3
3	Livscykelanalys .....	3
3.1	Mål.....	4
3.2	Funktionell enhet.....	4
3.3	Systemgränser .....	4
3.4	Miljöpåverkanskategorier .....	4
3.5	Viktning i monetära termer.....	5
3.6	Jämförelse av system.....	5
3.7	Tolkningsanalyser .....	5
3.8	Livscykelinventering .....	6
4	Resultatredovisning .....	11
4.1	Ytterligare resultat .....	13
5	Resultatanalys .....	16
6	Slutsatser .....	20
7	Rekommendationer och användning.....	20
8	Referenser.....	21

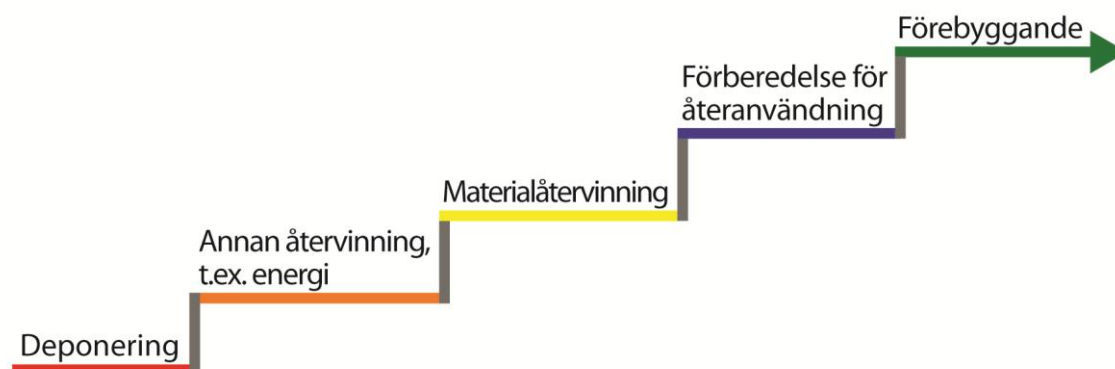
# 1 Inledning

## 1.1 Problembeskrivning

Det köps och slängs allt mer textilier i Sverige. Under 2010 konsumerade vi mer än 15 kilo textilier per person varav minst 8 kg gick till förbränning. Över hälften av de textilier som köps, slängs varje år medan endast 3 kg går till återanvändning. Det finns en potential att göra avfallshanteringen mer resurseffektiv genom att styra mer textilavfall mot återanvändning och materialåtervinning. Vad blir det miljömässiga konsekvenserna av att styra mot ökad återanvändning och återvinning och därmed minska förbränningen av textil?

## 1.2 Syfte och mål

Inom ramen för Naturvårdsverkets Regeringsuppdrag om etappmål ska forskarteamet genomföra samhällsekonomiska analyser som syftar till att identifiera en kostnadseffektiv åtgärds kombination givet definierat mål, ge förslag på potentiella styrmedel samt genomföra en analys av de samhällsekonomiska konsekvenser som uppstår på grund av målet och de föreslagna åtgärderna och styrmedel. Forskarteamet ska även genomföra en konsekvensinriktad livscykelanalys (LCA) för att utvärdera och jämföra miljöeffekterna av återanvändning, materialåtervinning och energiåtervinning av textilier i perspektiv av att nya etappmål driver på utvecklingen i enlighet med avfallshierarkin.



Figur 1 Avfallshierarkin

Målet med projektet är att ta fram vetenskapligt underlag för potentiella styrmedel som styr mot att uppnå etappmålet för textil.

## 1.3 Avgränsningar

Analysen inkluderar bomull, polyester och viskos uppräknat till den totala textilkonsumtionen i Sverige. Det är endast produktion i de största exportländerna av textil som kommer att studeras uppräknat för de totala mängderna som konsumeras i Sverige med och utan styrmedel. Miljöpåverkan vid energiutvinning, återanvändning samt återvinning genom upplösning med kemikalierna BMIM, NMMO, samt DMT-återvinning och återvinning till isolering studeras.

Monetärisering sker genom EPS(Steen, 1999) och EcoTax02(Finnveden et al., 2006) och det är därför de totala miljöskadekostnaderna som beräknas och inte enbart de externa. EPS och EcoTax02 är två vanliga metoder för att sätta kostnader på miljöpåverkan från utsläpp och resursanvändning.

## 2 Bakgrund

Naturvårdsverket har fått i uppdrag att ta fram underlag för etappmål för textilier och textilavfall. Målet ska styra mot avfallshierarkin med ökad materialåtervinning och återanvändning. För att kunna uppnå etappmålet inom textilområdet måste tydliga åtgärder och styrmedel identifieras och analyseras. Arbetet med återvinning och återanvändning inom textil är ett ännu relativt outforskat område. Frivilliga initiativ finns men bygger helt på respektive aktörs egna intresse att driva frågan framåt. Någon styrning eller lagstiftning på området finns inte. Man kan exempelvis jämföra med förpackningsindustrin och elektronikbranshen som har ett producentansvar och återvinningssystem uppbyggda för att komma upp i avfallshierarkin.

Denna rapport är en underlagsrapport till Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om nya etappmål.

## 3 Livscykelanalys

Miljöbedömningen görs som en konsekvensinriktad livscykelanalys med monetärisering av miljöeffekterna genom EPS och EcoTax02. En konsekvensinriktad analys undersöker förändring av ett system och de konsekvenser i form av marginella effekter som kan härledas till förändringen. Analysen skiljer sig därför från en bokföringsinriktad analys som används till exempel i miljömärkningssystem. Livscykelanalysen genomförs som underlag till rapporten B2132 Samhällsekonomisk analys av Etappmål Textil (Tekie et al., 2013).

### 3.1 Mål

Målet är att visa på miljöskadekostnader kopplat till nuvarande textihantering i Sverige samt effekterna då föreslagna styrmedel implementeras. Målet är också att visa på miljöpåverkan från återanvändning och återvinning av textil.

### 3.2 Funktionell enhet

Som funktionell enhet används den totala svenska konsumtionen av textil år 2010, eller 132 000 ton textil.

### 3.3 Systemgränser

Analysen berör textil som konsumeras inom Sverige. Produktion, återvinning och återanvändning sker till stor del utomlands och miljöeffekterna sker också i stor grad utanför Sveriges gränser.

Systemgränserna har satts för att täcka in alla relevanta processer som rör den svenska textilkonsumtionen. Studien täcker hela livscykeln från odling/utvinning av material till avfallshantering och återanvändning med undantag för användarfasen som inte påverkas av de undersökta styrmedlen och därför inte inkluderats.

Studien täcker inte in vattenanvändning och inte heller toxiska effekter i EcoTax02-värderingen. Toxiska effekter ingår i begränsad omfattning i EPS-värderingen.

### 3.4 Miljöpåverkanskategorier

Miljöpåverkan av systemet beräknas för växthuseffekt, försurning, övergödning och marknära ozon, se Tabell 1. Karaktäriseringsfaktorer från metoden CML2001 version November 2010 har använts för att omvandla utsläpp till dessa miljöpåverkanskategorier.

Tabell 1 Miljöpåverkanskategorier som används i studien

Miljöpåverkanskategori	Karaktäriseringsfaktor CML2001-Nov 2010	Enheter <sup>1</sup>
Växthuseffekt	GWP, 100 år	kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter
Försurning	AP	kg SO <sub>2</sub> -ekvivalenter
Övergödning	EP	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekvivalenter
Marknära ozon	POCP	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ekvivalenter

<sup>1</sup> CO<sub>2</sub> = koldioxid; SO<sub>2</sub> = svaveldioxid; PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = fosfat; C<sub>2</sub>H<sub>4</sub> = eten.

### 3.5 Viktning i monetära termer

Resultaten från livscykelanalysen viktas i monetära termer genom EcoTax02 och EPS för att ge ett jämförelsevärde av miljöskadekostnaderna till den samhällsekonomiska analysen.

Viktning är en delvis godtyckligt värdering av miljöpåverkan och två olika viktningmetoder används för att belysa de skillnader som uppstår beroende på hur miljöpåverkan värderas.

För EcoTax02 har miljöpåverkansfaktorerna begränsats till miljöpåverkanskategorierna ovan (se Tabell 1) på grund av dataosäkerhet vilket underskattar viktningen då t ex vattenanvändning och toxiska effekter ej inkluderas.

För EPS inkluderas fler utsläpp och dess effekter, men med en större osäkerhet i resultaten. För en komplett lista på miljöpåverkan som inkluderas i EPS hänvisas till (Steen, 1999)

### 3.6 Jämförelse av system

I analysen jämförs befintlig hantering av textil med teoretiska effekter av styrmedelspaket. Flera förenklingar görs i modelleringen av dessa styrmedel och andrahandseffekter inkluderas inte i analysen som t ex att den totala textilkonsumtionen kan minska då textilpriserna stiger till följd av ett producentansvar eller en råvaruskatt.

Följande parametrar har identifierats som möjliga problem för en rättvis jämförelse av de studerade systemen:

- Detaljnivån i beskrivningen av dagens situation är mycket högre än för de scenarier som fås med olika styrmedel och osäkerheten är mindre.
- Två av återvinningsteknikerna (NMMO och BMIM) finns ej operativt idag vilket gör osäkerheterna för deras prestanda stor. Detta påverkar enbart styrmedelsscenarierna.
- Kemikalieanvändningen i såväl nyproduktion som återvinning är grovt förenklad vilket kan påverka totala miljöpåverkan åt olika håll.

### 3.7 Tolkningsanalyser

För att säkerställa robusta resultat har ett flertal tolkningsanalyser genomförts.

#### 3.7.1 Känslighetsanalys

En känslighetsanalys analyserar kritiska antaganden för att svara på frågan: *Är resultaten giltiga även med andra antaganden?* Följande parametrar har studerats som känslighetsanalys:

- I grundfallet ersätter återanvänd textil ny textil till 60 %. I denna känslighetsanalys ersätts ny textil till 100 % och 30 %.
- I grundfallet antas förbränning med energiutvinning ersätta en främst biobränslebaserad fjärrvärme (60 % biomassa). I denna känslighetsanalys ersätts istället en främst fossilbränslebaserad fjärrvärme (60 % kol)
- I grundfallet antas en optimal fördelning av fibrer på lämplig återvinning där restpolyestern från BMIM-återvinning och NMMO-återvinning återvinns i DMT-återvinningsprocessen. I denna känslighetsanalys går restprodukterna istället till deponi.
- I grundfallet antas all återvinning ske i Kina. I denna känslighetsanalys antas återvinningen istället ske i Sverige.

### **3.7.2 Kontroll av fullständighet**

En kontroll av fullständighet genomförs för att svara på frågan: *Har de identifierade dataluckorna en potentiellt signifikant påverkan på resultatet och slutsatserna?* Dataluckorna studeras genom att en trolig miljöpåverkan kopplas till dem och slutsatser dras huruvida de har en noterbar påverkan på systemet.

### **3.7.3 Kontroll av överensstämmelse**

En kontroll av överensstämmelse genomförs för att svara på huruvida modellering och metodik är lämpliga för mål och omfattningen av studien. Analysen är främst kvalitativ och diskuterar de identifierade problemen i 3.6 Jämförelse av system.

### **3.7.4 Dominansanalys**

Dominansanalysen undersöker vilka livscykelphaser som har den största påverkan på slutresultatet. Produktsystem och miljöpåverkanskategorier studeras och diskuteras separat.

## **3.8 Livscykelinventering**

Detta avsnitt beskriver datainsamling, modellering och resultatet av livscykelinventeringen. Data är insamlat från flera olika källor och i flera fall justerad för att på bästa sätt beskriva system i rätt kontext. Specifika data har använts i största möjliga mån och har kompletterats av databasdata och litteratur.

Modellering och beräkningar är gjorda i LCA mjukvaran GaBi 6 Professional.



### 3.8.1 Konsumtion av textil i Sverige

2010 konsumerades 132 000 ton textil i Sverige (Carlsson et al., 2011). Sammansättningen i ingående fibrer redovisades inte i kartläggningen utan har tagits från den globala fiberrapporten från 2010 (Engelhardt, 2010) vilket ses i Tabell 2. För att förenkla modellen har ull räknats som bomull, övriga cellulosafibrer räknats som viskos och övriga syntetfibrer som polyester.

Tabell 2 Textilfibrer globalt och i modellen

Fiber	Andel av världsproduktionen	Andel i modellen
Bomull	35,8 %	37,4 %
Övriga cellulosafibrer	5,4 %	*5,4 %
Ull	1,6 %	0 %
Polyester	45,2 %	57,2 %
Övriga syntetfibrer	12,0 %	0 %
Totalt	100 %	100 %

\*viskos

### 3.8.2 Produktion och transport av textil

Fiberrapporten (Engelhardt, 2010) visar också att Kina är den största producenten av textilfiber varför både polyesterfiber och bomullsfibrer antas produceras där baserat på (Kalliala and Nousiainen, 1999) och (Ecoinvent centre, 2007). Viskosfibrer är baserad på global produktion enligt (Ecoinvent centre, 2007). Spinning (Kalliala and Nousiainen, 1999; Palamutcu, 2010), varpning, ytbehandling, vävning (Cincik and Koc, 2010; Kalliala and Nousiainen, 1999), våtprocesser (IPCC, 2003) antas alla ske i Kina med data baserat på respektive referens.

Transporter inom produktionskedjan är inkluderade som lastbilstransporter och processvärme antas komma från förbränning av naturgas medan elektricitet är baserad på kolkondenskraft.

Produktionen av textilprodukter ger upphov till 10 % spill från tillskärning och felproduktion, men själva tillverkningsprocessen är inte inkluderad.

Transport till Sverige är antagen 98 % containerfartyg från Hongkong till Rotterdam (18100km) och lastbil till Stockholm (1450km) samt 2 % flygfrakt direkt från Hongkong till Stockholm (8200km). Data för transporter är baserade på PE International (*GaBi*, 2012).

### 3.8.3 Användning av textil

Konsumenters användning av textil är inte inkluderat i studien.

### 3.8.4 Återanvändning av textil

Återanvändning av textil är baserat på nuvarande system för insamling för återanvändning av textil och inkluderar en transport till sorteringsanläggning (50km) samt containertransport till Kenya för exporterad textil. 20 % av den totala textilkonsumtionen samlas in för återanvändning och av detta går 14 % till förbränning, 24 % återanvänds i Sverige och 62 % återanvänds utomlands (Palm m fl., 2014). Privata transporter är ej inkluderade. Total återanvändningsgrad är 17 %.

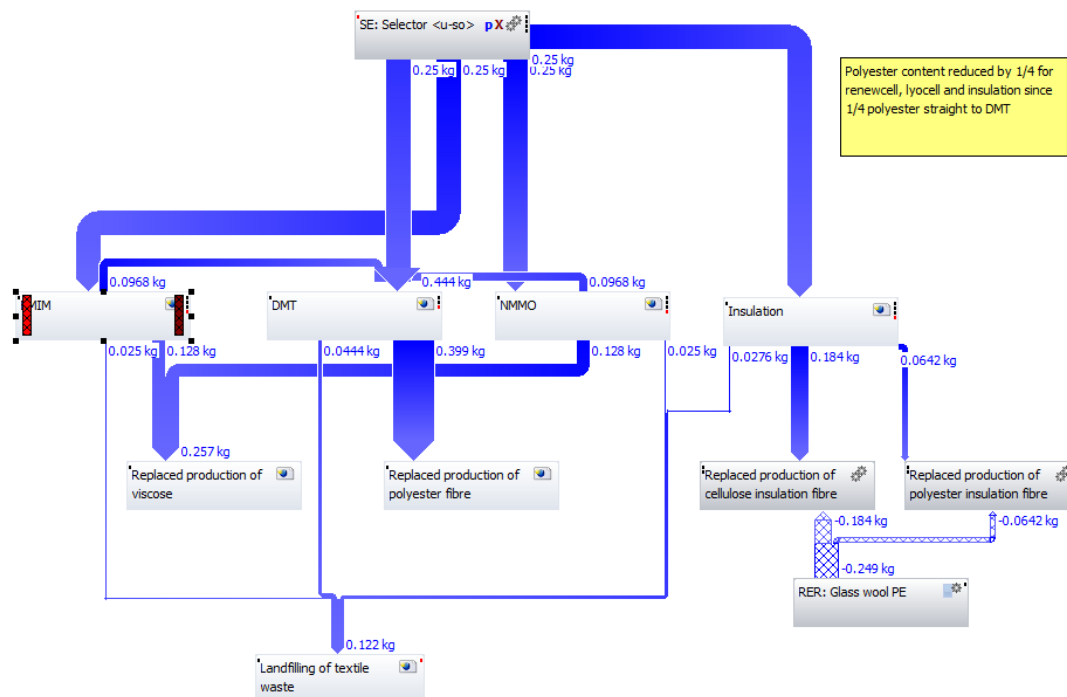
I styrmedelsfallet återanvänds 47 % med antaganden baserade på det franska producentansvaret, 44 % med antaganden baserade på det tyska insamlingssystemet och 36 % med antaganden baserade på det holländska insamlingsystemet. Detta baserat på (Tekie et al., 2013).

Baserat på Farrant, (2008) och Fisher et al. (2011) antas återanvänd textil ersätta 60 % nyproducerad textil. Detta är ett antagande som behöver vidare undersökning vilket inte kunnat inkluderas i detta arbete. Förhållandet mellan textilfibrerna vid återanvändning antas vara lika med förhållandet av nyproducerade textilfibrer.

### 3.8.5 Återvinning av textil

I nuvarande system sker ingen återvinning av textil. Det är en förenkling då delar av det exporterade textilflödet troligen går in i lågvärdig återvinning. Textil för återvinning antas transporteras 1450km (Stockholm – Rotterdam) till en sorteringsanläggning och sedan med containerfartyg till Hongkong (18100km) till respektive återvinningsanläggning.

De återvinningstekniker som studerats är BMIM (ungefär motsvarande Renewcell), NMMO, DMT och isolering. Ett scenario där 25 % av textilavfallet skickas till respektive återvinning har valts där BMIM, NMMO och isolering får blandat textilavfall medan DMT får 100 % polyester samt överbliven polyester från såväl BMIM som NMMO. Flödet ses i Figur 2.



Figur 2 Flödesschema för återvinningsprocesser

BMIM-återvinning och NMMO-återvinning är baserad på Righi and et al, (2011); Shen and Patel, (2010) och Zamani, (2011).

DMT-återvinning är baserad på Shen and Patel, (2010) och Zamani, (2011).

Isolerings-återvinning är baserad på Intini and Kuhtz, (2011) och Youhanan, (2013).

I samtliga fall kommer processvärme från förbränning av naturgas och elektricitet från kolkondens, för processutbyte och använd värme och el se Tabell 3. Produktion av ingående kemikalier är baserade på data från Ecoinvent (Ecoinvent centre, 2007).

Tabell 3 Processdata för återvinningstekniker

Återvinningsteknik	Utbyte* [%]	Värme [MJ/kg]	Elektricitet [kWh/kg]
<b>BMIM</b>	90 %	5,2	0,06
<b>NMMO</b>	90 %	5,5	0,01
<b>DMT</b>	90 %	15,8	3,3
<b>Isolering</b>	90 %	1,9	3,68

\*antaget

I styrmedelsfallet återvinns 28 % av textilen som satts till marknaden med antaganden baserade på det franska producentansvaret, motsvarande är 30 % med antaganden baserade på det tyska insamlingsystemet och 41 % med antaganden baserade på det holländska insamlingsystemet. Detta baserat på (Tekie et al., 2013)

### 3.8.6 Förbränning med energiutvinning

Förbränning av bomull och viskos är baserad på en svensk förbränning av biobaserad textil från SWEA - Swedish waste management model, (2011) och förbränning av polyester är baserad på en europeisk förbränning av PET från *GaBi*, (2012). El från naturgas och fjärrvärme med 60 % biomassa och 40 % övriga bränslen ersätts baserat på Sahlin et al., (2004).

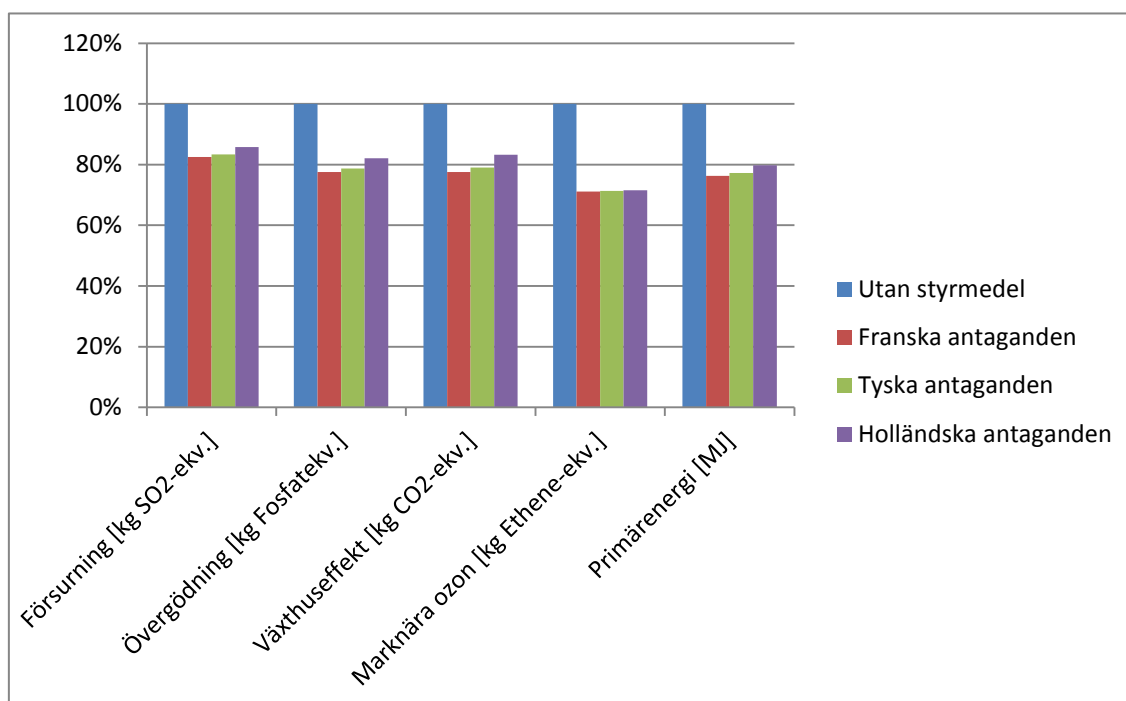
I nuvarande system går 80 % av textilavfallet direkt till förbränning och ytterligare 3 % går till förbränning från insamlingen till återanvändning.

I styrmedelsfallet förbränns 25 % av textilen som satts till marknaden med antaganden baserade på det franska producentansvaret, motsvarande är 26 % med antaganden baserade på det tyska insamlingssystemet och 23 % med antaganden baserade på det holländska insamlingssystemet. Detta baserat på (Tekie et al., 2013)

## 4 Resultatredovisning

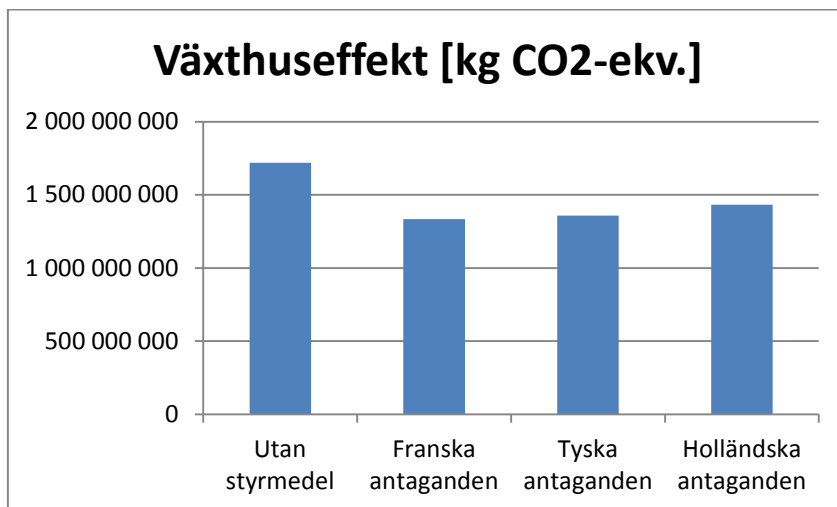
Resultaten visas per funktionell enhet (Den totala svenska konsumtionen av textil år 2010, eller 132 000 ton textil). Observera att det är en konsekvensinriktad analys och det är därför skillnaderna mellan nuvarande system och styrmedelsfall som belyses. Grundsystemets miljöpåverkan relativt andra produktsystem (som t ex elektronik eller byggmaterial) skiljer sig därmed från dessa resultat.

Normaliserade resultat för försurning, övergödning, växthuseffekt, marknära ozon och primärenergi visas i Figur 3, där fallet utan styrmedel satts till 100%. För de flesta miljöpåverkanskategorier minskar miljöpåverkan med ca 20 % oavsett antaganden. För marknära ozon minskar miljöpåverkan med 30 %.



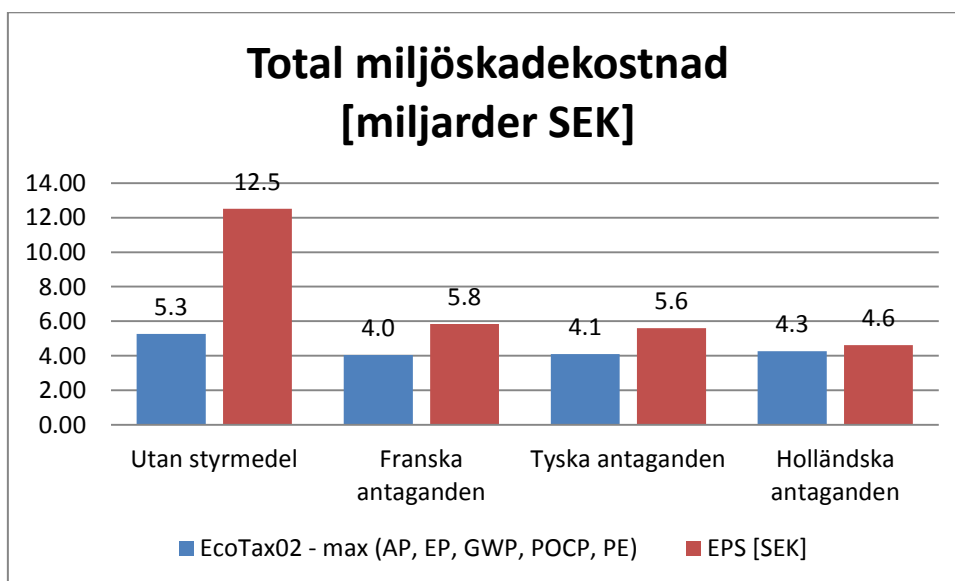
Figur 3 Normaliserade resultat för en förändring av den svenska textilkonsumtionen

Absoluta resultat för växthuseffekt ses i Figur 4. Minskningen i växthusgasutsläpp mellan det nuvarande systemet och styrmedelsfallet med franska antaganden är ca 390 000 ton koldioxidekvivalenter vilket ungefär motsvarar utsläppet från 130 000 bilar under ett år eller 40kg per svensk.



Figur 4 Resultat för växthuseffekt av en förändring av den svenska textilkonsumtionen

Figur 5 visar den totala miljöskadekostnaden för den svenska textilkonsumtionen värderat med EcoTax02 och EPS. Skillnaden i miljöskadekostnad mellan nuvarande system och styrmedelsfallet med franska antaganden är i storleksordningen 1-7 miljarder SEK.



Figur 5 Totala miljöskadekostnader enligt en begränsad version av EcoTax02 och EPS av nuvarande system och olika antaganden om insamling, återanvändning och återvinning

Tabell 4 och Tabell 5 visar mer detaljerade resultat för EcoTax02 respektive EPS.

Tabell 4 Totala miljöskadestnader enligt en begränsad version av EcoTax02 av nuvarande system och olika antaganden om insamling, återanvändning och återvinning [SEK]

[SEK]	Utan styrmedel	Franska antaganden	Tyska antaganden	Holländska antaganden
EcoTax02 - max (AP, EP, GWP, POCP, PE)	5,26E+09	4,04E+09	4,10E+09	4,26E+09
Försurning [kg SO <sub>2</sub> -ekv.]	1,22E+08	1,01E+08	1,02E+08	1,05E+08
Övergödning [kg Fosfatekv.]	6,93E+07	5,37E+07	5,45E+07	5,69E+07
Växthuseffekt [kg CO <sub>2</sub> -ekv.]	1,08E+09	8,40E+08	8,56E+08	9,03E+08
Marknära ozon [kg Ethene-ekv.]	3,48E+08	2,47E+08	2,48E+08	2,49E+08
Primärenergi (fossil)	3,53E+09	2,74E+09	2,78E+09	2,90E+09
Primärenergi (förnyelsebar)	1,10E+08	6,37E+07	6,10E+07	5,10E+07
<b>Minskad total kostnad</b>	<b>0</b>	<b>1,22E+09</b>	<b>1,16E+09</b>	<b>1,00E+09</b>

Tabell 5 Miljöskadestnader enligt EPS av nuvarande system och olika antaganden om insamling, återanvändning och återvinning [miljarder]

	Utan styrmedel	Franska antaganden	Tyska antaganden	Holländska antaganden
EPS [EUR]	1,47	0,686	0,658	0,542
EPS [SEK (1 EUR = 8,5 SEK)]	12,5	5,83	5,59	4,61
<b>Minskad total kostnad</b>	<b>0</b>	<b>6,69</b>	<b>6,93</b>	<b>7,91</b>

## 4.1 Ytterligare resultat

Dessa resultat är inte beräknade som konsekvensanalys utan följer istället bokföringsmetodiken för LCA för att visa på miljöpåverkan av produktion, återanvändning och återvinning i ett befintligt system. De kan ses som nyckeltal för produktion, återanvändning och återvinning men noteras bör att det finns stora variationer beroende på producent och teknik.

Produktion av textil antas även här ske i Kina och använda en kinesisk elmix (*Ecoinvent centre*, 2007) och värme från naturgas (*GaBi*, 2012). Transport ingår ej för nyproduktion. Återvinning sker i Kina och transporter till återvinning ingår. Återanvändning sker till 25 % i Sverige och till 75 % i Kenya inklusive transporter. Resultaten ses i Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8.

Tabell 6 Miljöpåverkan vid produktion av 1 kg textil

Miljöpåverkans-      Produktion 1 kg

kategori	Bomull	Polyester	Viskos
<b>Försurning</b> [kg SO <sub>2</sub> -ekv]	0,15	0,095	0,15
<b>Övergödning</b> [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv]	0,045	0,012	0,024
<b>Växthuseffekt</b> [kg CO <sub>2</sub> -ekv]	16	14	16
<b>Marknära ozon</b> [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ekv]	0,0058	0,011	0,0080

Tabell 7 Miljöpåverkan vid återanvändning av 1 kg textil

Miljöpåverkans- kategori	Återanvändning 1 kg jämfört med att lagra		
	Bomull	Polyester	Viskos
<b>Ersätter</b>	Bomull	Polyester	Viskos
<b>Försurning</b> [kg SO <sub>2</sub> -ekv]	-0,083	-0,053	-0,084
<b>Övergödning</b> [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv]	-0,027	-0,0067	-0,014
<b>Växthuseffekt</b> [kg CO <sub>2</sub> -ekv]	-9,3	-8,2	-9,7
<b>Marknära ozon</b> [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ekv]	-0,0033	-0,0061	-0,0046



Tabell 8 Miljöpåverkan vid återvinning av 1 kg textil

Miljöpåverkans- kategori	Återvinning 1 kg jämfört med att lagra		
	Bomull isolering	Bomull (BMIM)	Polyester DMT
<b>Ersätter</b>	Glasull	Viskos-fiber	DMT
<b>Försurning</b> [kg SO <sub>2</sub> -ekv]	0,0028	-0,040	0,0016
<b>Övergödning</b> [kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -ekv]	0*	-0,010	-0,0011
<b>Växthuseffekt</b> [kg CO <sub>2</sub> -ekv]	-1,2	-3,2	-0,15
<b>Marknära ozon</b> [kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> -ekv]	0*	-0,0025	-0,0046

\*ej exakt 0, men försumbart

## 5 Resultatanalys

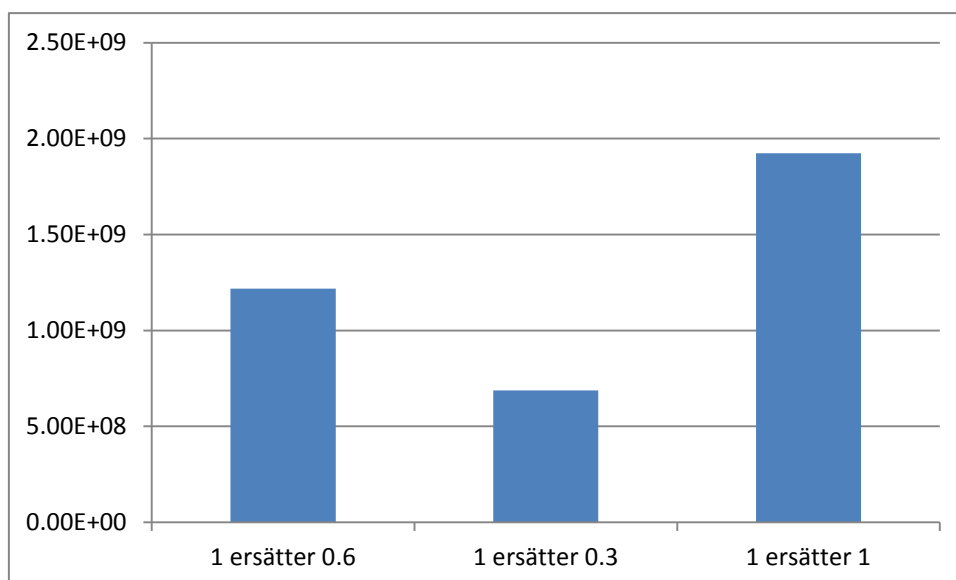
### 5.1.1 Känslighetsanalys

Ett viktigt antagande i studien är att 1 kg återanvänd textil ersätter 0,6 kg ny textil. För att undersöka effekten av en förändrad andel ersatt textil varierar faktorn med 0,3 och 1. I Tabell 9 och Figur 6 visas förändringen på EcoTax02 vid olika antaganden.

Tabell 9 Påverkan på miljöskadekostnad vid olika antaganden om ersatt ny textil vid återanvändning [miljarder SEK]

EcoTax02	Utan styrmedel	Franska antaganden	Differens
<b>1 ersätter 0,6</b>	5,26	4,04	1,22
<b>1 ersätter 0,3</b>	5,57	4,88	0,69
<b>1 ersätter 1</b>	4,85	2,92	1,92
<b>Differens 0,3 – 1</b>	0,41	1,12	0,70

Figur 6 visar hur miljöskadekostnaden minskar till följd av genomförda åtgärder med olika antaganden om ersättning av ny textil vid återanvändning.



Figur 6 Påverkan på minskad miljöskadekostnad vid olika antaganden om ersatt ny textil vid återanvändning [SEK]

Om återanvänd textil endast ersätter ny textil till 30 % minskar skillnaden i miljöskadekostnad mellan grundfallet och åtgärderna (Franska antaganden) till knappt 60

%. Om ny textil istället ersätter i ett 1/1-förhållande ökar skillnaden med 55 %. Detta är alltså ett mycket centralt antagande och bör studeras vidare i framtida studier.

I grundfallet antas förbränning med energiutvinning ersätta en främst biobränslebaserad fjärrvärme (60 % biomassa). I denna känslighetsanalys ersätts istället en främst fossilbränslebaserad fjärrvärme (60 % kol).

Miljöskadekostnaden enligt EcoTax02 påverkas av ändrad fjärrvärmemarginal enligt Tabell 10 vilket är marginellt och detta behöver alltså troligen inte studeras vidare.

Tabell 10 Påverkan på miljöskadekostnad vid ändrad fjärrvärmemarginal [miljarder SEK]

EcoTax02	Utan styrmedel	Franska antaganden	Differens
<b>Biobränslebaserad fjärrvärme</b>	5,26	4,04	1,22
<b>Kolbaserad fjärrvärme</b>	5,12	4,00	1,12
<b>Differens</b>	0,14	0,04	0,10

I grundfallet antas en optimal fördelning av fibrer på lämplig återvinning där restpolyestern från BMIM och NMMO återvinns i DMT-processen. I denna känslighetsanalys går restprodukterna istället till deponi. Miljöskadekostnaden enligt EcoTax02 påverkas av den ej optimerade återvinningen enligt Tabell 11. Detta då återvinningen av naturfibrer har en bättre miljöprestanda än DMT återvinningen samtidigt som deponering av syntetiska fibrer har en lägre miljöpåverkan än deponering av naturfibrer.

Tabell 11 Påverkan på miljöskadekostnad vid ej optimerad återvinning [miljarder SEK]

EcoTax02	Utan styrmedel	Franska antaganden	Differens
<b>Optimerad återvinning</b>	5,26	4,04	1,22
<b>Ej optimerad återvinning</b>	5,26	4,13	1,13
<b>Differens</b>	0	0,09	0,09

I grundfallet antas all återvinning ske i Kina. I denna känslighetsanalys antas återvinningen istället ske i Sverige. Parametrar för energiproduktion har därför ändrats till svensk marginal med el producerad av naturgas och värme producerad av 60 % biomassa och 40 % andra bränslen (Sahlin et al., 2004). Skillnaden på systemet blir mycket liten då påverkan på försurning, övergödning, marknära ozon och primärenergi ökar något (<1 %) och påverkan på växthuseffekten minskar något (ca 1 %).

### 5.1.2 Kontroll av fullständighet

Kemikalieanvändningen i produktions- och återvinningsprocesser är troligen underskattad då endast större kända insatskemikalier inkluderats. För att studera effekten på systemet dubbleras de kända kemikaliemängderna där så är möjligt. Skillnaden i miljöskadestnad mellan systemen blir liten men det är tydligt att kemikalieanvändningen har viss påverkan på miljöpåverkan i båda de jämförda systemen och osäkerheter i modellen kan därför ha stor betydelse för produktion och återvinning.

Tabell 12 Fullständighetsanalys för kemikalieanvändning

EcoTax02	Utan styrmedel	Franska antaganden	Differens
Grundfall	5,26	4,04	1,22
Ökad kemikalieanvändning	5,76	4,45	1,21
Differens	0,50	0,41	0,09

Två av de viktigaste faktorerna för textilproduktion ingår ej fullt ut i analysen: Vatten och toxiska effekter. Dessa påverkansfaktorer är inte lämpliga att beräkna med LCA-metodik främst på grund av att de är starkt lokala effekter. De har för textil en viktig påverkan som därmed inte är inkluderad i beräknade miljöskadestnader vilket kan göra dem grovt underskattade. Bomullsproduktion kräver i storleksordningen 7-29 kubikmeter vatten per kg vid produktion i vattenstressade områden vilket inte ingår i de beskrivna miljöskadestnaderna.

### 5.1.3 Kontroll av överensstämmelse

Detaljnivån i beskrivningen av dagens situation är mycket högre än för de scenarier som fås med olika styrmedel och osäkerheten för flöden är lägre. Studien jämför en situation som redan finns med tänkta effekter till följd av styrmedel. Genom att flera känslighetsanalyser genomförts visas olika tänkbara effekter av åtgärderna och viktiga faktorer belyses.

Två av återvinningsteknikerna (NMMO och BMIM) finns ej operativt idag vilket gör osäkerheterna för deras prestanda stor. Beroende på den tekniska utvecklingen kan dessa återvinningstekniker bli bättre eller sämre ur ett miljöperspektiv. Då studien är framtidsinriktad är det dock viktigt att inte enbart inkludera återvinning som finns på plats utan att även ge utrymme för teknik som inom kort kan komma att bli operativ.

Kemikalieanvändningen i såväl nyproduktion som återvinning är grovt förenklad vilket kan påverka totala miljöpåverkan åt olika håll. Kemikalieanvändning varierar kraftigt mellan olika textilier, geografisk placering av produktion och återvinning och kan komma att ändras framöver. De volymmässigt stora kemikalieprodukterna har inkluderats i studien och med givna resurser för studien kunde en djupare genomgång ej genomföras.

#### **5.1.4 Dominansanalys**

Produktion av ny textil har den största påverkan på samtliga system oavsett miljöpåverkanskategori medan den undvikna produktionen av ny textil är den viktigaste parametern av samtliga övriga delar av systemet.

I produktionen av ny textil har påverkan från fiberproduktionen en total påverkan på max ca 25 % av totala påverkan för växthuseffekt. Detta då textilproduktionen är relativt energiintensiv.

Den optimerade återvinningen står endast för ca 25 % av den samlade miljönyttan av återvinning och återanvändning trots att den hanterar uppåt 40 % av textilflödet vilket visar att återanvändningen har en större miljönytta.

## 6 Slutsatser

Ökad återanvändning och återvinning leder till tydligt minskade totala miljöskadestnader oavsett monetäriseringsmetod. Spannet mellan resultaten för EPS och EcoTax02 visar att miljöskadestnaderna varierar kraftigt beroende på vilken miljöpåverkan som anses viktigast, men att de i båda fallen visar på en positiv utveckling med föreslagna åtgärder.

Återanvändningen ger en större miljöeffekt än återvinning trots optimerad återvinning i grundfallet. Det finns dock stora osäkerheter både i hur stor andel ny textil som undviks genom återanvändning och hur den framtida prestandan för återvinning ser ut. Det är tydligt att återvinning även i en kombination av högkvalitetåtervinning och lågkvalitetåtervinning är ett bättre alternativ än förbränning med energiutvinning. Det finns dock stor förbättringspotential för återvinningsteknikerna.

De miljöskadestnader som beräknats är troligen underskattade då effekter av vattenanvändning i vattenstressade områden och toxiska utsläpp ej kvantifieras på ett tillförlitligt sätt i LCA-metodiken.

## 7 Rekommendationer och användning

Dessa resultat är framtagna som indata till den samhällsekonomiska analys som genomförs inom ramen för samma projekt.

Under rubriken ytterligare resultat tas ett antal extra resultat fram för användning även i andra sammanhang, då konsekvensbaserade LCA-resultat ej kan användas ur sin kontext. För återvinningsresultaten bör beaktas att det ersatta materialet har stor påverkan på resultatet.

## 8 Referenser

- Carlsson, A., Hemström, K., Edborg, P., Stenmarck, Å., Sörme, L., 2011. Kartläggning av mängder och flöden av textilavfall ( No. 46), SMED reports. SCB and IVL, Stockholm.
- Cincik, E., Koc, E., 2010. Analysis of Energy consumption in woven fabric production. *Fibres Text. East. Eur.* 18, 14–20.
- Ecoinvent centre. Ecoinvent data v2.0 Ecoinvent reports No. 1-25, 2007. . Swiss centre for Life Cycle Inventories.
- Engelhardt, A., 2010. The Fibre year 2009/10 - A world survey on Textile and Nonwovens Industry. Oerlikon corporation.
- Farrant, L., 2008. Environmental benefits from reusing clothes. UFF Norge.
- Finnveden, G., Eldh, P., Johansson, J., 2006. Weighting in LCA Based on Ecotaxes - Development of a Mid-point Method and Experiences from Case Studies. *Int. J. Life Cycle Assess. Special Issue on LCA methodology*, 81–88.
- Fisher, K., James, K., Maddox, P., 2011. Benefits of reuse Case study: Clothing, WRAP. GaBi professional databases, 2012. . PE International.
- Intini, F., Kuhtz, S., 2011. Recycling in buildings: an LCA case study of a thermal insulation panel made of polyester fiber, recycled from post-consumer PET bottles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 306–315.
- IPCC, 2003. Reference document on best available techniques for the textile industries.
- Kalliala, Nousiainen, 1999. Life cycle assessment - Environmental profiles of cotton and polyester/cotton fabrics. *Autex Res. J.* 1.
- Palamutcu, S., 2010. Electric energy consumption in the cotton textile processing stages. *Energy* 35, 2945–2952.
- Palm, D., m fl., 2014. A nordic strategy for collection, sorting, reuse and recycling of textiles, TemaNord. Nordic council of ministers.
- Righi, S., et al, 2011. Comparative cradle to gate LCA of cellulose dissolution with BMIM and MMNO. *Green Chem.* 13.
- Sahlin, J., Knutsson, D., Ekvall, T., 2004. Effects of planned expansion of waste incineration in the edish district heating systems. *Resour. Conserv. Recycl.* 41, 279–292.
- Shen, L., Patel, M., 2010. Life cycle assessment of man-made cellulose fibres. *Lenzing Berichte* 88, 1–59.
- Steen, B., 1999. A systematic approach to environmental priority strategies in product development (EPS). Version 2000 - Models and data of the default method ( No. 1999:5), CPM report. Environmental Systems Analysis, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- SWEA - Swedish waste management model, 2011. . Royal institute of technology.
- Tekie, H., Palm, D., Ekvall, T., Söderholm, P., 2013. Samhällsekonomisk analys av etappmål textil. IVL Svenska Miljöinstitutet och Luleå Tekniska Universitet, Göteborg och Luleå.
- Youhanan, L., 2013. Environmental assessment of textile recovery techniques - examining textile flows in Sweden MSc thesis. Royal Institute of Technology, Stockholm.

Zamani, B., 2011. Carbon footprint and energy use of textile recycling techniques. MSc Thesis. Chalmers University of Technology.