

RE: SOURCE

Slutrapport för projekt

Mätning av produktcirkularitet som ett sätt att öka resursproduktivitet

Projektperiod: Augusti 2017 till Juni 2018

Projektnummer: 42909-2

Med stöd från:



STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM

Datum

2018-06-30

Dnr

2017-005448

Projektnr

42909-2

Mätning av produktcirkularitet som ett sätt att öka resursproduktiviteten

Measuring product circularity as a means to promote resource productivity

Titel på projektet – svenska
Mätning av produktcirkularitet som ett sätt att öka resursproduktiviteten
Titel på projektet – engelska
Measuring product circularity as a means to promote resource productivity
Universitet/högskola/företag
RISE Viktoria AB
Adress
Lindholmspiren 3a, 41756 Göteborg
Namn på projektledare
Marcus Linder
Namn på ev övriga projektdeltagare
Emanuela Vanacore, Peter Altmann (RISE Viktoria AB). Lisbeth Dahllöf, Hanna Ljungkvist (IVL Svenska Miljöinstitutet)
Nyckelord: 5-7 st
Cirkulär ekonomi, indikatorer, LCA, cirkularitet, C

Med stöd från:



STRATEGISKA
INNOVATIONS-
PROGRAM

Förord

RISE Viktoria och IVL Svenska Miljöinstitutet har utvärderat en indikator, C, för den cirkulära ekonomin. Som rapporten nedan visar så fungerar indikatorn väl för att skatta produktcirkularitet för produkter som innehåller återbrukade delar och material. Indikatorn bygger på en kvot innehållandes återbrukade och primära (jungfruliga) produktdelar, där varje produkt del ges olika tyngd baserat på vilka kostnader delen ansamlat i värdekedjan. Det visar sig att C korrelerar ganska väl med livscykelbeskattning av miljöpåverkan från produktionsfasen jämfört med typiska svenska produkter. Sammanfattningsvis visar projektet att C kan vara ett potentiellt effektivt beslutsunderlag för beslutsfattare som vill prioritera mellan olika produkter, sortiment eller designval utifrån ett cirkulär ekonomiperspektiv. Rapporten visar dock också att det finns flera sammanhang där indikatorn är allt för snäv för att vara lämplig som primärt beslutsunderlag och där det även krävs hänsyn till flera miljöindikatorer.

Projektet har genomförts av och tillsammans med ett stort antal aktörer. 18 företag har deltagit och bidragit med information om sina produkter: 3STEPIT, Accus, Borgstena, Elmo leather, Godsinklösen, Hydroware elevation technology, Hr Björkmans entrémattor, Kinnarps, Modexa, Orangetek, Offecct, Essity, Swedese, Tvåpunktett, Volvo Trucks, Volvo Buses, Volvo Cars, White architects. Vi vill även särskilt tacka Sveriges Offentliga Inköpare, SCB och Upphandlingsmyndigheten för sina bidrag till utvärderingen. Även Circle Economy, FKG, Västra Götalandsregionen och Granta Design har bidragit med hjälpsamma insikter kring mätning av den cirkulära ekonomin.

Projektet har finansierats av Re:Source med stöd från Vinnova, Energimyndigheten och Formas.

Projektet har även haft stor nytta av samverkan med andra relaterade projekt finansierade av Marianne och Marcus Wallenbergs stiftelse, Naturvårdsverket och RISE fokusområde Cirkulär omställning.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
Summary	6
Inledning och bakgrund	8
Genomförande	11
Projektdeltagare	11
Stickprov	11
Metod för beräkning av C	12
Förenklad skattning av C för vissa produkter	14
Metod för beräkning av miljöpåverkan	14
Val av modell	14
Jämförelser	17
Data som efterfrågades och samlades in	17
LCA-program, antaganden och miljöpåverkansbedömning som valdes	18
Resultat och diskussion	20
Översikt C-värden och typ av cirkulering	20
Relationen mellan LCA- och C-resultaten	21
Två konkreta fall	21
Samvariation mellan erhållna C-värden och LCA-index	22
Implementering och tolkning av C i praktiska fall	25
Avgränsning för cirkulering	25
Datatillgänglighet	26
Produktkomplexitet	27
Värdering	27
Kommunikation och pedagogik	29
Likheter och skillnader i utmaningar, C jämfört med LCA	29
Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg	30
Effekter	31
Nästa steg	32
Projektkommunikation	33
Allmänheten och offentliga beslutsfattare	33
Referenser	33

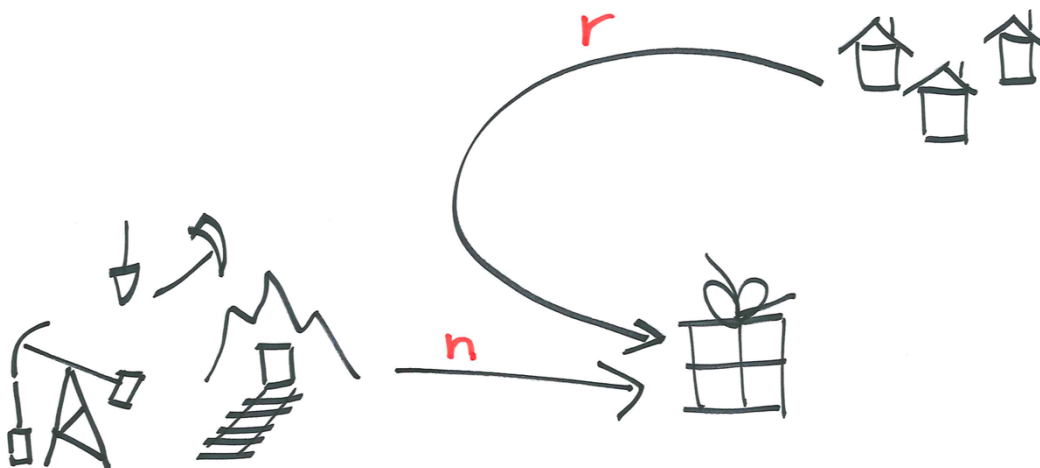
Bilagor 35

Sammanfattning

Den cirkulära ekonomin kan minska negativa miljöeffekter av ökad ekonomisk tillväxt genom effektivare bruk av material efter initial användning. Risken med alla nya idéer och rörelser så som ”cirkulär ekonomi” är att det blir mycket snack och begränsad verkstad. Ett sätt att minska den risken är att skapa tydlighet och mätbarhet.

Projektet har utvärderat en kvantitativ indikator (C) för den cirkulära ekonomin med fokus på produktnivån. Tillsammans med 18 företag har vi utvärderat praktiska svårigheter med att skatta indikatorn för verkliga produkter och tolkningsbarheten i den resulterande siffran.

C skattas som andelen av ett ting som har ”cirkulerat”, dvs lämnat en tidigare livsfas och gått in i en ny. En cirkulerad andel kan exempelvis vara stommen på ett lastbilsdäck som regummerats, vilket jämförs med tillfört primärt material så som slitbanan. Se Figur 1 nedan. Värdet på C går alltid mellan 0% och 100% och tillåter i viss mån jämförelse mellan produkter från olika produktkategorier. Indikatorn tilldelar olika delar av produkten olika tyngd beroende på skattat ekonomiskt värde, så att ta tillvara på koppar premieras framför att ta tillvara på träspån och att ta tillvara på hela komponenter premieras framför materialåtervinning. Indikatorn C beskrivs fullt här: Linder, M. , Sarasini, S. and Loon, P. (2017), A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21: 545-558. doi:10.1111/jiec.12552.



Figur 1. En schematisk bild över modellen bakom indikatorn C. Det inslagna paketet representerar produkten som utvärderas, husen tidigare bruksfaser, gruvan och oljepumpen den naturliga miljön, n primärt material, r cirkulerat material. C beräknas som r delat på $r+n$.

Jämte skattning av indikatorn C utfördes livscykelanalyser (LCA:er) för de deltagande företagens utvalda produkter. Resultaten värderades jämfört med likvärdiga normalsvenska alternativ. Detta slutvärde avseende sammanvägd miljöpåverkan enligt EPS 2015d visade sig korrelera relativt väl med indikatorn C.

Sammanfattningsvis fungerar indikatorn väl som ett mått på cirkularitetsgrad för enkla produkter som genomgått omfattande aktiviteter innan de satts på marknaden igen. Alltså fall som inkluderar användning av återvunnet material i produkter, återtillverking, renovering och användning av komponenter till nya användningsområden. Per design tar indikatorn C inte hänsyn till produktlivslängd och heller inte utsläpp som orsakas av produktens bruksfas. Indikatorn C är därmed olämplig för att värdera cirkulär ekonomi-styrkan i så kallade produkttjänstesystem och delningsekonomi. Den är också svårtolkad för direkt återbruk så som begagnatförsäljning.

Nästa steg är att utveckla förenklade skattningsmetoder för indikatorn C, förbereda standardisering och certifiering, samt utvärdera en komplettering av indikatorn som även inkluderar ekonomiskt livslängd på produktens materialryggsäck. Vi har nyligen utvecklat och inlett preliminära tester av en sådan indikator, Linjär flödeskvot (LFR) som gör detta på ett sätt som är konsekvent gentemot de teoretiska principerna för indikatorn C.

Summary

En sammanfattande beskrivning av innehållet i slutrapporten på engelska, max 4 000 tecken inklusive mellanslag. Motsvarande sammanfattning som den svenska.

The Circular Economy could reduce negative environmental impact from economic activity through more effective use of materials after initial use. The risk facing all new ideas and movements like “The Circular Economy” is that it can end up being all talk. One way to reduce the risk of such an outcome is to facilitate definitional clarity and measurability.

This project has evaluated a quantitative indicator (C) for the circular economy focused on the product level. Together with 18 companies we have examined practical challenges to estimate the indicator for real products as well as to interpretation the resulting figure.

C is estimated as the ratio of an item that has “circulated”, i.e. left a prior use phase and entered a new one. A circulated share could for instance be a casing of a retreaded tyre, which is then compared to any added virgin material such as the tread. See Figure 2 below. The value of C always ranges from 0% to 100% and to some extent allows for comparisons between products from different product categories. The indicator assigns product parts different weights based on economic value. Reusing copper is rewarded over reusing wood shavings. Reusing full components are rewarded over material recycling. The indicator in question is described here: Linder, M. , Sarasini, S. and Loon, P. (2017), A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21: 545-558. doi:10.1111/jiec.12552.

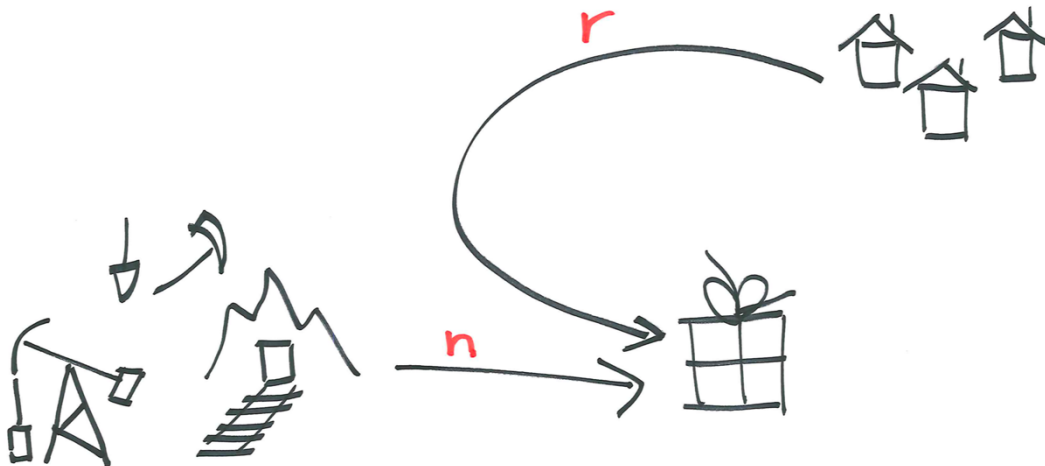


Figure 2. A schematic of the model behind the indicator C. The giftwrapped package represents the assessed product, the houses previous use phases, the mine and pump jack the natural environment, n primary material, r circulated material. C is calculated as r divided by $r+n$.

Besides estimation of the C indicator we also performed life cycle assessments (LCAs) for the selected products of the participating companies. The LCA results were divided with the results from equivalent and typical Swedish alternatives. The relative values for the weighted results according to EPS 2015d turned out to correlate with the C indicator in this study.

In summary the indicator C works rather well for measuring the degree of circularity for simple products that are put through significant activities before reentering the market. For example cases that include use of recycled materials in a product, remanufacturing, renovation and repurposing. Per design the indicator does not include product life nor emissions during the use phase. C is therefore unsuitable to assess the circular economy compatibility of so called product-service systems and the sharing economy. It is also difficult to interpret for direct reuse, for instance second hand sales.

Going forward there is a need for a simplified assessment method for the indicator C and to prepare for standardization and certification. And to evaluate a complement to C which also integrates economic life on the material footprint of a circular product. We have recently developed and begun preliminary tests of such an indicator, Linear flow ratio (LFR) which achieves this in a manner consistent with the theoretical principles underpinning the C indicator.

Inledning och bakgrund

Projektet knyter an till hållbarhet och resurseffektiv ekonomi. I den mån samhället gräver upp material, producerar prylar och slänger eller eldar upp dessa skapas negativa bieffekter. Varje produktionssteg kräver energi och skapar ofta avfall och föroreningar. Även om den allmänna trenden inom många områden är positiv så kvarstår och förvärras många problem i takt med ökat välstånd; produktion och konsumtion. Exempelvis klimatförändringar och biodiversitet. En tänkbar dellösning på utmaningen beskrivs i konceptet cirkulär ekonomi.

Den cirkulära ekonomin (CE) har framlagts som ett sätt att frikoppla ekonomisk tillväxt från miljöförstöring. CE bygger på en övergång till cirkulära materialflöden för att meningsfullt öka resursproduktivitet. Övergången kräver engagemang från tillverkningsindustrin, som behöver öka återbruk, återtillverkning och återvinning av material som ett sätt att eliminera avfall. Det finns idag inget standardsätt att jämföra cirkularitet för tillverkade produkter.

Den cirkulära ekonomin kan liknas vid en rörelse och idé snarare än en tydlig akademisk teori. Tidigt bruk av begreppet kommer av kinesisk lagstiftning och popularisering i Europa tio år senare genom rapporter från en privat stiftelse (Ellen MacArthur Foundation, 2013). Utan tydliga och kvantitativa indikatorer riskerar cirkulär ekonomi-initiativ att bli spretiga och till och med flummiga. Även om de flesta aktörer verkar seriösa så är risken på sikt överhängande att det blir uppstår så kallad green whitewashing om begreppet förblir kvalitativt. Alltså att initiativ utan tydlig effekt använder etiketten cirkulär ekonomi. Följden riskerar att bli att konsumenter och beslutsfattare genomskådar skådespelet och i slutändan avfärdar hela området som oseriöst.

För att möjliggöra en övergång till cirkulära materialflöden behöver graden av cirkularitet, d.v.s. hur hög andel av produktens värde som är återcirkulerad, kunna mätas.

På makronivå har flera mått utvecklats som bygger på massflödesanalys, men på företagsnivå finns det ingen standardmetod för att jämföra cirkularitet mellan tillverkade produkter. Vissa förslag har givits, bland annat Material Circularity Indicator (MCI) av Ellen MacArthur Foundation och Granta Design. Några begränsningar i den indikatorn är

- MCI saknar beskrivningar av praktiska tester och avgränsningar för när den passar
- MCI gör ingen skillnad på olika material, såväl gällande energiinnehåll som arbetsinsats. Armeringsjärn behandlas likvärdigt med sällsynta jordartsmetaller.
- MCI kan inte hantera eller belöna olika sorters cykler. Återtillverkning behandlas likvärdigt med materialåtervinning.
- MCI saknar riktlinjer/principer för skattning av en viktig faktor som används för att beräkna indikatorn (faktorn U).

Under projektets gång har det även presenterats ett antal andra möjliga indikatorer för den cirkulära ekonomi. Värda att nämna är Di Maio et al 2017; Figge et al 2018 och Garcia-Barragán and Rousseau 2018. Mycket av detta har god potential, men svagheter involverar brist på empiriska utvärderingar, brist på gränsdragningar för fall där indikatorerna fungerar väl, och ofta en brist på tydliga riktlinjer kring aggregationsmetod – alltså hur man behandlar en hel produkt snarare än bara beräknar indikatorn för enskilda ämnen/element som ingår i produkten.

Det har även kommit en del forskningsartiklar som fokuserar på vad sådana indikatorer kan tänkas uppfylla för kriterier. Exempelvis Valerio et al 2017; Saidini et al 2017; Walker et al 2018; och Cayzer et al 2017. Sammanfattningsvis konstaterar artiklarna att konceptet är mångdimensionellt och att om indikatorer med säkerhet ska samvariera förutsägbart med miljömässig hållbarhet så måste många olika effekter inkluderas. Vår bedömning är att om budget och enkel tolkningsbarhet/kommunikation inte utgör avgörande kriterier så är livscykelanalyser sannolikt det bästa verktyget för att skatta samtliga tänkbara miljöeffekter över produkters livscykel. I praktiken blir en fullskalig LCA dock ofta för mycket för en användare som bara vill ha en skattning av hur en produkt förhåller sig till det nya begreppet ”cirkulär ekonomi”.

I det här projektet har vi tillsammans med tillverkningsföretag utvärderat en indikator, C, för cirkularitet som fungerar på produkt, komponent och sortimentnivå. Dess definition är utvecklad i Journal of Industrial Ecology (Linder et al 2017) och bygger på principen att fokusera på hur mycket av en produkt som har ”cirkulerat” snarare än allmän miljöpåverkan. Ett sådant smalt fokus begränsar förstås användningen av indikatorn som beslutsunderlag, men möjliggör å andra sidan enkelhet och studier av hur grad av cirkulering förhåller sig till mer kompletta miljöbedömningar.

Indikatorn C bygger på följande principer:

- Cirkularitet definieras som andelen av objektet som lämnat ett tidigare liv på marknaden.
- Andelar viktas baserat på ekonomiskt värde¹ i respektive produkttdelar, i praktiken skattat inklusive processkostnader för t.ex. insamling, inspektion, rengöring, sortering, etc.

Genom att C definieras som en enkel kvot är den enkel att förstå. Dess värde ligger alltid mellan 0% och 100%. Värdet är absolut snarare än relativt, vilket betyder att i princip kan olika produktkategorier jämföras med varandra. Men C fångar också bara ingående cirkularitet – inte vad som händer med produkter och relaterat materialflöde i framtiden. C exkluderar alltså utgående cirkularitet vid produktens livsslut. Genom att viktningen baseras på ekonomiskt värde så belönas så kallade tajta eller snäva

¹ För detaljerna kring det teoretiska resonemanget hänvisas till refererad artikel där mätetalet presenteras (Linder et al 2017). För detaljer kring praktiska utmaningar hänvisas till kapitlet ”Värdering” längre ned.

cykler, ibland refererat till som att ligga högt på avfallstrappan. Exempelvis en startmotor som återtillverkas får i alla realistiska scenarion högre C-värde än en startmotor som byggs med en viss andel återvunnet stål och koppar. Detta följer av att det ligger ett högre ekonomiskt värde i en redan formgiven startmotor med stora delar inbyggd energi än generiskt formgivna koppar och stålstycken som behöver formas till en startmotor genom arbets-, energiintensiva och avfallsgenererande processer.

Värt att notera är att principen om ekonomiskt värde gör att C ändras i takt med att värdering ändras. Värdering ändras dynamiskt i en marknad och även C ändras dynamiskt i takt med att samhället och ekonomin förändras. Detta är inte en oväntad bieffekt, utan per design. Vi lever i ett föränderligt samhälle där behovet och tillgänglighet på olika material och komponenter hela tiden ändras. Det är exempelvis rimligt att prioritera att ta till vara på ett material när det finns ett bevisat och tydligt behov än det var rimligt att anta för femtio år sedan när behovet inte var validerat. Skulle det uppstå nya sätt att tillgängliggöra materialet till lägre insats än idag är det inte längre lika prioriterat att bevara i ekonomin – *relativt andra material och komponenter*. Detta skulle speglas i lägre marknadspriser för materialet. För den mesta användningen av indikatorn rekommenderar vi dock att man låser värdeskattningarna till ett visst år. Detta skapar utmaningar för jämförelser mellan två produkter som har skattas olika år. Vill man jämföra två produkter med mycket snarlika C-värden behöver skattningen av C göras för samma tidsperiod. Å andra sidan är det tveksamt om C ska utgöra ett valkriterium om C-värdet är mycket närliggande för båda produkterna. För produkter som förblir oförändrade i decennier kan det vara nödvändigt att uppdatera C-beräkningen när marknadsförutsättningarna ändrats markant genom exempelvis kraftigt ökade inköpspriser.

Indikatorn C kan användas för både intern och extern utvärdering och jämförelse av produkter. Om en kund har deklarerat en policy om att ”köpa cirkulärt” kan indikatorn vara ett sätt att definiera betydelsen av den policyn. En sådan definition kan vara användbart vid kommunikation mellan leverantörer och kund, men också för att skapa entydighet vid t.ex. offentliga upphandlingar som riskerar överklaganden. Mer sannolikt på kort sikt och i den exakta utformning av indikatorn som testats i detta projekt är att indikatorn kommer användas för intern jämförelse och utvärdering av olika designalternativ och scenarion inom ett företag. Ett företag med ambition om att bli mer cirkulärt och som står inför valet kring olika investeringar kan använda indikatorn C för att se vilka komponenter som är prioriterade att cirkulera och förlänga livet på. Värt att förtydliga är att indikatorn C bör användas fokuserat vid utvärdering av konstruktionsalternativ och affärsmodellsdesign. Det är alltså förhållandevis lätt att disaggregera ned C för praktiskt beslutsunderlag i relevanta organisatoriska enheter (design respektive affärsutveckling) för att operativt kunna utveckla verksamheten i den önskade riktningen.

Tillsammans med 18 företag och många intresserade myndigheter och andra intressenter har vi testat indikatorn C praktiskt för konkret tillämpning. Förutom C har vi även skattat miljöpåverkan medelst livscykelanalyser. Detta har möjliggjort en

utvärdering av hur väl indikatorn C samvarierar med mer etablerade miljöindikatorer för de produkter där data kunde beräknas för både C och relativ miljöpåverkan. Sammanfattningsvis visade sig korrelationen vara relativt hög med en korrelationskoefficient på 0,65-0,87, men det är viktigt att poängtera att indikatorn C är designad att mäta cykeleffektivitet – inte miljöpåverkan generellt.

Genomförande

För att utvärdera förutsättningarna att skatta cirkularitet har vi genomfört två projektsteg. I steg ett byggde vi upp ett konsortium av intresserade företag och förde dialog kring behovet av mätning av den cirkulära ekonomin. I steg två genomförde vi skattningar av C och miljöpåverkan på företagen.

Projektdeltagare

Projektet utfördes av tre grupper av deltagare. Dels forskarlaget bestående av tre forskare från RISE Viktoria: Marcus Linder (projektledare), Emanuela Vanacore, Peter Altmann, och två forskare från IVL Svenska Miljöinstitutet: Lisbeth Dahllöf och Hanna Ljungkvist. Dels specialistgruppen som rådgjorde under projektet bestående av Joakim Thornéus (Upphandlingsmyndigheten), Gunnar Lyckhage (Sveriges Offentliga Inköpare), Shyaam Ramkumar (Circle Economy), Luca Petrucci (Granta Design), Louise Sörme (SCB). Dels de deltagande företagen, se tabell 1 nedan.

Stickprov

Företag valdes ut genom kontakter och ibland företagets rykte av intresse för cirkulär ekonomi. Företagen informerades om projektets inriktning mot cirkulär ekonomi och att de var tvungna att investera tid och data för att kunna delta. Det rör sig alltså inte om ett randomiserat stickprov, utan om företag med tydligt intresse av den cirkulära ekonomin och mätning därav. Vi siktade på 20 deltagande företag och genomförde projektet som helhet med 18 företag. Stickprovet är teoretiskt motiverat i bemärkelsen att företagen valdes ut med heterogenitet i åtanke. Dels gällande produktkategori, dels typ av cirkulering och dels affärsmodell. En sammanställning av deltagande företag, produktkategori och affärsmodell visas i **Error! Reference source not found.** nedan. Notera att många av företagen har många sorters produkter, många sorters cirkulära initiativ och betalningsmodeller. Endast de varianter som undersöktes i just det här projektet listas här.

Tabell 1. Översikt av deltagande företag, produkttyp, typ av cirkulering och affärsmodell som undersöktes.

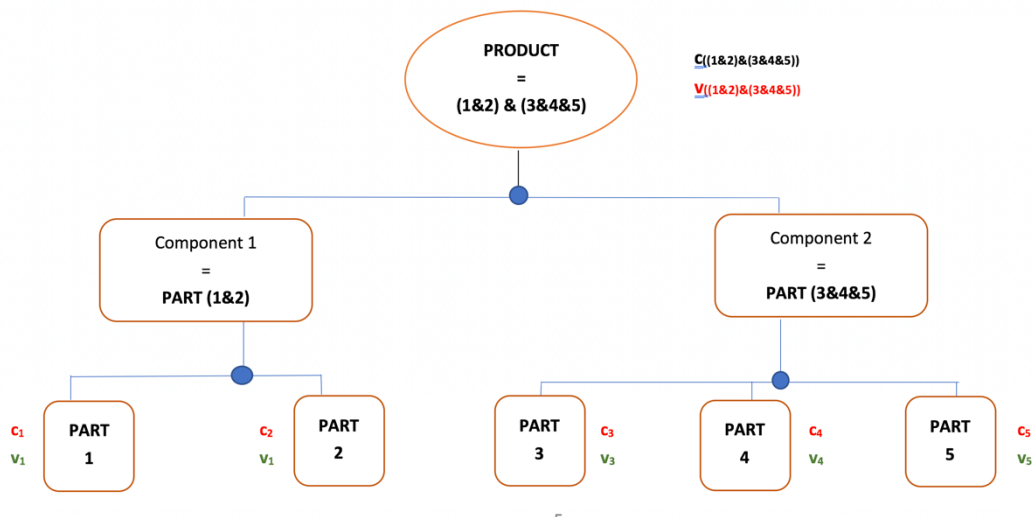
Company name	Type of circulation explored	Product Description	Business model
2P1	Repurposing	Indoor lighting solution	Pay per performance
3 STEP IT	Refurbishment	Phone	Two sided market
ACCUS AB	Recycled content, refurbishment	Outdoor glass sign	Product + services
BORGSTENA	Recycled content	Car seat textile	Product sales
ELMO LEATHER	Renewable material	Leather	Product sales
ESSITY	Recycled content	Paper and pulp-related	Two sided market
GODSINLÖSEN	Refurbishment	Laptop	Two sided market
HR BJÖRKMANS ENTREMATTOR	Maintenance, redistribution	Office carpets	Pay per access + services
HYDROWARE	Maintenance, refurbishment	Elevator	Product sales
KINNARPS	Refurbishment	Table	Product sales
MODEXA	Refurbishment	Kitchen	Product + services
OFFECCT	Recycled content	Chair	Product sales
ORANGETEK	Recycled materials, long life	Outdoor lighting solution	Product sales
STENA RECYCLING	Repurposing	Construction & drainage board	Two sided market
SWEDESE	Refurbishment	Chair	Product sales
VOLVO BUSES	Recycled content	Automotive component	Product sales
VOLVO CARS	Remanufacturing	Complex automotive component	Product sales
VOLVO TRUCKS	Recycled content	Simple automotive component	Product sales
WHITE ARKITEKTER	Repurposing	Chair	Product based service

Metod för beräkning av C

För beräkning av indikatorn C utgick vi från beskrivningen i Linder et al (2017). Alltså C skattas som andelen ekonomiskt värde i produkten som lämnat en tidigare

bruksfas delat på det totala ekonomiska värdet uppbundet i produkten när den lämnar producenten.

För att skatta ekonomiskt värde i olika produktdelar utgick vi från ett så kallat produktträd. Det är en hierarkisk representation av produkten där produktens delar representeras som förgreningar. Exempelvis en enkel cykel kan förgrenas i hjul och ram, som sen förgrenas i gummi och ekrar respektive sadel, stålstruktur och bromsar, osv. Trädet behöver bara beskrivas till nivån där man kan ange ett både ekonomiskt värde på produktdelen och huruvida produktdelen har lämnat bruksfasen eller är jungfrulig. Mellan varje produktdel så tillkommer värdeadderande processer – t.ex. inspektion, förflyttning eller montering. Ett sådant träd illustreras i Figur 3 nedan. Skälet till att man behöver bryta ned produkten i ett produktträd är för att göra indikatorn neutral mot organisatoriska gränser – så kallad outsourcing. En insamlad, tvättad, inspekterad och kvalitetssorterad använd komponent har ett annat ekonomiskt värde än en smutsig och osorterad använd komponent kvar hos tidigare brukare. Skulle man inte räkna med kostnaderna för sådana aktiviteter i produktdelens värde skulle indikatorn visa olika resultat beroende på om man köpte färdigsorterade produktdelar eller hämtade gamla produkter direkt från kunden.



Figur 3. Ett så kallat produktträd som visar produktens sammansättning.

För att utvärdera företagens svårighet att applicera indikatorn C försökte vi i möjligaste mån få representanter från deltagande företag att utföra beräkningarna själva. För att öka sannolikheten att få fram ett gott dataunderlag levererade vi dock i samtliga fall stöd i beräkningarna från forskarlaget på RISE Viktoria. En handbok och tillhörande Excelark togs fram och tillhandahölls till alla deltagare. Dessa två dokument ligger som bilagor till denna rapport.

När produktträdet var uppritat utfördes beräkning av indikatorn C genom applicering av regel 1, regel 2 och regel 3 enligt beskrivningen i bilaga 1 – GUIDELINES FOR IMPLEMENTING CIRCULARITY METRIC & RELATED ENVIRONMENTAL INDICATORS.

Förenklad skattning av C för vissa produkter

I vissa sammanhang så visade det sig att data för delkomponenter saknades de deltagande företagen. Detta berodde i tre fall på att företaget köpte komplicerade komponenter från externa leverantörer och i ett fall på en kombination av leverantörer och att komponentens komplexitet (stora antal delar) gjorde det opraktiskt att försöka få fram alla nödvändiga data inom projektets ramar. När det blev tydligt att data saknades gjorde vi valet att istället skatta C på ett förenklat sätt. Metoden där var sådan att vi sökte hitta en gemensam nivå i produktträdet där data kunde vara känd för alla delar. I tre av fallen var den nivån ”råmaterial”. I ett av fallen identifierades en annan gemensam nivå i produktträdet, kallat ”sub assemblies”. För dessa fanns en god skattning av ekonomiskt värde på komponenterna och andel återbrukade delar genom återtillverkningsflödet. I princip borde detta kvalificera beräkningen till en komplett skattning av C, men i praktiken fanns ett så pass stort hemlighetsmakeri kring ingående siffror och därmed osäkerhet bland forskarna kring siffrornas pålitlighet att vi valde att kategorisera skattningen som ”förenklat C”.

Metod för beräkning av miljöpåverkan

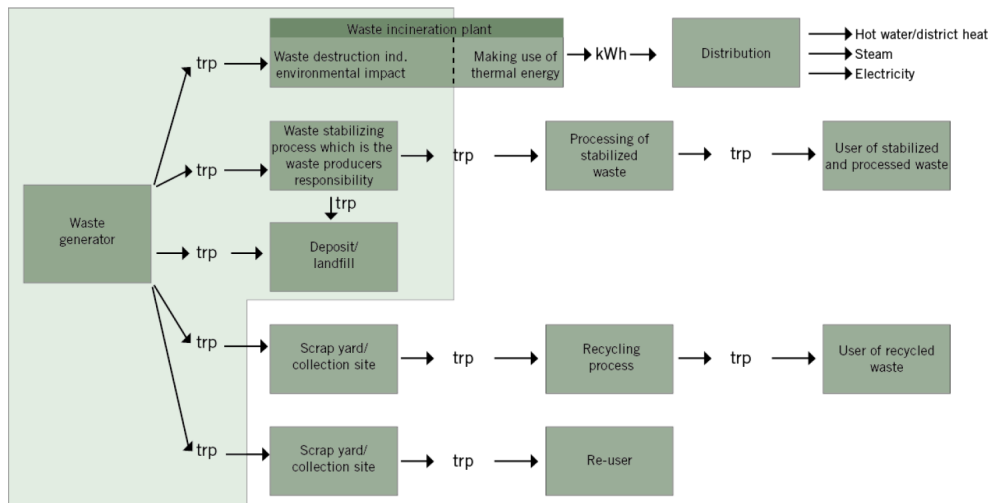
För beräkning av miljöpåverkan valdes livscykelanalys (LCA). Den finns beskriven i standarderna ISO 14040 och ISO 14045 (SIS, 2006 a och b). LCA beskriver miljöaspekter och miljöpåverkan genom en produkts hela livscykel, det vill säga råmaterialutvinning, produktion, användning och avfallshantering. Målet i detta projekt var att miljömässigt jämföra den produkt vars C som mätts, med en typisk svensk motsvarande produkt, om realistiskt, samma konstruktion fast levererad som brukligt är, som referens, se nedan under kapitlet *Jämförelser* för resonemanget. Data skulle i möjligaste mån gälla för dagens genomsnitt i Sverige. Mottagare av resultatet antas vara företag och personer som intresserar sig för hur C kan mätas och hur den indikatorn korrelerar mot miljöaspekter.

Val av modell

Inom livscykelanalysen finns det olika sätt att räkna ut miljöpåverkan av en produkt bland annat eftersom den oftast påverkar produktionen av andra, till exempel vad gäller användande av återvunnet material eller när den skickas för återvinning. Därför finns det olika varianter av livscykelanalyser fast de alla innefattas av ISO-standarderna 14040 och 14044. Dessa övervägdes:

1. LCA typ 1: Förorenaren betalar-principen (polluter pays principle, PPP (OECD (1972))).

I Figur 4 syns systemgränsen vid skrotning för förorenaren betalar-principen. Den produkt som ger upphov till föroreningen, tillskrivs miljöpåverkan. Därför är det nästa produkt som använder återvunnet material som tillskrivs miljöpåverkan från återvinningen. Samma princip gäller om energi används från en förbränningsanläggning.



Figur 4. Avfallet delas upp mellan flera produkt- och energisystem. Den gröna ytan är den del som miljömässigt tillskrivs den produkt som gett upphov till avfallet. Miljöpåverkan från avfallet i den vita ytan som återvinns tillskrivs den nya produkt som tillverkas av det återvunna materialet (EPD, 2017).

Fördelen är att principen är lätt att tillämpa och tydlig. Det är ingen risk för att man missar viss milöpåverkan som krediterats för en produkt och som därför borde tillskrivas nästa som använder det återvunna materialet från föregående produkt. Nackdelen är att producenten som använder ett primärt material, alltså för första gången, får hela milöpåverkan från dess tillverkning tillskriven sin produkt, fast många typer av rå-material, såsom exempelvis koppar, ofta används många gånger. Komponenter som återanvänds är också ”gratis” miljömässigt.

Denna princip används exempelvis för certifierade miljövarudeklarationer, EPD® (EPD, 2017).

2. LCA typ 2: EU:s Product Environmental Footprint (PEF, produkters miljöavtryck)

Inom EU har man nyligen tagit fram principer för att räkna fram miljöavtryck från produkter, PEF (PEF, 2018). Där vill man spegla hur stor efterfrågan på det återvunna rå-materialet är och hur mycket som återvinns. Dessutom tas hänsyn till kvaliteten och kvalitetsförluster hos materialen i form av kvalitetsfaktorer. Ekvationen för material ser ut som följande:

Material:

$$(1 - R_1)E_v + R_1 \times \left[A E_{\text{recycled}} + (1 - A) E_v \times \frac{Q_{\text{Sin}}}{Q_P} \right]$$

Övriga ekvationer redovisas i bilaga 3.

R_1 =andel återvunnet material i inflödet

E_v = emissioner och använda resurser (per funktionell enhet) för utvinning och förprocessering av primärt (jungfruligt, virgin) material.

$E_{recycled}$ (E_{rec}) = emissioner och använda resurser (per funktionell enhet) för återvinningsprocessen av det återvunna (eller återanvända) materialet inkluderande insamling, sortering och transporter.

A = allokeringsfaktor för påverkan och kreditering mellan leverantör och användare av återvunna material. Alla material har ett A bestämt av EU-kommissionen och för alla plaster är $A=0,5$ tills vidare. Med det menas att det är lika stor drivkraft att återvinna som att använda återvunnen plast och det gäller alltså alla plasttyper.

Q_{sin} = kvalitet av ingående sekundärt material

Q_p = kvalitet av primärt material

(PEF 2018)

3. LCA typ 3: Enligt PEF-metodikprincipen men med större hänsyn tagen till olika materials återvinningsgrad

Vi såg att det är skillnad mellan olika typer av återvunnen plast. För vissa produkter, i det här fallet tyg, används återvunnen polyester av högsta kvalitet (bottle grade). Men själva produkten materialåtervinns sannolikt inte. Det som alltså sannolikt sker är att man köper på en marknad av återvunnen polyester från flaskåtervinning och använder till annat än flaskor. Därför måste PET-flasktillverkningen eventuellt tillföra mer primär polyester än som annars hade varit fallet om endast den återvunna flaskpolyestern. Om man ansätter $A=0$ för tyget med "bottle grade" så återstår av ekvationen ovan, eftersom ingen återvinning av tyget sker: Miljöpåverkan av materialet = E_v (emissioner och användande av resurser för framtagande av primärt material). Det som återstår av ekvationen ovan för material, eftersom ingen återvinning av tyget sker, är: material = E_v det vill säga emissioner och användande av resurser för framtagande av primärt material. För totalen tillkommer även miljöpåverkan från återvinningsbart material, energiåtervinning inkluderande tillgodoräkning av miljöpåverkan som undviks för nästa produkts energianvändning tack vare energiåtervinningen samt eventuell deponi, men de behövdes inte för resonemanget då antagandet är att produkten liksom referensen inte materialåtervinns.

För en annan produkt där plast används som annars skulle skickats till förbränning ansattes istället den andra extremen $A=1$. Även för denna produkt antas här ingen återvinning liksom för referensen. Då blir ekvationen för material = $E_{recycled}$, det vill säga emissioner och användande av resurser för framtagande av återvunnet/återanvänt material.

E_v är oftast mycket högre än $E_{recycled}$.

Med denna metod inkluderas alltså drivkrafterna till återvinning bättre för plasterna och kopplingen till andra produkter som konkurrerar om resurserna.

Den metod som valdes

LCA typ 3 vore den mest rättvisande ur produktsynvinkel men inte hela produktsystem med flera efterföljande produkter i livscykel och den är endast på forskningsstadiet. Dessutom krävs stor kunnsighet om drivkrafter kring flera materials återvinning. LCA typ 1 kräver ingen kunnsighet om drivkrafter kring återvinning och kvalitetsförluster, bara vilken typ av återvinning som är troligast. Därför valdes metod nummer 1: LCA typ 1 (förorenaren betalar-principen).

Jämförelser

För att kunna jämföra C med miljöpåverkan behövdes en produkt att jämföra med så att en indikator mellan 0 och 1 skulle kunna beräknas. Därför bestämdes att den analyserade produkten skulle jämföras med likvärdigt normalsvenskt alternativ alltså en typisk svensktillverkad liknande, och om realistiskt: identisk produkt där materialen köpts in på ett standardmässigt sätt utan speciella hänsyn till materials och komponenters cirkularitet. Den typiska produkten kan alltså innehålla en viss andel återvunnet material. Att inte en helt linjär svensk produkt valdes, alltså med bara primärt material, beror på att den i realiteten ofta inte finns och att det i vissa fall saknas data för 100 % primärt material i LCA-databasen, som användes. Detta gäller exempelvis rostfritt stål. Dessutom hade vi behövt räkna om de färdiga LCA-studierna på två komplexa produkter, vilket inte rymdes inom projektets omfattning. Nackdelen är en viss svårighet att bedöma hur mycket sekundärt material en typisk svensk motsvarande produkt innehåller och att referensen alltså kan innehålla återvunnet material det vill säga $C > 0$. Vårt att förtydliga här är alltså att vi jämför med liknande produkt, inte på en hypotetisk variant av samma produkt fast helt linjär. Förutom utmaningarna kring brist på data och budget som tidigare nämnt finns det ett principiellt skäl att vi inte jämför med en hypotetisk variant på samma produkt: Det är orimligt att generellt anta att en produkt som inte kan och inte ska cirkuleras skulle konstrueras på samma sätt som en cirkulär produkt. För en engångsprodukt väljer man t.ex. ofta billigare eller tunnare material än för en produkt som ska cirkuleras. Så vi har alltså valt att jämföra med den mest liknande typiska produkten på svenska marknaden idag. En svaghet i jämförelsen blir därmed att den typiska produkten har typisk cirkulering. Exempelvis delvis återvunnet stål om produkten innehåller stål. I vissa fall kommer alltså både den cirkulära produkten och jämförelseprodukten vara delvis cirkulerade. Detta försvagar sannolikt effektstorleken i vår undersökning; att ett verkligt samband mellan låg miljöpåverkan och högt värde indikatorn C inte kommer framgå så tydligt av data. Eftersom den forskningsdesign bedöms som konservativ, alltså förväntas minska det samband mellan mätesätt vi söker testa, så är bedömer vi felet som acceptabelt. Det resulterar alltså mer sannolikt i slutsatsen ”inget samband” även om ett samband egentligen existerar än tvärtom. Hittar vi ändå ett tydligt samband talar denna design för att det sannolikt existerar även om vi hade testat sambandet mot hypotetiska helt linjära produkter.

Data som efterfrågades och samlades in

Data som efterfrågades från företagen var för den valda produkten:

- Bill Of Materials (BOM), alltså material och vikt för respektive komponent
- Ritning
- Transporter till produktproducenten, typ av transport, vikt hos godset, avstånd
- Avfall i produktionen
- Energiförbrukning i produktionen och typ av energi
- Vattenförbrukning i produktionen
- Användarfasens energi-, material-, kemikalie- och vattenförbrukning
- Hållbarhet, eventuell återanvändning, samt vad som byts före återanvändning
- Design för återvinning, en blankett att fylla i med olika aspekter såsom till exempel huruvida materialet har en märkning för underlättande av återvinning
- Eventuella kemikalier som är på någon av listorna inom EU-lagstiftningen REACH eller lämplig annan lista

Alla deltagande företag fyllde i BOM och utifrån den kunde beräkningar göras. Design för återvinning var svårt att fylla i för många av produkterna. Mycket övrigt såsom transporter och resursförbrukning vid sammansättning av produkterna redovisades för vissa produkter.

För två av produkterna, renoverad växellåda från Volvo Cars och hydraulisk hiss från Hydroware fanns redan LCA-studier gjorda. Dock redovisades bara en av de här valda parametrarna, se kapitel *Val av miljöpåverkansbedömning: kategorier, viktning och indikatorer*,

För två andra produkter säljs funktion och därför ingår renovering/repairation i affärsmodellen, men detta faktum utnyttjades inte i beräkningen av C. För att kunna jämföra med C beräknades därför endast produktionen av dessa produkter och jämfördes med bedömd svensk standardprodukt trots att de miljömässigt är ännu bättre tack vare att de ersätter användandet av flera exemplar av standardprodukten antaget att miljöpåverkan från användarfasen hos standardprodukten är oförändrad över tid. Ofta sker ju energieffektivisering för användarfasen tack vare teknisk utveckling, till exempel för motorer, som kan innebära att nytillverkning ibland kan vara att föredra ur ett livscykelperspektiv.

LCA-program, antaganden och miljöpåverkansbedömning som valdes

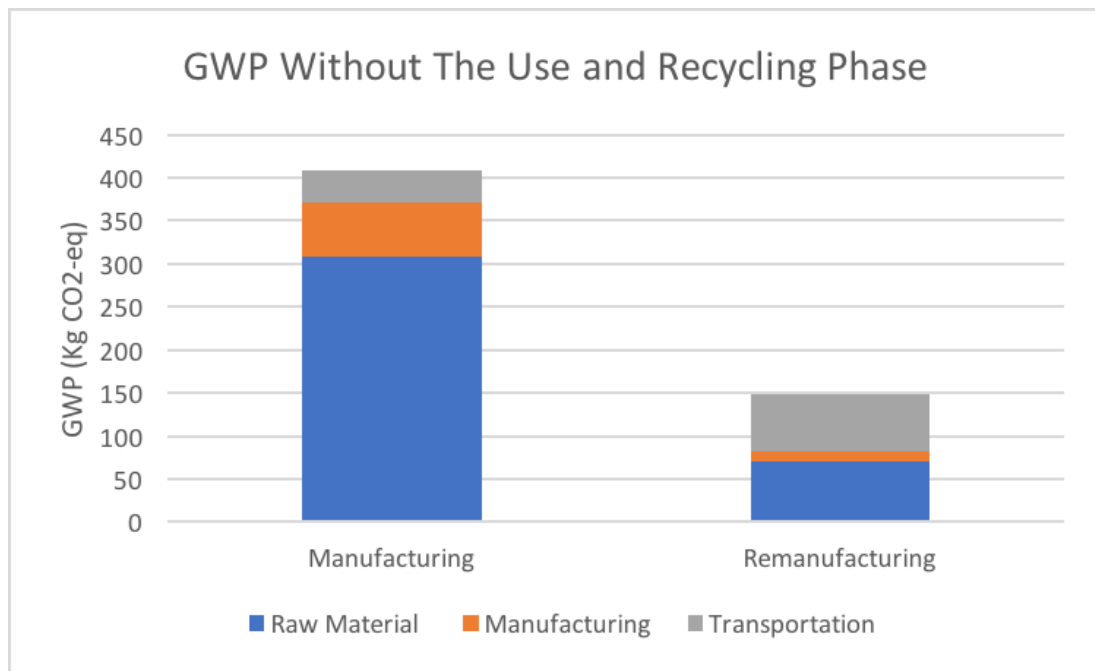
LCA-program och inventeringsdata

LCA-programmet GaBi ts från thinkstep användes för LCA-beräkningarna. Ur detta program hämtades även inventeringsdata (LCI-data) för de flesta material samt för energiförbrukning. För några återvunna material och komponenter hämtades data ur den vetenskapliga litteraturen. I bilaga 4 redogörs för de viktigaste datakällorna.

Antaganden

Miljöpåverkan från materialproduktion antogs vara den viktigaste att inkludera. Visserligen samlades data in för transporter till produktproducenten och dess energiförbrukning, men det var inte alltid som vi kunde få dessa. Men, eftersom det är en jämförelse blir felet inte så stort när detta saknas, då påverkan är samma i båda fallen och förhållandevis låg, se Figur 5 för ett exempel.

För vissa produkter inkluderades alltså transporter till och energiförbrukning i sammansättningsfabriken men ofta inte.



Figur 5. Ur LCA-studien för renovering av växellåda från Volvo Cars (fig.6.6 in Gabhane and Caddoura (2017) med tillstånd från författarna).

I samtliga fall utom för hissen var användarfasen samma som referensen och därför inkluderades den för hissen men inte för övriga produkter.

Val av miljöpåverkansbedömning: kategorier, viktning och indikatorer

Miljöpåverkanskategorierna klimatförändring och förbrukning av ändliga elementära resurser valdes eftersom växthusgaser i atmosfären måste minska på mycket kort tid, och att cirkulär ekonomi har stor tonvikt på förbrukandet av resurser.

Viktningmetoden Environmental Priority Strategies (EPS) 2015d mäter sammanvägd miljöpåverkan och innefattar därför en sammanvägning av all miljöpåverkan som vetenskapligt kan mätas standardmässigt (d=default). Det är en monetär viktningmetod främst till för användning inom konstruktion där snabba beslut angående miljöaspekter måste tas vid exempelvis materialval. Den bygger på miljöskadestånd och beräkningarna för de olika kostnaderna utgår från data från

forskningslitteraturen. Principen är kostnader för en OECD-invånare att undvika skada på människan, både dagens och kommande generationer. (Steen, 2015).

Indikatorer (LCA-index) som valdes var alltså:

1. Kategoriindikatorn GWP (100) enligt CML (CML2001-April 2016 (Guinée, o.a., 2002)) för beräkning av potentiell klimatpåverkan, Enhet: CO₂ – ekvivalenter
2. Kategoriindikatorn ADP (elements) enligt CML (CML2001-April 2016 (Guinée, o.a., 2002)) för beräkning av förbrukning av abiotiska resurser Enhet: Sb-ekvivalenter (Sb=antimon)
3. Viktningsindikatorn EPS 2015d exkluderande klimateffekter från sekundära partiklar (Steen, 2015) för beräkning av sammanvägd miljöpåverkan². Enhet: ELU (Environmental Load Unit vilket är samma som Euro beräknat för miljöskadekostnaden)

Resultat och diskussion

Av de 18 företag som deltog fick bedömda vi att 14 av dem lyckades skatta indikatorn C helt och hållet enligt de principer som beskrivits i ursprungsartikeln (Linder et al, 2017). Vi klassificerade dessa värden som ”komplett C”. I ytterligare fyra fall fick vi fram en grov skattning av indikatorn C för, men på grund av brist på leverantörsdata eller i ett fall sekretess så klassificerade vi resultatet som ”förenklat C”.

Översikt C-värden och typ av cirkulering

Indikatorn C tenderar att belöna återtillverkning och renovering över användning av återvunna material, med några undantag. Typiska värden för en återtillverkad produkt verkar ligga runt $C \approx 65\%$ och för produkter som använder återvunnet material runt 20% eller runt 95%. Skillnaden mellan de två grupperna för återvunnet material ligger i huruvida produkten i stort sett är materialet ($C \approx 95\%$)³ eller om produkten är sammansatt av många olika material där ett eller två är delvis återvunna ($C \approx 20\%$).

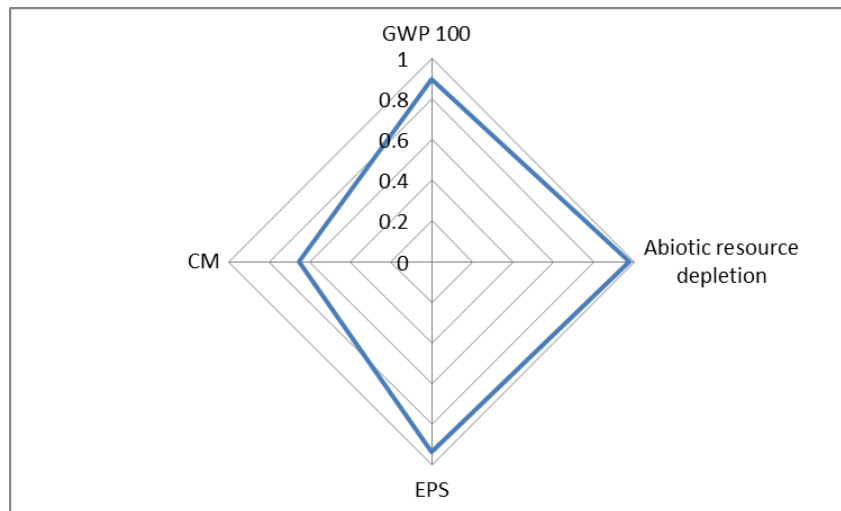
² Att vi valde att exkludera klimateffekter från sekundära partiklar här beror på att data är mycket osäkra.

³ Det är värt att nämna att denna sorts produkter ibland marknadsförs som ”100 % återvunna”. C verkar här alltså vara en mer konservativ indikator är typisk marknadskommunikation. Det beror på att C inkluderar kemikalier som konsumeras i återvinningsprocessen – som ofta är av primärt slag.

Relationen mellan LCA- och C-resultaten

Två konkreta fall

LCA-resultaten enligt formeln $1 - I_c / I_{ref}$ (I_c =indikatorn (LCA-index) för produkten (caset) och I_{ref} =indikatorn (LCA-index) för referensprodukten) jämfördes med C för respektive produkt. I Figur 6 och Figur 7 finns exempel hur de står i relation till varandra för två produkter.



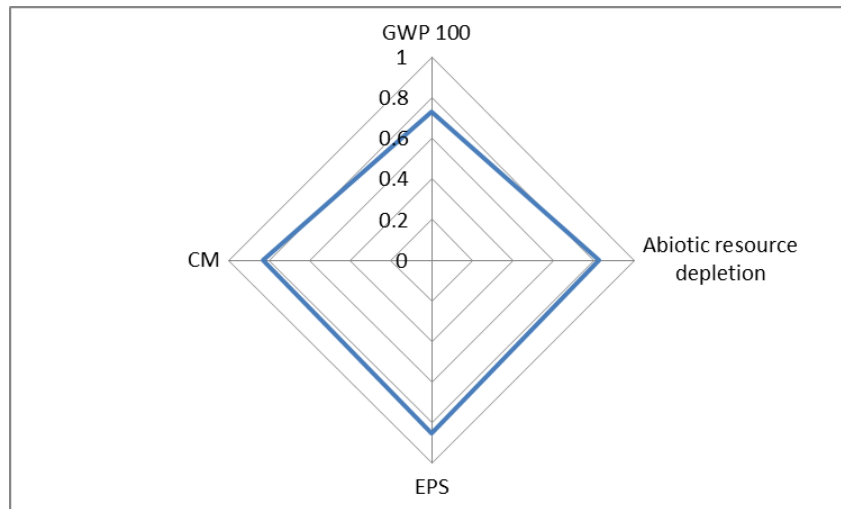
Figur 6. Renoverad möbel 1. C= 0,65

Fallet i Figur 6 gäller en möbel som till största delen består av en spånskiva och stål. Det är spånskivan som byts ut vid renovering. Renovering belönas i detta fall både för indikatorn C och miljön enligt LCA-studien. Den positiva miljöeffekten är större för de tre LCA-baserade indexen än för C

Det som återanvänds, främst stål, är mer miljöpåverkande att tillverka än det som ersätts vid renoveringen, främst spånskivan. För både LCA och C-indikatorn räknas stålet som mycket mer värt att återbruka än spånskivan. I det ena fallet på grund av miljöberäkningar av stålproduktion, i det andra fallet på grund av ståldelens dyrare framställning. Men det finns vissa principiella skillnader i hur ståldelens viktning konceptuellt hanterats här.

I LCA har vi här räknat med att det återanvända stålet helt och hållet motsvarar undviken nytillverkning av ståldelen. För C-indikatorn har ståldelens begagnade skick räknats snarare än värdet på en ny motsvarande ståldel. Konceptuellt har vi för C-indikatorn alltså *inte* räknat värdet av den återanvända ståldelen som helt likvärdig med att undvika en nyproduktion, medan vi har gjort det för LCA-studien. Båda metoderna (LCA, C-indikatorn) kan i princip justeras för att matcha det andra sättet (vikta ståldelen för kortare kvarvarande liv än en nyproduktion eller för helt undvikta nyproduktion). Exempelvis i fallet C-indikatorn kan man räkna med nypris på ståldelen vilket skulle öka C-indikatorn. En grov skattning (som ej verifierats av företaget) från tillgänglig data ger ett ungefärligt C-värde i det fallet på 80%-90%.

Men i det här projektet behandlades alltså ståldelens vikt alltså konceptuellt olika, i enlighet med standardförförande för respektive metod.

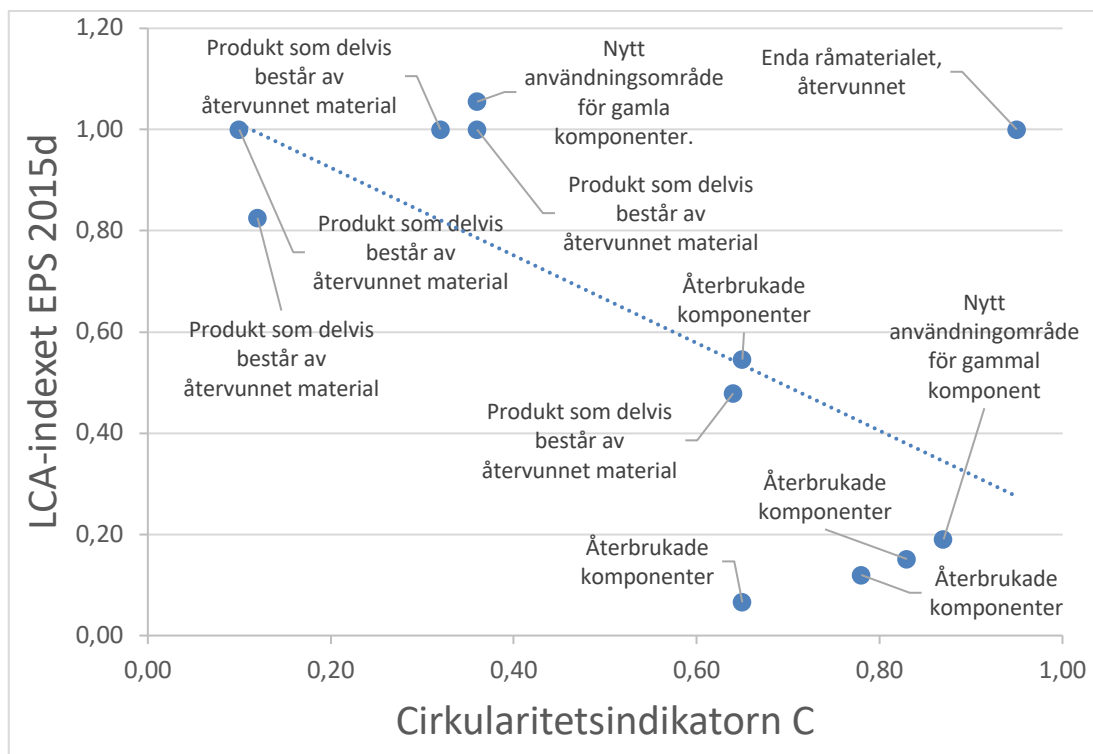


Figur 7. Renoverad möbel 2 C= 0,83

Fallet i Figur 7 gäller en möbel som har ett ulltyg som byts ut vid renovering och stål som återanvänds. För denna är storleken på C ungefär samma som för miljöindikatorerna. Även för denna möbel sparas stål, men ullen som byts är också relativt högt miljöpåverkande. Därför sammanföll dessa index. Precis som för den tidigare möbeln (ovan) så räknades stålet så att för LCA undvek man helt nyproduktion och för C undvek man bara delar av nyproduktion (begagnade ståldelens kvarvarande värde). Hade man istället räknat C som helt undvikt nyproduktion hade C blivit högre i det här fallet, men sannolikt inte så mycket högre som för den tidigare möbeln (på grund av skillnader i den specifika kostnadsstrukturen).

Samvariation mellan erhållna C-värden och LCA-index

Här tar vi samtliga observationer där vi har kompletta C-värden och det LCA-baserade indexet EPS och undersöker samvariationen mellan de olika parade observationerna. Samvariationen mellan C och LCA-indexet EPS kan illustreras med sambandsdiagram enligt nedan bild.



Figur 8. Sambandsdiagram över skattade C-värden och LCA skattning enligt EPS 2015d för I_c/I_{ref} .

Som kan utläsas av sambandsdiagrammet verkar indikatorn C samvariera med den LCA-baserade skattningen av relativ miljöpåverkan enligt den valda viktningsskattningen av EPS 2015d. Korrelationskoefficienten är lika med -0.65.⁴ Alla observationer utom en består av produkter med en blandning av cirkulerade och primära andelar. Exkluderar man fallet med renodlad materialåtervinning (som här klassats som ingen förbättring gentemot normalsvenskt alternativ⁵) landar korrelationen på -0.87. Vi ser sambandsdiagrammet och korrelationen som ett intressant resultat. Samvariationen ger goda indikationer på att cirkulering av material faktiskt ofta är något positivt ur miljöhänsyn. Detta har alltid varit ett antagande inom cirkulär ekonomi-rörelsen, men så vitt vi vet är detta den första tvärsnittsstudien som inkluderar flera olika typer av cirkulering som bekräftar

⁴ Hur nära samvarierar två variabler med en korrelation på 0.65 eller 0.87? Det kan jämföras med korrelationen mellan GDP/capita och CO₂-utsläpp/capita som år 2000 i en tvärsnittstudie var cirka 0.67 enligt OECD (2014, figur 10.6 kapitel 10).

⁵ Den delade kvalitativa bedömningen i forskarlaget är att om man hade jämfört med referensprodukter helt utan cirkulering (snarare än som idag, normalsvenska alternativ) hade korrelationen varit än starkare. Och i synnerhet för fallet med återvunnet råmaterial så hade de samvarierat väldigt mycket. Som jämförelsevärdena är framräknade nu bör nog observationen kring återvunnen råvara räknas som en "outlier" i sammanhanget och den mest rättvisande korrelationskoefficienten anses vara -0,87.

antagandet empiriskt. Dock behövs fler studier för att man ska kunna säkerställa resultatet. Dels med ett större och helst mer slumpmässigt urval (deltagarna valdes ju ut här delvis baserat på intresse för den cirkulära ekonomin). Dels där även andra typer av material ingår i produkterna. Önskvärt är också att göra mer utförliga LCA-studier och om möjligt med LCA typ 2 eller 3 samt med en helt linjär motsvarighet, alltså med endast primära material, som referens.

En annan potentiell fördel med samvariationen, speciellt om den kan bekräftas för ännu fler fall, är att för initiala och översiktliga skattningar av miljöpåverkan från produktionsfasen tycks det rimligt att välja att beräkna C eller utföra LCA utifrån kostnad. I de sammanhang där C är betydligt billigare eller enklare att genomföra än till och med en förenklad LCA skulle C kunna användas som en snabb och billig första skattning av miljövinster från ett visst cirkulärt koncept. Helst också tillsammans med en miljöbedömning av konstruktionen avseende återvinningsbarhet, toxicitet och materialinnehåll, som enkelt kan göras med EPS-index (Steen 2015). Typiska sammanhang där ett sådant kostnadseffektivt förfarande kan vara extra lämpligt är i tidiga faser av innovation innan affärsmodell och produktdesign är slutligt bestämda eller vid en lätt vidareutveckling av en befintlig produkt där man redan har en relativt god bild av miljöpåverkan.

C är någorlunda enkel att beräkna när inte för många olika sorters cykler eller nivåer av komponenter involverade. Värdet av C för initial utvärdering ökar också när tillgång till LCA-relaterade data är otillgänglig, till exempel på grund av saknade licenser eller om man saknar nödvändig LCA-kompetens. För att pålitligt och heltäckande bedöma total hållbarhetspåverkan, behövs dock fortfarande en omfattande livscykelbaserad skattning som inkluderar alla relevanta påverkanskategorier. Förslagsvis enligt LCA-metodik kompletterat med granskning av konstruktionen avseende återvinnings- och renoveringsbarhet samt toxicitetsbedömning

Från våra tester såg vi att under 10 delkomponenter verkade rimligt att hantera för manuell beräkning av C för de flesta. En fördel är också om endast en begränsad del av produktens värde kommer från leverantörer, och den större delen från den egna organisationens verksamhet. Detta på grund av datatillgänglighet.

Några begränsningar i tolkningen av samvariationen är här värda att påtala. Många produkter har sin största miljöpåverkan från användningsfasen. I fall där teknikutvecklingen snabbt minskar miljöpåverkan från användningsfasen, exempelvis genom energieffektivare motorer, så kan det vara bättre ur LCA-perspektiv att bygga helt nya produkter. Detta fångas inte av sambandsstudierna i detta projekt.

Det finns många dimensioner av miljöpåverkan. LCA-studierna som är gjorda här har inte inkluderat alla, men EPS är designad med syftet att inkludera miljöskadestånden för alla beräkningsbara miljöeffekter och med hänsyn taget till hållbar utveckling och alla kommande generationers behov. Den LCA-metod som valdes är den som liknar C mest, eftersom den har principen att förorenaren betalar

och inte tar hänsyn till andra produkters eventuella behov av de material som använts och slängts. C kan aldrig ensamt fånga all miljöpåverkan eftersom miljöpåverkan har så många dimensioner. Värt att nämna är också att om en miljöeffekt från primär produktion beläggs med avgifter eller skatter så ökar oftast C-indikatorn extra mycket när man undviker sådan primär produktion genom cirkulering. C-indikatorn kan alltså antas relativt väl samvariera med negativa miljöeffekter från materialproduktion som via marknaden eller politik har belagts med höga kostnader. För miljöpåverkansdimensionerna där marknad eller politik inte förmår prissätta miljöeffekterna kommer inte heller C-indikatorn fånga det. Och även om marknad eller politik har prissatt negativa miljöeffekter via exempelvis extra avgifter eller skatter så kan den justeringen vara fel – för låg eller för hög. Osäkerheten kring framtiden, främst framtida behov men ibland även miljöeffekter, kan vara stor. Sådana eventuella fel följer då med i C-indikatorn.⁶

Implementering och tolkning av C i praktiska fall

Ett av syftena med projektet var att utvärdera hur det praktiskt går att implementera C-indikatorn i verkliga företag. Vår sammanlagda bedömning var att indikatorn C fungerade relativt väl i termer av beräkningssvårighet, datatillgänglighet och tolkningsbarhet i ungefär hälften av alla fall vi testade, men att det fanns betydande utmaningar i flera fall. Nedan följer en kategorisering av de olika utmaningar vi dokumenterat i projektet.

Avgränsning för cirkulering

Avgränsning för när en produkt del ska anses ha cirkulerat visade sig vara en utmaning i flera fall. Exempelvis för elektronikprodukter som anmälts som trasiga men som ibland visar sig fungera utmärkt efter den initiala avborstningen, som ibland måste återtillverkas med byte av många komponenter, och hela skalan däremellan. Gränsdragningen för när något ”bara fortsätter sitt vanliga liv” och när något ”har lämnat sin tidigare bruksfas, tagits tillvara på och går in i en ny bruksfas” är många gånger glidande. Under projektet upptäckte vi att denna fråga är relativt gammal och förefaller teoretiskt svårlöst. Plutarch skrev runt Kristi födelse om Theseus skepp som successivt fick en plank efter en annan utbytt och frågade sig när det inte längre var samma skepp – exempelvis om de avlagda plankorna användes till att bygga ett nytt identiskt skepp. *Så vitt vi kan avgöra drabbar det här*

⁶ Ett alternativ till att använda samhällets demokratiskt överenskomna prissättning är att låta en kommitté av experter eller inflytelserika personer framställa en lista på ”korrekta” priser som inkluderar miljöpåverkan. Det har många fördelar så som att det är mindre trögörligt och potentiellt mer expertstyrt än demokratiska institutioner och marknader. Nackdelar jämfört med prisbaserade system inkluderar att det är svårt att korrekt poängsätta alla miljarder olika sorters komponenter som kan tänkas cirkuleras, att man inte använder lokal kunskap hos varje användare och tillverkare kring bedömt värde i olika tillämpningar, att trovärdigheten kan bli lidande då aktörer utanför kommittén motsätter sig en sådan kommittés bedömningar samt att centralisering av det slaget alltid medför en viss risk för oproportionerlig påverkan från starka särintressen så som stora företag eller starka nationer som vill skydda sin egen industri.

problemet i stort sett alla tänkbara indikatorer som fokuserar på cirkulering eller produktliv efter ett initialt liv och sannolikt även generella miljöbedömningar som vill skatta nyttan av en påstådd cirkulering. Begreppet "cirkulering" är helt enkelt konceptuellt utmanande.

Datatillgänglighet

För att beräkna indikatorn C så behövs tre sorters skattade siffror:

Andel av produktdelen som är cirkulerad. Exempelvis andelen av en viss sorts komponent som kan tas av tidigare använda produkter jämfört med andelen som behöver tas från jungfrulig tillverkning eller andelen återvunnet material i en återvunnen råvara.

Ekonomiskt värde på produktdelen (ny och cirkulerad). Exempelvis marknadsvärdet på en "core" inom återtillverkning och kostnader företaget tagit för att identifiera, samla in, sortera och förbereda komponenter för återbruk.

Tillfört värde till (sammansatta) produktdelar i produktskapandet. Exempelvis kostnader för inspektion, sortering, tvätt, logistik, böjning, sågning, målning, sammanfogning, o.dyl.

Tanken vid design av indikatorn C var att detta var siffror som ett företag borde ha koll på för sin egna internredovisning. Och för enkla produkter där deltagande företag kontrollerade hela värdekedjan fungerade detta relativt väl. Det förekom en hel del omvandlingar från skattningar av arbetstid till kostnader, men på det stora hela föreföll siffrorna trovärdiga och baserade på tidigare skattningar gjorda för andra syften.

I många (men inte alla) sammanhang där företagen köpte färdiga komponenter från externa leverantörer uppstod problem med datatillgänglighet. Ofta kunde man göra en rimlig skattning av andelen av råmaterial som är cirkulerade baserat på snitt för marknaden där leverantören köper sina råvaror, men beräkningen av total C för den levererade komponenten var beroende av antingen leverantörens egen implementering av indikatorn C eller delande av känsliga kostnadsdata. Data ur vilka en köpare kan härleda prismarginaler, vilket kraftigt försämrar leverantörens förhandlingsposition.

Vår slutsats är att indikatorn C inte till fullo kan beräknas av en OEM (original equipment manufacturer) med utkontrakterade delkomponenter utan samarbete från dess leverantörer. Indikatorn C är designad så att tillräcklig information kan delas mellan leverantörer och köpare för beräkning av C genom hela värdekedjan utan att dela känsliga kostnadsdata. Så i princip är detta ett överkomligt problem. I praktiken ser vi det som besvärligt för tidiga faser i indikatorns liv. *Därför är ett viktigt nästa steg att utvärdera en förenklad variant av indikatorn C som kan beräknas utan leverantörers samarbete.*

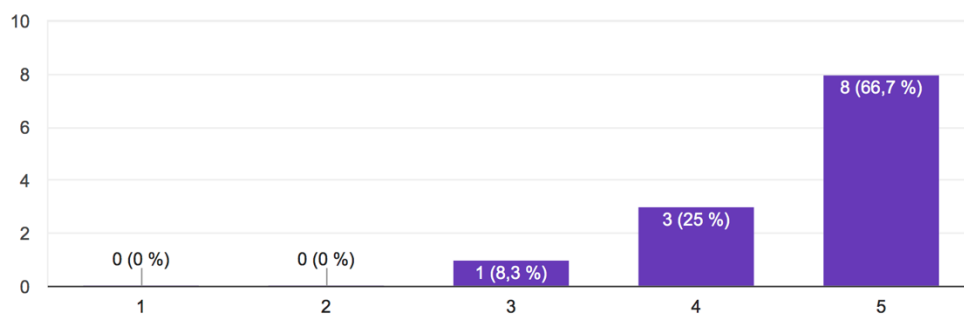
Produktkomplexitet

Vissa produkter innehåller så många delar med olika involverade cykler (typer av cirkulering) och många små delsteg av värdeadderande aktiviteter däremellan så att även om dataunderlaget är komplett så är beräkningarna besvärliga. Det är värt att nämna att antalet komponenter inte är avgörande här utan mängden olika sorters cykler kombinerat med mängden värdeadderande delsteg mellan sammanfogning av olika komponenter. Exempelvis kan det vara enkelt att beräkna C för en motorkomponent med många ingående artiklar ifall samtliga cirkulerar i lika hög grad (genom insamling av gamla s.k. ”cores”). Problemet uppstår snarare när många olika sorters cykler blandas med många små delsteg i arbetet att skapa en cirkulerad produkt.

Detta uppstod i två fall av våra 18 undersökta fall, och vi förutser att det är och framförallt kommer att bli ett relativt vanligt problem i den bredare cirkulära ekonomin. I princip är det inget problem annat än att det blir långsamt att beräkna C, men i praktiken kan det förhindra spridning av och användning av indikatorn. *Därför bedömer vi att ett viktigt nästa steg för indikatorn är att utveckla och utvärdera mjukvara för enklare, helst automatisk beräkning av C.* Detta är också något som explicit efterfrågats av flera av projektets deltagare, se Figur 9 nedan. Idealt skulle sådan mjukvara integreras med existerande ERP (enterprise resource planning) mjukvara som används av företagen. Exempelvis som en insticksmodul till lösningar från SAP eller IFS.

29. I am interested in a user friendly software application for circularity measurement

12 svar



Figur 9. Det fanns ett relativt stort intresse bland de deltagande företagen av mjukvara för enklare beräkning av indikatorn C. Svartalernativ 5 hade etiketten ”Agree”, alternativ 1 etiketten ”Disagree”.

Värdering

När man beräknar indikatorn C behöver man skatta ekonomiskt värde på de produkt delar som har cirkulerat jämfört med primära produkt delar. Primära

produkt delar är oftast enkla att skatta, man vet till vilket pris man har köpt dem för. Men cirkulerade produkt delar kan vara svårare. Speciellt i fall då företaget (eller företagets kund) samlat in gamla produkter utan att betala för dem. Detta är relativt vanligt då vi lever i en ekonomi där tidigare brukade varor ofta ses som avfall med värde noll eller lägre, snarare än resurser. I indikatorn C är brukade produkt delar per definition värdefulla insatsvaror. Lösningen på värderingsfrågan på brukade delar för indikatorn C är att försöka skatta ett hypotetiskt andrahandsvärde på den brukade produkten och sedan lägga till kostnader som har uppkommit i hanteringen. Exempelvis insamling, hantering, tvätt, inspektion, sortering, förflyttning. Tanken är att produkt delen värderas åtminstone så högt, under antagandet att annars hade inte vinstdrivna företag tagit kostnaderna för att utföra aktiviteterna. I ungefär hälften av alla studerade fall verkade det angreppsättet fungera rimligt väl med gott "face validity" enligt både forskare och företagsrepresentanter.

Större osäkerhet kring korrekt värdering uppstår dock i en del av fallen. Detta är tydligast kopplat till brukade produkt delar som är väldigt specifika för en viss användning. Exempelvis ett kök kan byggas om med återbruk av den gamla köksstommen/ramen, men begagnatpriset på en använd köksstomme är orimligt mycket lägre än värdet för den faktiska kunden. Rent praktiskt löste vi detta via triangulering mellan närliggande andrahandsvaror som handlades med större omsättning, alternativkostnaden (kostnaden att ersätta saken) och en skattning baserad på linjär avskrivning av produkt delen.

En annan situation som kan skapa svårigheter med värdering av brukade delar är när bolag genom avtal konstruerat en separat och annorlunda marknad för brukade produkter än den öppna andrahandsmarknaden. En firma som hanterar felanmäld elektronik och t.ex. sätter ihop en fungerande produkt av två trasiga produkter köper brukade produkter till schablonpris, där vissa produkter är bortom räddning, vissa är delvis funktionella och andra fungerar felfritt efter en avborstning. För de elektronikdelar som är bortom räddning betalar de överpris, men för många delar betalar de under marknadspris. Vad är rimlig värdering att använda? Vi löste det pragmatiskt genom att kolla på genomsnittet för hela flödet inklusive kostnader för inspektion, tvätt och sortering. Vår bedömning är dock att skattningen av cirkulerat värde för indikatorn C i detta fallet inte är entydig på individnivå.

En möjlig lösning vi funderat på för att lösa problemet med att internpriser kan beräknas på flera olika sätt beroende på syftet med beräkningen är att använda nypriset på även de cirkulerade produktkomponenterna. Dessa data torde vara betydligt lättare att få fram för producerande företag. Konceptuellt motsvarar det att anta att den cirkulerade produkten helt ersätter motsvarande nyproduktion. En fördel med att göra så är att det blir enkelt. En större fördel utöver enkelheten är att det också kan väntas vara mer entydigt – erbjuda mindre tolkningsutrymme än aktuell upplägg. En nackdel är att det är mindre teoretiskt stringent, en återbrukad köksstomme har exempelvis mindre kvarvarande liv än en ny stomme – vilket antyder ett lägre ekonomiskt värde. En nyproducerad stomme kan exempelvis ofta användas till två generationers kök medan en återbrukad stomme kanske bara håller

ett varv till. Strikt talat så ersätter alltså en återbrukad stomme inte helt och hållet en nyproducerad. Ett alternativt sätt att angripa problemet med icke-entydiga internpriser är att istället utgå från råmaterial. Kan man entydigt definiera en komponent eller materialnivå som ”råmaterial” kan man utgå från den nivå när man skattar priser. Ofta bör det då finnas marknadspriser på öppna marknader att använda sig av. Man tappar då precision och belönar inte snäva cykler (återbruk, återtillverkning) lika mycket längre. Vi diskuterar denna lösningen närmre under ”nästa steg” nedan.

Kommunikation och pedagogik

Ett tämligen praktiskt problem med indikatorn C är sättet vi valde att beräkna den. Vi konceptualiserade en produkt som ett hierarkiskt träd med slutprodukten längst upp och produktens delar som förgrenande noder. Från perspektivet av en systemintegrator verkar detta vara intuitivt sätt att beskriva en produkt. Exempelvis fordonsbranschen verkar kunna automatiskt få fram detta från sina system under benämningen ”product tree”. Men för många företag blev det förvirrande. Dels då de istället snarare tänker i termer av flöden: En sak kommer in i fabriken, aktiviteter och andra saker läggs till saken och en färdig produkt kommer ut ur fabriken. Dels då deras formella modell av hur produkten är sammansatt skiljer sig från den fysiska verkligheten⁷. I princip kan man översätta mellan en produktträdsbeskrivning och en flödesbeskrivning, något som vi framgångsrikt testade i ett fall (däcksregummering) utanför projektet. *Ett relevant nästa steg för att förbättra förståelsen och enkelheten i implementation för indikatorn C kan därför vara att formulera formella regler och riktlinjer för att beräkna C utifrån en flödesrepresentation av processen som skapar produkten.*

Likheter och skillnader i utmaningar, C jämfört med LCA

Som ett följd av att vi gjorde två ganska olika sorters skattningar av produkterna fick vi möjlighet att kontrastera och jämföra de olika tillvägagångssätten (LCA enligt förorenaren betalar-principen och viktningen EPS, respektive C). Intressant nog visade sig en del av utmaningarna för skattning av C delas med LCA-studierna.

Avgränsning för cirkulering. Utmaningar kring när något skall ses som cirkulerat respektive när det bara ska ses som fortsatt liv skapade konceptuella utmaningar även för LCA-studierna i vissa fall. I mångt och mycket behöver även LCA-studier bestämma sig lika mycket som indikatorn C för hur man ska tolka begreppet ”cirkulering”. Ett konkret fall som dök upp i projektet: Har en fullt fungerande elektronisk produkt som bara borstats av lite och sen direkt skickas tillbaka cirkulerat eller fortsätter den bara sitt ordinarie liv? Spelar det någon roll om avsändaren trodde att produkten var bortom räddning? Praktiskt får det implikationer i termer av i

⁷ I en majoritet av fallen visade det sig vid en följdfråga ”sätts produkten *verkligen* ihop så här?” att praktiken skilde sig från den formella modellen av produkten företaget använde sig av när de ritade upp produktträdet första gången.

vilken grad cirkuleringen kan antas bidra till *undvikt nyproduktion* för den cirkulerade produktdelen. Rent konkret skall valen man gjort här finnas definierade i ”Scope and goal”-delen av en LCA-rapport, vilket skapar transparens och underlättar tolkning. Det utesluter dock inte själva utmaningen att hitta en rättvisande gränsdragning. För transparensens skull behöver rapportering av C ta efter LCA med en liknande struktur.

Systemgränser. Inom LCA är det metodmässigt enklast att använda förorenaren betalarprincipen för beräkningarna. Detta gjordes i denna studie då denna princip ligger närmast metodiken för C, eftersom den inte inkluderar återvinningen efter produktens skrotning och eftersom att återvunnet material i produkten endast ”miljökostar” själva återvinningsprocessen, inte resurserna som är i själva materialet.

Datatillgänglighet. Utkontraktering (outsourcing) och medföljande brist på tillförlitlig data utgör ofta utmaning för LCA liksom för C. Värt att poängtera är dock att det idag delvis är löst för LCA med stora databaser med typvärden.

Transparens gentemot externa parter. Ett måttetal eller en ranking får ökad trovärdighet av att alla siffror kan granskas och verifieras av externa parter – helst inklusive kunder. Sådan transparens gentemot marknaden kan inte erbjudas med indikatorn C. Den använder sig av information som måste hållas hemlig för kunden av förhandlingsskäl. I synnerhet kostnaderna – och därmed försäljningsmarginalen – för erbjuden produkt. Det man kan erbjuda är transparens i metodik. Detta skiljer sig från LCA, där man ofta kan vara mer transparent mot externa parter. Man kan t.ex. ofta visa antalet kilogram av olika material och total energiåtgång även om processdetaljer och exakt sammansättningsordning även där ofta måste hållas hemlig av konkurrensskäl. Ska indikatorn C användas för extern kommunikation blir därför tredjepartsverifiering viktigt för trovärdighet, ungefär som för ISO 14001 baserade miljöledningssystem.

Slutsatser, nyttiggörande och nästa steg

Projektet har testat och utvärderat en ny produktnivåindikator för den cirkulära ekonomin tillsammans med livscykelanalyser. Totalt 18 företags produkter undersöktes med varierande framgång. Sammanfattningsvis så går indikatorn C att räkna ut och tolka för enkla produkter.

Kompleta skattningar av indikatorn C korrelerar i denna studie ganska bra med skattningar av relativ miljöpåverkan enligt livscykelmetodik och viktningsskattningen EPS 2015d där den studerade produkten jämförts med ett likvärdigt normalsvenskt alternativ.

Indikatorn stöter på datautmaningar vid omfattande utkontraktering i värdekedjan och vid hög grad av tillgångsspecificitet (”asset specificity”).

Det grundläggande begreppet ”cirkulering” är konceptuellt utmanande i vissa fall där tvivel råder om något cirkulerat eller bara fortsätter ett ordinarie liv. Detta torde drabba alla analyser och indikator som baseras på begreppet ”cirkulering” lika.

Överlag är indikatorn C mer lämplig för att jämföra cirkularitet hos ting som utnyttjar cykler som ”materialåtervinning” (återbruk på materialnivå), ”återtillverkning”/omfattande renovering samt uppgradering/uppnyckling (återbruk på komponentnivå) än cykler som ”återbruk” (återbruk på produktnivå).

Effekter

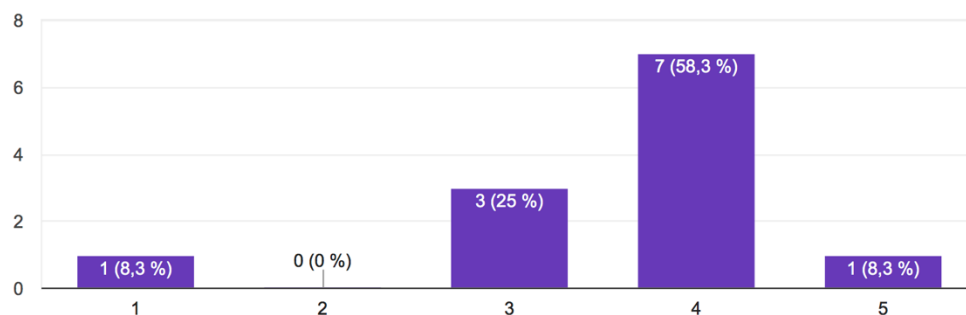
Projektet har främst syftat till att utvärdera ett måttetal och den kanske huvudsakliga effekten av projektet är därmed att vi har fått ett underlag för att gå vidare med indikatorn C och mätning av den cirkulära ekonomin i allmänhet.

Ytterligare några mer konkreta förändringar har uppstått redan som en bieffekt av projektet:

- Tre företag har uttryckligen muntligen sagt att de ämnar fortsätta använda indikatorn C, främst för interna jämförelser och utvärderingar.
- Enligt en enkät som skickades ut i slutet av projektet bedömer 8 av 12 svarande att de relativt sannolikt kommer fortsätta att använda indikatorn (Figur 10 nedan). 3 svarade att de var osäkra, där brist på belöning av lång livslängd uppgavs som ett skäl. Ett företag svarade att de inte kommer fortsätta använda indikatorn, där brist på belöning av potentiell framtida återvinning av produkten i indikatorn C uppgavs som ett skäl.

28. My company will likely continue to use the metric (beyond the project)

12 svar



Figur 10. Svar på fråga om sannolikhet att indikatorn C kommer fortsättas användas av de deltagande företagen. Svaret 1 hade etiketten ”Disagree”, svaret 5 hade etiketten ”Agree”.

Projektet har också fått en viss uppmärksamhet. Bland annat en debattartikel på [DN Debatt](#), en intervju i *Industri och Teknik*, samt en artikel i [Sveriges Offentliga Upphandlares nyhetsbrev](#). Flera organisationer och företag har hört av sig och visat intresse för indikatorn.

Tack vare utvärderingen av indikatorn C i detta projekt har andra forskningsprojekt kunnat använda indikatorn för att jämföra scenarier. I synnerhet Vinnova 2017-03735: Affärsmodellinnovation för cirkulära möbelflöden - steg 3 samt Vinnova 2016-03356: Cirkulär ekonomi ett affärsekosystem: Integrerade sensorer och ny återvinningsteknik för tunga fordonsdäck. Även RISE arbetar med "Cirkulär omställning" väntas dra nytta av arbetet, och har investerat tid i vidareutveckling av indikatorn för generalisering till fler sammanhang och affärsmodeller.

Nästa steg

Indikatorn C inkluderar inte något efter (åter-)produktionsfasen för produkter. Den utgör ett bra första steg för att skatta grad av cirkulering för produkter. Men miljö- och ekonomiska vinster från den cirkulära ekonomin kommer i slutändan inte av cirkulering per se, utan av undvikta flöden av primärt material. I ljuset av det blir en indikator som tar hänsyn till bruksfasen och senare faser ett viktigt komplement. Vi har skissat på en sådan indikator, "linjär flödeskvot" (LFR), parallellt med projektet. LFR är testad med fyra företag men mycket återstår att göra för att entydigt definiera regler för exakt hur ingående siffror ska skattas. I och med att LFR inkluderar skeenden i framtiden – efter att produkten lämnar producentens omedelbara kontroll – så blir skattningar av nödvändighet mer osäkra och diskutabla. Tydliga och entydiga principer för hur sådana skattningar får göras är nödvändiga för att jämförelser mellan produkter ska vara meningsfulla. Att reda ut detta är ett viktigt nästa steg i vår resa mot att mäta den cirkulära ekonomin.

Användning av förnyelsebara material snarare än ändliga material, så som exempelvis biologiska material snarare än fossila, belönas idag inte av indikatorn C. Eftersom biologiska material ofta framhålls som önskvärda i diskursen kring cirkulär ekonomi är det något som borde undersökas närmre. Ett möjligt förhållningssätt som skulle kunna vara kompatibelt med grundprinciperna för C är att utvärdera produktens ekonomiska livslängd jämfört med materialets förnyelsetid. Under ett sådant antagande blir skinnklädsel i en bil mer cirkulärt än en skinnkappa, trots samma råmaterial (kohudar). Vi bjuder här in andra forskare mer kunniga inom förnyelsebara material än forskargruppen i det här projektet att bidra.

För producenter med stor andel utkontrakterat arbete (levarantörskedja) är det ofta orimligt att anskaffa nödvändiga data för att skatta indikatorn C. Det är principiellt tänkbart att man kan göra en förenklad skattning av C baserat på enbart på priset och cirkuleringsgrad på ingående delar vid en given, förspecificerad "nivå" i produktträdet. En möjlig sådan nivå är råvaror. Exempelvis "rostfritt stål", "naturgummi", "koppar". Kan man hitta en sådan gemensam produktelnivå är det sannolikt att en systemintegratör har förutsättningarna att skatta en siffra som nära korrelerar med C utifrån rimliga antaganden om återvinningsgrad i olika regioner, marknadspriset för råvaran och känd information om insamling och återbruk. En fördel med ett sådant upplägg är också att det skulle tillåta samma nivå av extern datatransparens som LCA. Men för att reda ut detta behöver dels den gemensamma produktelnivån, "råvaror", definieras entydigt och korrelationen med den

kompleta indikatorn C redas ut empiriskt. Detta utgör i sig ett omfattande projekt som bör utföras tillsammans med företaget.

Vi har inte systematiskt undersökt felmarginalen i skattningen av C i projektet. Det finns flera källor till felmarginal. Dels kan produkträdet ritas fel, då intern representation av processer i projektet ofta visat sig skilja sig från de faktiska processer som utförs i verksamheten. Dels är det ibland svårt att korrekt skatta kvarvarande värde på återbrukade komponenter. I synnerhet då komponenterna har ett synnerligen specifikt användningsområde, så att de inte kan handlas på en marknad (se ”värdering” ovan). Ett område för vidare forskning är att försöka kvantifiera effekterna på slutvärdet på C från olika sorters fel. Ett sådant projekt skulle kunna utgå från testfallen i det här projektet med en del uppföljningsintervjuer kombinerat med simuleringar av beräkningarna med stokastiskt varierande ingångsvärden.

Trots vissa osäkerheter och begränsningar i tillämpliga fall bedömer vi att indikatorn C, ibland tillsammans med indikatorn LFR, är mogna för vidareutveckling mot praktiskt bruk i många sammanhang. Kanske i synnerhet just på grund av att indikatorn C är utvärderad i många olika sammanhang och branscher så att vi vet dess begränsningar. Just detta är sannolikt indikatorns största styrka jämfört med andra föreslagna alternativ som oss veterligen inte genomgått någon motsvarande ambitiös och bred utvärdering. Därför ser vi att ett naturligt nästa steg är att undersöka och utveckla förutsättningarna för standardisering och så småningom certifiering av indikatorn C (och LFR). Ett sådant projekt bör organiseras så att det kombinerar expertis inom cirkulär ekonomi, indikatorerna ifråga och standardiserade miljöskattningsmetoder, exempelvis livscykelanalyser enligt ISO.

Projektkommunikation

Allmänheten och offentliga beslutsfattare

- En artikel på [DN Debatt](#)
- En intervju i [Industri och teknik](#)
- En artikel i [Sveriges Offentliga Upphandlares nyhetsbrev](#)

Referenser

EPD (2017). General programme instructions for the international EPD® system – version 3.0 2017-12-11

Francesco Di Maio, Peter Carlo Rem, Kees Baldé, Michael Polder 2017 Measuring resource efficiency and circular economy: A market value approach in *Resources, Conservation and Recycling* 122, pp 163-171, Elsevier.

Frank Figge, Andrea Stevenson Thorpe, Philippe Givry, Louise Canning, Elizabeth Franklin-Johnson 2018 Longevity and Circularity as Indicators of Eco-Efficient

Resource Use in the Circular Economy in *Ecological Economics* 150, pp 297-306, Elsevier.

Gabhane Pranav och Mohamad Kaddoura (2017). *Remanufacturing in Circular Economy: A Gearbox Example - A Comparative Life Cycle and Cost Assessment*

Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., . Huijbregts. (2002). CML (2001). M.A.J. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I: LCA in perspective. IIa: Guide. IIb: Operational annex. III: Scientific background, 692. Kluwer Academic Publishers; ISBN 1-4020-0228-9

J.F. Garcia-Barragán and Sandra Rousseau 2018, Defining and measuring the circular economy: A mathematical approach, *preprint accessed on Research gate 2018-03-17*.

Linder, M. , Sarasini, S. and Loon, P. (2017), A Metric for Quantifying Product-Level Circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21: 545-558. doi:[10.1111/jiec.12552](https://doi.org/10.1111/jiec.12552)

MacArthur, Ellen. "Towards the Circular Economy, Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition." *Ellen MacArthur Foundation: Cowes, UK* (2013).

Master's thesis in Sustainable Energy Systems, Department of Technology Management and Economics, Division of Environmental System Analysis, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden 2017

Michael Saidini, Bernard Yannou, Yann Leroy, Francois Cluzel 2017 How to assess product performance in the circular economy? Proposed requirements for the design of a circularity measurement framework in *Recycling* 6, pp 2-18.

OECD (1972). Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies

OECD 2014, How was life?: Global Well-being since 1820. DOI: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264214262-graph80-en>.

PEF (2018). Product Environmental Footprint Category 1 Rules Guidance. Version 6.3 - May 2018

SIS (2006a). Miljöledning – Livscykelanalys – Principer och struktur (ISO 14040:2006). SIS Swedish Standards Institute, 2006

SIS (2006b). Miljöledning – Livscykelanalys – Krav och vägledning (ISO 14044:2006). SIS Swedish Standards Institute. December 2006.

Steen, B. (2015). The EPS 2015d impact assessment method – an overview. Swedish Lifecycle Center, Report number 2015:5. Retrieved from <https://www.lifecyclecenter.se/publications/eps-2015d1-excluding-climate-impacts-from-secondary-particles/>

Stern, Nicholas. "The economics of climate change." *American Economic Review* 98.2 (2008): 1-37.

Steve Cayzer, Percy Griffiths and Valentina Beghetto 2017 Design of indicators for measuring product performance in the circular economy in *International Journal of Sustainable Engineering*, Taylor & Francis.

Stuart Walker, Nick Coleman, Peter Hodgson, Nicola Collins, Louis Brimacombe 2018 Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy in *Sustainability* 10, pp 666-680. MDPI.

Valerio Elia, Maria Grazia Gnoni, Fabiana Tornese 2017 Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis in *Journal of Cleaner Production* 142, pp 2741-2751.

Williamson, O. E. *The Economic Institutions of Capitalism*, Free Press, New York, NY, 1985.

Bilagor

1. Guidelines for implementing circularity metric & related environmental indicators.
2. Guidelines example calculations.xlsx
3. PEF-metodiken
4. De viktigaste datakällorna till LCA-studierna