

Styrmedel för livscyklar

en integrerad modellansats mellan
cirkulärekonomiska modeller och livscykelanalys

Slutrapport

MAGNUS HENNLOCK, MIA ROMARE, YUQING ZHANG, STEVE HARRIS, BENGT STEEN, TOMAS RYDBERG

RAPPORT 6961 • MAJ 2021



Styrmedel för livscyklar

en integrerad modellansats mellan cirkuläreconomiska
modeller och livscykelanalys

Slutrapport

av Magnus Hennlock, Mia Romare, Yuqing Zhang,
Steve Harris, Bengt Steen, Tomas Rydberg

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6961-2

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslagsfoto: Shutterstock



Förord

Rapporten presenterar resultaten från forskningsprojektet ”Styrmedel för livscyklar – en integrerad ansats” (engelsk titel: Policies for Lifecycles – an Integrated Assessment, (POLiCIA)) inom utlysningen från år 2015 med rubriken Styrmedel och konsumtion. Syftet med projektet var att ta fram förslag på styrmedel som kan stimulera en övergång till en cirkulär produktion. För att skapa förutsättningar för denna övergång krävs kombinationer av styrmedel som samverkar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Denna rapport är författad av Magnus Hennlock, Mia Romare, Yuqing Zhang, Steve Harris, samtliga vid IVL Svenska Miljöinstitutet, samt Bengt Steen, Chalmers tekniska högskola och Tomas Rydberg, IVL Svenska Miljöinstitutet. Författarna ansvarar för innehållet i rapporten.

Naturvårdsverket april 2021

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	7
SUMMARY	11
1 INLEDNING	15
1.1 Styrmedelskombinationer för livscyklar	15
1.1.1 Centraliserade och decentraliserade strategier	16
1.1.2 Producentansvar	18
1.2 Cirkulär ekonomi	19
1.3 Livscykelanalys	23
2 METOD	25
2.1 Ekonomiska modeller	25
2.2 Ekonomiska modeller inom CE-LCA	26
2.3 Livscykelanalys (LCA)	27
2.4 LCA-metod inom CE-LCA	28
2.4.1 Fallspecifika överväganden kring studien av mobiltelefoner	29
2.4.2 Fallspecifika överväganden kring studien av fritidsbåtar	31
3 RESULTAT	33
3.1 Integrering av CE och LCA	33
3.2 Optimeringsstrategier i CE-LCA	35
3.2.1 Högsta tillåtna miljöpåverkan ska nås och upprätthållas	35
3.2.2 Förutbestämda åtgärder ska genomföras	36
3.2.3 Samhällsekonomisk effektivitet ska nås	36
3.2.4 Internalisering av externa effekter med EPS som grund	37
3.3 Vilka resultat ger CE-LCA?	37
3.3.1 Analytiska eller numeriska CE-LCA modeller	38
3.4 Vad påverkar resultaten i CE-LCA?	38
3.5 Styrmedelskombinationer	39
3.5.1 Tillsyn för illegal hantering av uttjänta produkter inte möjlig	41
3.5.2 Politiska misslyckanden vid ekonomiska styrmedel	43
3.5.3 Differentiering av återprocesser är inte möjlig	45
3.5.4 Utländsk råmaterialutvinning och produktion	46
3.6 Primära styrmedelskombinationer	47
3.6.1 Systemperspektiv ger flera lösningar på samma problem	47
3.6.2 Differentierade producentansvarssystem	49
3.6.3 Empiriska studier av producentansvar	50
3.7 Sekundära styrmedelskombinationer	51
3.7.1 Transaktionskostnader	51
3.7.2 Politiska misslyckanden	51
3.7.3 Beteendeanomalier	52

3.8	Illustration av CE-LCA i fallstudier	53
3.9	Mobiltelefoner	53
3.9.1	LCA Mobiltelefoner	54
3.10	CE-LCA för mobiltelefoner	60
3.10.1	Jämförelse med kemikalieskatten	66
3.11	Fritidsbåtar	67
3.11.1	LCA Fritidsbåtar	68
3.12	CE-LCA fritidsbåtar	73
3.13	Sammanfattning av resultat	78
3.13.1	Bakgrund till CE-LCA	78
3.13.2	Att genomföra CE-LCA	79
3.13.3	Verifierbarhet, Mätbarhet och Tillsyn	80
3.13.4	Sekundära styrmedelskombinationer	81
3.13.5	Tre elementärt styrande effekter	81
3.13.6	Jämförelse med relativpriseffekter i producentansvar	83
3.13.7	Fallstudier	83
4	DISKUSSION	85
4.1	Primära styrmedelskombinationer	85
4.2	Sekundära styrmedelskombinationer	86
4.3	CE-LCA-modeller	87
4.4	Hur kan resultaten från CE-LCA användas?	87
4.4.1	Kartläggning av effektiva styrmedelskombinationer	88
4.4.2	Numeriska analyser i CE-LCA	88
4.5	Framtida forskningsbehov	89
4.5.1	Asymmetrisk Information vid genomförande LCA	89
4.5.2	Upplösningsnivåer hos LCA data som är underlag för utformning av miljöpolitik	90
4.5.3	Förutsättningar för aktörsbaserade LCA	90
4.5.4	Dynamiska analyser	91
4.5.5	Andra marknadsmisslyckanden	91
5	SLUTSATSER OCH FÖRSLAG	92
5.1	Forskningens syfte och mål	92
5.2	Hur kan CE-LCA användas?	92
5.3	Hur görs analyser i CE-LCA?	93
5.3.1	Tre elementärt styrande effekter	94
5.4	Användning vid myndigheter	95
5.5	Framtida forskningsbehov	96
6	TACK	97
7	KÄLLFÖRTECKNING	98
8	PUBLIKATIONER	104

Sammanfattning

En linjär ekonomi skapar ett resurs- och miljöproblem som på flera sätt skiljer sig från andra miljöproblem som är begränsade i sin rumsliga skala. En linjär ekonomi är ett samhälleligt problem eftersom den uppkommer på grund av flera externa effekter och andra marknadsmisslyckanden på marknader för till exempel råmaterial-utvinning, produktion, konsumtion, återvinning och återanvändning vilka påverkar varandra i en allmän jämvikt. Såväl praktiker som forskare har på senare år kommit med förslag på styrmedel för cirkulär ekonomi. Dock har styrmedelsanalyser, gjorda utifrån livscykelperspektiv och allmänna jämviktsförhållanden, hittills fått mindre uppmärksamhet i tillämpad forskningslitteratur.

Projektet POLICIA tar detta som en utgångspunkt för att utveckla en integrerad ansats mellan cirkuläreconomiska (CE) modeller och livscykelanalys (LCA) som kan användas för att identifiera och analysera styrmedelskombinationer för att nå mål eller samhällsekonomiskt effektiva lösningar som innebär en övergång från linjära till cirkulära flöden. Projektet har gjort detta med en ny tvärvetenskaplig strategi inom styrmedelsforskning som kombinerar CE-modeller med LCA. Forskningen i POLICIA illustrerar vikten av att använda systemperspektiv med allmänna jämviktsmodeller och LCA för att styra mot cirkulära flöden. Resultaten visar att kombinationer av samverkande styrmedel är nödvändiga för att skapa förutsättningar för en övergång till en cirkulär ekonomi.

Hur kan CE-LCA användas?

För att nå mål som innebär en övergång från linjära till cirkulära flöden kommer ett flertal aktörer längs produkternas livscyklar behöva förändra sina beteenden när det finns flera olika externa effekter samtidigt vilket ofta är fallet i en linjär ekonomi. Ofta påverkar aktörerna varandra på ett flertal marknader som är sammankopplade via flöden av produkter, material och energi. Ett styrmedel som riktas till en viss aktör kommer i allmänhet att påverka andra aktörers beteenden. Dessa effekter kan bli såväl positiva och negativa med avseende på målet. När samhällsekonomisk effektivitet, eller andra mål, kräver styrning från linjära till mer cirkulära flöden, behövs därför generellt en koordinerad kombination av styrmedel riktade till aktörerna längs livscykeln för att undvika målkonflikter eller att några externa effekter kvarstår. I sådana fall bör styrmedelsanalysen göras i allmänna jämviktsmodeller. CE-LCA är allmänna jämviktsmodeller som använder LCA för att identifiera den miljöpåverkan som respektive aktör orsakar längs värdecykeln.

En första skillnad mellan CE-modeller och partiella jämviktsmodeller är att de senare studerar internalisering med styrmedel oftast på en marknad. CE-modeller är allmänna jämviktsmodeller som studerar kombinationer av samverkande styrmedel på ett flertal sammankopplade marknader vilka täcker produktens värdekedja och inkluderar processer som råvaruutvinning, produktion, konsumtion, återvinning och återanvändning.

En annan skillnad är att LCA innehåller data för miljöpåverkan från ett större antal aktörer (processer) på dessa marknader. CE-LCA-modeller kommer därför ofta att innehålla ett flertal externa effekter som påverkar varandra via marknadsmekanismerna i den allmänna jämvikten.

I övrigt sker analyser i CE-LCA-modeller på samma sätt som i andra ekonomiska modeller. På ett översiktligt plan kan analyser med CE-LCA beskrivas med följande tre steg:

- 1) **Primära styrmedelskombinationer** identifieras i en allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa kombinationer är första-bästa lösningar som kan nå mål eller internalisera externa effekter. I partiella jämviktsmodeller med en extern effekt är normalt den fullt internaliserade lösningen unik. När det finns flera externa effekter i allmänna jämviktsmodeller finns det ofta flera olika lösningar som alla är lika fullt internaliserade och som således är första-bästa lösningar. När dessa lösningar identifierats undersöks vilka av dessa som har störst möjligheter att genomföras efter att man vägt in politiska misslyckanden och marknadsmisslyckanden som kan begränsa den politiska beslutsfattarens val av styrmedel.
- 2) **Verifierbarhet, mätbarhet och tillsyn (VMT)** identifieras. För kunna utforma och införa effektiva styrmedelskombinationer behöver externa effekter kunna verifieras, mätas och tillsynas. Detta inkluderar att dessa effekter kan differentieras mellan aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden. I praktiken blir transaktionskostnader för att verifiera, mäta och bedriva tillsyn avgörande för vilken grad av differentiering som kan försvaras samt om den sker över aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden.
- 3) **Sekundära styrmedelskombinationer** identifieras i allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa kombinationer är andra-bästa styrmedelskombinationer som även hanterar transaktionskostnader från punkt 2 eller beteendeanomalier.

Primära styrmedelskombinationer som förmår nå mål eller internalisera externa effekter innehåller generellt tre elementära effekter som vi här kallar ”bromsa” (negativ outputeffekt), ”styr” (relativpriseffekt) och ”gasa” (positiv outputeffekt). När inga transaktionskostnader förekommer kan dessa elementära effekter genereras med primära (första-bästa) styrmedelskombinationer bestående av enbart ekonomiska styrmedel.

Det finns då generellt sett ett stort antal första-bästa styrmedelskombinationer som kan generera de elementära effekterna och som därmed alla åstadkommer full internalisering. Skillnaden mellan olika första-bästa styrmedelskombinationer är att effekterna ”bromsa”, ”styr” respektive ”gasa” hamnar över olika aktörer längs livscykeln. För att identifiera vilka styrmedel som behövs, och var de behövs, blir det viktigt att kartlägga var dessa elementära effekter behöver uppkomma för att åstadkomma en internalisering eller nå förutbestämda mål.

När det finns transaktionskostnader för ett eller flera styrmedel kommer olika primära styrmedelskombinationer generellt inte längre att prestera lika effektivt. Vilken styrmedelskombination som då är effektivast (andra-bästa lösning) beror på var transaktionskostnaderna finns och hur stora de är.

Användning vid myndigheter

Att lämna linjära flöden i en ekonomi kräver en strukturell omvandling av ekonomin. Nya marknader för återprocesser som återvinning, återtillverkning och återanvändning behöver skapas. Det är då också viktigt att befintliga marknader för till exempel materialåtervinning inte tränger tillbaka nya marknader för återtillverkning samt återanvändning. När samhällsekonomisk effektivitet, eller andra mål, kräver styrning från linjära till mer cirkulära flöden, behövs en ”koordinerad” kombination av styrmedel riktade till aktörerna längs livscykeln. Nationella myndigheter och regering har en avgörande roll att spela för utveckling av styrmedelskombinationer för detta.

Vid myndighetsarbete kan resultat från CE-LCA-modeller utgöra en del av styrmedelsanalyser eller samhällsekonomiska konsekvensanalyser framförallt när internalisering eller miljömål innebär att linjära flöden behöver ersättas med cirkulära flöden. Eftersom CE-LCA innehåller analyser med jämviktsmodeller och LCA, kommer den sannolikt att användas och utvecklas främst inom forskning i framtiden. Vi ser dock två tänkbara användningsområden vid myndigheter:

I det första fallet kan teoretiska CE-LCA modeller i framtida forskningsprojekt kartlägga styrmedelskombinationer till vanligt förekommande externa effekter och andra marknadsmisslyckanden för vissa produktkategorier. Det kan handla om vilka styrmedel som ingår i effektiva styrmedelskombinationer samt vilka aktörer de riktar sig till beroende på vilka marknadsförhållandena är.

Kartläggningarna kan sedan användas i kvalitativa analyser inom myndigheternas arbete för att identifiera primära (första-bästa) styrmedelskombinationer. Tillsammans med resultat från till exempel samhällsekonomiska konsekvensanalyser om bland annat kostnader och marknadsmisslyckanden kan kartläggningarna utgöra underlag för att bedöma vilka styrmedelskombinationer som har störst potential att vara mest effektiva för vissa produktkategorier och marknadsförhållanden.

I det andra fallet kan numerisk CE-LCA modellering för en produktkategori ta fram kvantitativa egenskaper hos styrmedelskombinationer. Det kan röra sig om nivåer på skatter, subventioner eller krav för att nå mål eller internalisera externa effekter. Detta förutsätter att kompetens finns inom numerisk modellering med allmänna jämviktsmodeller liksom att genomföra LCA. Sådana kompetenser finns hos flera aktörer inom konsultbranschen.

Efter sammanföring och uppbyggnad av ny kompetens om CE-LCA inom konsultbranschen kan sådana analyser handlas upp av myndigheter för berörda produktkategorier. Dessa kan sedan användas som underlag i till exempel samhällsekonomiska analyser som behandlar större omställningar mot en mer cirkulär ekonomi.

Framtida forskningsbehov

Projektet har utvecklat en integrerad ansats mellan cirkuläreconomiska modeller och LCA för analyser av styrmedelskombinationer längs livscykler. Projektet lämnar dock flera forskningsfrågor till framtida forskning inom detta tvärvetenskapliga område.

LCA har länge varit ett verktyg som bland annat används av industrin inom produktdesign för att ta fram nya produkter med lägre miljöpåverkan. För beslutsfattare som använder information från producenter som underlag för utformning av miljöpolitiska styrmedel blir det viktigt att kunna göra oberoende bedömningar om hur tillförlitlig informationen är.¹

Detaljerade data från specifika produktmodeller som idag används inom industrin är utvecklade för enskilda produktmodeller. När LCA underlag används i CE-LCA för styrmedelsanalys behöver annorlunda avvägningar göras mellan nyttan av en högre differentiering och administrativa kostnader för densamma. Framtida forskning behöver finna lämpliga upplösningsnivåer för underlag som används i analyser av effektiva styrmedelskombinationer. Det skulle kunna röra sig om genomsnittsvärden för produktkategorier eller material istället för värden för specifika produktmodeller.

Den teoretiska CE-modellen är en dynamisk modell som potentiellt kan ta hänsyn till investeringar och förändringar över flera livscykler. Framtida forskning bör också omfatta dynamiska CE-LCA. För detta behövs mer forskning om bland annat systemgränser och hur miljöpåverkan allokeras mellan aktörer i olika livscykler.

¹ Sådana forskningsfrågor kommer att hanteras i ett redan beviljat projekt "Hur Påverkar Smudging Miljöreglering?" från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag under perioden 2021–2023.

Summary

A linear economy creates a resource and environmental problem that differs in several ways from other environmental problems that are limited in their spatial scale. A linear economy is a societal problem because it arises due to several external effects and other market failures in several markets for e.g. raw material extraction, production, consumption, recycling and reuse which affect each other in a general equilibrium. In recent years, both practitioners and researchers have come up with proposals for policy instruments for the circular economy. However, policy analyses seen from a life-cycle perspective and general equilibrium conditions have so far received less attention in applied research literature.

The POLICIA project takes this as a starting point for developing an integrated model approach between circular economic (CE) models and life cycle analysis (LCA) that can be used to identify and analyze policy combinations to achieve goals or socially efficient solutions that involve a transition from linear to circular flows. The project has done this with a new interdisciplinary strategy that combines CE models with LCA. The research in POLICIA illustrates the importance of using system perspectives with general equilibrium models and LCA to steer towards circular flows. The results show that combinations of coordinated policy instruments are necessary to create the efficient conditions for a transition to a circular economy.

How to use CE-LCA?

For policy instruments that are to achieve goals that involve a transition from linear to circular flows, a number of actors along the product life cycles will need to change behavior. This is because actors influence each other on a number of markets for e.g. raw material extraction, production, consumption, recycling and reuse. These markets are interconnected through flows of products, materials and energy.

A policy instrument aimed at a specific actor will generally affect the behavior of other actors and thus also other external effects. These effects can be both positive and negative. When social efficiency, or other goals, require a move away from linear to more circular flows, a coordinated combination of policy instruments addressing actors along the life cycle is needed to avoid goal conflicts or that external effects persist.

In such cases, the policy instrument analysis should be done with general equilibrium models. CE-LCA are examples of general equilibrium models that use LCA to identify the environmental impact that each actor causes along the value chain.

A first contrast with partial equilibrium models that study internalization with on a single market is that in CE-LCA combinations of cooperating policy instruments are identified and studied on a number of interconnected markets for e.g. raw material extraction, production, consumption, recycling and reuse. Another contrast is that LCA contains data for environmental impacts from

a larger number of actors (processes) on these markets. The CE-LCA model therefore often contains a number of external effects that influence each other via the market mechanisms in the general equilibrium.

At a general level, analyzes with CE-LCA can be described with the following three steps:

1. **Primary policy instrument combinations** are identified in the general equilibrium model CE-LCA. These combinations are first-best solutions that can achieve goals or internalize external effects. It is then examined which of these have the greatest opportunities to be implemented after considering political failures and market failures that may limit the decision maker's choice of policy instruments.
2. **Verifiability, measurability and enforcement (VME)** are identified. In order to be able to design and implement effective policy instrument combinations, external effects need to be able to be verified, measured and enforced. This includes that these effects can be differentiated between actors (processes), products, material or energy flows. In practice, transaction costs for verifying, measuring and enforcement are decisive for the degree of differentiation that can be justified and whether it takes place across actors (processes), products, material or energy flows.
3. **Secondary policy instrument combinations** are identified in the general equilibrium model CE-LCA. These combinations are second-best policy instrument combinations that also handle transaction costs from point 2 as well as behavioral anomalies.

Primary policy instrument combinations that are able to achieve goals or internalize external effects generally contain three elementary effects that we here call “brake” (negative output effect), “steer” (relative price effect) and “accelerate” (positive output effect). When there are no transaction costs, these effects can be generated with primary (first-best) policy instrument combinations consisting of only economic policy instruments.

There are generally a large number of first-best policy instrument combinations that can generate the elementary effects and thus all achieve full internalization. Different first-best instrument combinations differ in the sense that “brake”, “steer” and “accelerate” end up over different actors along the life cycle. In order to identify which policy instruments are needed, and where they are needed, it becomes important to map where these elementary effects need to arise in order to achieve an internalization or achieve predetermined goals.

When there are transaction costs for one or more policy instruments, different primary policy instrument combinations will generally no longer perform as efficiently. The most effective (second-best solution) policy instrument combination will depend on the size and location of transaction costs.

Use by authorities

Leaving the linear flows in the economy requires a structural transformation of the economy. New markets for recycling processes such as recycling, remanufacturing and reuse need to be created. It is then also important that existing markets for e.g. material recycling does not push back new markets for remanufacturing and reuse.

When social efficiency, or other goals, require a move from linear to more circular flows, a “well-coordinated” combination of instruments addressing actors along the life cycle is needed. National authorities and the government have a crucial role to play in the development of policy instrument combinations.

In government work, CE-LCA results can form part of policy instruments analyzes or socio-economic impact assessments, especially when internalization and environmental goals imply that linear flows be replaced by circular flows. Since CE-LCA contains analyzes with general equilibrium models and LCA, it will probably be used and developed mainly in research. However, we see two possible uses for authorities:

In the first case, theoretical CE-LCA models in future research projects can map policy instrument combinations to external effects and other market failures for certain product categories. It could contain which policy instruments are included in effective instrument combinations and which actors they target depending on the market conditions. The mappings can be used in qualitative analyzes within authorities’ work to identify primary (first-best) instrument combinations. Together with results from e.g. socio-economic impact assessments on e.g. costs and market failures, the mappings can form the basis for assessing which policy instrument combinations have the greatest potential to be most effective for certain product categories and market conditions.

In the second case, numerical CE-LCA modeling for a product category can produce quantitative properties of policy instrument combinations. These can be levels of taxes, subsidies or limits needed to achieve goals or internalize external effects. This presupposes that competence is available in numerical modeling with general equilibrium models as well as implementing LCA. Such competencies are found in several companies in the consulting industry. After merging and building up new expertise on CE-LCA in the consulting industry, such analyzes can be procured by authorities for the relevant product categories. The results can then be used as a basis in e.g. socio-economic analyzes that deal with major adjustments towards a circular economy.

Future research needs

The project has developed an integrated approach between circular economy models and LCA for analyzes of policy instrument combinations along product life cycles. However, the project leaves several research questions for future research within this interdisciplinary area.

LCA has long been a tool used in product design by industry to develop new products with lower environmental impact. For political decision-makers

who use information from producers as a basis for designing environmental policy instruments, it will be important to be able to make independent assessments of how reliable this information is.²

Detailed data from specific product models currently used in industry are developed for individual product models. When LCA data is used in CE-LCA for policy analysis, different trade-offs need to be made between the benefits of a higher differentiation and the administrative costs of differentiation in policy instruments. Future research needs to find adequate dissolution levels for data used in analyzes of effective policy instrument combinations.

The theoretical CE model is a dynamic model that can potentially consider investments and changes over several life cycles. Future research should also include dynamic CE-LCA. More research is then needed on e.g. system boundaries and how environmental impacts are allocated between actors in different life cycles.

² Such research questions will be addressed in an already approved project “Smudging and its Effects on Environmental Regulations” from the Swedish Environmental Protection Agency’s environmental research grant during the period 2021–2023.

1 Inledning

Denna syntesrapport har skrivits inom ramen för projektet ”Styrmedel för livscyklar – en integrerad ansats” som finansierats av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag 2016–2020. Projektet har utvecklat en ny integrerad modellansats som förenar allmänna jämviktsanalyser i cirkuläreconomiska modeller (CE) och livscykelanalys (LCA) i vad som skulle kunna kallas CE-LCA-modeller. Syftet med rapporten är att sammanfatta vad CE-LCA-modeller är och ge rekommendationer hur de kan användas för att identifiera och analysera effektiva styrmedelskombinationer mot en övergång till en mer cirkulär ekonomi.

Rapportens målgrupper är praktiker på myndigheter, organisationer och företag samt forskare. Syftet är inte att läsaren ska kunna genomföra CE-LCA-modelleringar utan att ge en överblick till CE-LCA-modeller genom att beskriva deras antaganden, beståndsdelar samt förstå vilka typer av resultat som modellerna kan ge samt vilka faktorer som påverkar resultaten.

1.1 Styrmedelskombinationer för livscyklar

En linjär ekonomi skapar flera resurs- och miljöproblem som på många sätt skiljer sig från de miljöproblem som är begränsade i sin rumsliga skala, såsom lokala eller regionala föroreningar. En linjär ekonomi är däremot ett samhälleligt och globalt problem eftersom det härrör från sammanlänkade externa effekter och andra marknadsmisslyckanden från ett brett spektrum av mänskliga aktiviteter under produktens livscyklar som sträcker ut sig i rum och tid. Praktiker och forskare har i litteraturen kommit med förslag på styrmedel för cirkulär ekonomi. Dock har styrmedel för livscyklar, särskilt ur ett systemperspektiv, hittills fått mindre uppmärksamhet i litteraturen om miljöpolitiska styrmedel.

POLICIA-projektet tar detta som en utgångspunkt för att utforska styrmedelskombinationer för livscyklar. Projektets främsta fokus är att utveckla en integrerad ansats mellan cirkuläreconomiska modeller och livscykelanalys (LCA) som kan leverera grundläggande principer för styrmedelskombinationer för en omställning till cirkulär ekonomi. Med cirkuläreconomiska modeller menas här den forskningsinriktning som analyserar korrigeringar av marknadsmisslyckanden i modeller som även tillåter cirkulära flöden som till exempel Fullerton och Kinnaman (1995), Palmer och Walls (1997) och Shinkuma (2003).

Syftet inom denna forskningsinriktning är att undersöka hur kombinationer av styrmedel systematiskt kan utformas för att korrigera för marknadsmisslyckanden längs produkters livscyklar mot en övergång mot en cirkulär ekonomi. I dessa allmänna jämviktsmodeller kan material- och produktflöden vara både linjära och cirkulära. Modellerna innefattar till exempel råmaterialutvinning, produktion, konsumtion och avfallshantering med återvinning, återanvändning och återtillverkning. Eftersom styrmedlen korrigerar för

marknadsmislyckanden blir inte målet med styrmedlen att styra mot en cirkulär ekonomi i sig. Däremot kan en internalisering leda till en mer cirkulär ekonomi när det är samhällsekonomiskt effektivt eller att förutbestämda mål anger detta.

POLICIA gör detta med en ny tvärvetenskaplig strategi inom styrmedelsforskning som kombinerar cirkuläreconomisk modellering (CE) strategi med livscykelanalys (LCA). En cirkuläreconomisk modell analyserar hur marknadsaktörer och utfall (till exempel råmaterialutvinning, materialflöden och utsläpp) påverkas av styrmedel som korrigerar marknadsmislyckanden längs produkternas livscyklar. LCA fastställer energi-, material- och utsläppsflöden och miljöpåverkan längs livscyklerna. En integrerad CE-LCA-modell kombinerar således egenskaper hos ekonomiska modeller och LCA. Den integrerade modellen kan analysera marknadsmislyckanden och kvantifiera effekter av effektiva styrmedelskombinationer under en produkters livscyklar, från råmaterialutvinning, produktion, konsumtion och avfallshantering till återvinning, återanvändning och återtillverkning. Vi illustrerar CE-LCA i två fallstudier på mobiltelefonmarknaden och fritidsbåtmarknaden.

Som tidigare nämnts skiljer sig en linjär ekonomi från de miljöproblem som är begränsade i sin rumsliga skala såsom till exempel lokala eller regionala föroreningar. Om det bara finns en externalitet, i form av till exempel utsläpp av ett visst ämne inom en viss sektor, och inga andra marknadsmislyckanden, är det tillräckligt med ett styrmedel för att korrigera marknaden så att en samhällsekonomiskt effektiv lösning uppkommer. En linjär ekonomi är däremot ett samhälleligt problem eftersom den ofta uppkommer till följd av ett antal sammanlänkade externa effekter och andra marknadsmislyckanden kopplade till ett brett spektrum av mänskliga aktiviteter under produktens livscyklar som sträcker ut sig i rum och tid.

1.1.1 Centraliserade och decentraliserade strategier

Man kan tänka sig två typer av överliggande strategier för att korrigera marknadsmislyckanden till en internaliserad livscykel. En centraliserad strategi där en organisation skapar en cirkulär livscykel inom den egna rådigheten eller i samverkan med aktörer längs värdekedjan till exempel med produktservicesystem (Mont, 2008). Den andra är en decentraliserad strategi som via en kombination av miljöpolitiska styrmedel reglerar och kopplar samman marknaderna längs en internaliserad livscykel så att incitament för cirkulära flöden skapas i en allmän jämvikt (till exempel Fullerton och Wu, 1998). Exempel på sådana styrmedelskombinationer är producentansvar. Detta projekt innefattar bägge strategier men framförallt decentraliserade strategier med miljöpolitiska styrmedel.

Trots fördelar med återanvändning och återtillverkning representerar återanvändning bara ett fåtal procent av landets omsättning för tillverkningsindustrin (Lavery et al. 2013). Det har förklarats av olika typer av marknadsmislyckanden som fördröjer eller förhindrar en övergång till cirkulära flöden som har en lägre miljöpåverkan. Ett marknadsmislyckande är en situation

där privata aktörer saknar incitament att göra åtgärder som är samhälls-ekonomiskt effektiva (Krugman and Wells, 2006). Hennlock et al (2014), kategoriserar dessa marknadsmisslyckanden i fyra huvudtyper:

1. Tillverkare saknar incitament att genomföra samhällsekonomiskt effektiva åtgärder när det gäller utveckling av produktdesign, ökad livslängd, återvinning eller återanvändning i ett senare skede av livscykeln.
2. Tillverkare saknar incitament att ta samhällsekonomiskt effektiva beslut vid användningen av återvunna eller återtillverkade komponenter eller material som input i tillverkningsprocesser. Detta kan till exempel bero på att information saknas om de återvunna materialens kvalitet och specifikationer vilket gör dem dyrare eller osäkrare alternativ än jungfrumaterial.
3. Användare/konsumenter saknar incitament att ta samhällsekonomiskt effektiva beslut att köpa produkter med ökad livslängd, som är mer återvinningsbara, återanvändbara, eller kan återtillverkas, efter att de är uttjänta.
4. Användare/konsumenter saknar incitament att ta samhällsekonomiskt effektiva beslut kring bortskaffande av produkten när den är uttjänt.

Det finns ett flertal marknadsmisslyckanden vilka kan leda till att privata aktörer saknar incitament att ta samhällsekonomiskt effektiva beslut i punkterna 1–4. De kan till exempel vara externa effekter, asymmetrisk information, tidsinkonsistenta preferenser eller marknadsakt. Sammantaget kan det ge färre möjligheter för nya marknader för insamling, återanvändning, återtillverkning av produkter och komponenter att etableras i större skala. Och om dessa marknader etableras kan även dessa sedan i sin tur drabbas av nya marknadsmisslyckanden. På liknande sätt som i punkterna 1–4 för material och produkter kan även marknader för förnybar energi begränsas av marknadsmisslyckanden.

Det hävdas ofta i cirkuläreconomisk litteratur att ett viktigt mål med återvinningsaktiviteter är att minska samhällets efterfrågan på naturresurser såsom råmaterial (Kinnaman, 2006). Forskning har dock visat att införande av styrmedel sent i livscykeln som ökar återvinning från konsumenter (såsom återvinningsstöd eller avfallshantering) kan leda till en ökning av producenternas råmaterialutvinning i början av livscykeln (se till exempel Matsueda och Nagase, 2008).

Betydelsen av analyser på systemnivå i utformningen av styrmedel för livscyklar har varit tydlig i den ekonomiska forskningslitteraturen. Dessa har till exempel visat att vissa styrmedelskombinationer kan uppnå första-bästa eller andra-bästa lösningar (till exempel Fullerton och Kinnaman, 1995, Palmer och Walls, 1997, och Shinkuma, 2003). Tidiga studier visade att pant med återbetalning, under vissa förutsättningar, var de mest effektiva styrmedlen för att korrigera beteendet genom att internalisera privata och externa kostnader för avfallsgenerering och bortskaffande (Dobbs, 1991; Atri och Schellberg, 1995; Fullerton och Kinnaman, 1995; Palmer et al., 1997; Fullerton och Wu, 1998; och Ferrara, 2003; Shinkuma, 2003; Kinnaman, 2010).

Anledningen är att pant med återbetalning är en systemstrategi som samtidigt hanterar en minskad konsumtion och en ökad återvinning. Pantssystem kan sägas tillhöra en klass av tvådelade instrument. Tvådelade ekonomiska styrmedel har under omställningsprocesser visat sig ge större teknikkonventions-effekter än enkla ekonomiska styrmedel som skatter (Coria och Mohlin, 2015).

1.1.2 Producentansvar

Producentansvar är ett annat exempel på styrmedelskombination som tar ett systemperspektiv i att korrigera marknadsmisslyckanden över en produkts livscykel. Under de sista tre decennierna har flera länder infört olika former av producentansvar. Det gäller till exempel Europaparlamentets och rådets direktiv 94/62/EG om förpackningar och förpackningsavfall som infördes 1994 i svensk lagstiftning och producentansvar för elutrustning som infördes 2001. Returpack som bildades på 1980-talet hanterar aluminiumburkar och numer PET-flaskor med pant. I Sverige finns numer producentansvarslagstiftning för åtta produktgrupper: batterier, bilar, däck, elutrustning, förpackningar, returpapper, läkemedel, radioaktiva produkter och herrelösa radioaktiva strålkällor.

I de producentansvarssystem som införts är det vanligt att en producent betalar en avgift vilken används för att bekosta och tillhandahålla insamling och sortering för återvinning. I praktiken innebär det att producenten inte är involverad i, eller har kontakt med, hanteringen av återvinningen av sina egna produkter. Ofta innebär det också att avgiften betalas per volym i termer av till exempel antal produkter eller materialvikt som sätts på marknaden, vilket i sin tur inte kopplar till hur återvinningsbar och ofta än mindre hur återanvändningsbar produkten är.

Inom vissa av producentansvaren i Sverige har man övervägt att införa så kallad differentierade avgifter, vilket innebär att man för produkter som är lätta att återvinna får betala mindre avgift och tvärtom. Under 2019 introducerade Förpacknings och tidningsinsamlingen (FTI) differentiering av sina producentansvarsavgifter för plastförpackningar. Differentieringen fick till en början två nivåer där en plastförpackning som är lätt att återvinna fick 30 % lägre förpackningsavgift. Dessa är LDPE-film, PP och HDPE eftersom de uppfyller de tre kriterier som FTI satt upp, sortering, behandling och köpare. Även El-Kretsens och Recipos anslutna producenter har infört en slags differentiering av nettoavgiften som baseras på rådande efterfrågan för det återvunna materialet eller i som Recipos fall om produkterna är Svanen eller TCO-certifierade.

Teoretisk forskning visar att enbart differentierade avgifter till producenter generellt inte är tillräckligt för att sluta cirkeln och skapa incitament för återanvändningsbar och återvinningsbar produktdesign (Atasu och Subramanian, 2009). Individuella producentansvar där producenten antingen har fysiskt ansvar, eller bär kostnaderna, för sina egna produkter, förstärker producenternas incitament att designa mer återvinningsbara produkter.

Atasu och Subramanian (2009) modellerar den påverkan som producentansvar har på incitamenten hos producenter att ta fram mer miljövänlig produktdesign såsom ökad återvinningsbarhet. De finner att med ett individuellt

producentansvar ökar återvinningsbarheten hos tillverkare jämfört med den under ett kollektivt ansvar. Slutsatsen är att individuella producentansvar är överlägsna framför kollektiva system när det kommer till att skapa incitament för miljövänlig design. Dessutom kan synergier uppstå om producenter samarbetar under individuella producentansvarssystem.

Olika former av producentansvarssystem har studerats inom den miljöekonomiska forskningen sedan 1990-talet i cirkuläreconomiska modeller (se till exempel Palmer, Walls och Sigman 1997, Palmer och Walls 1997, 1999, Fullerton och Wu 1998, Calcott och Walls 2000, 2002, Walls och Palmer 2000, Walls 2003, 2006).

Den gemensamma nämnaren hos dessa studier är att de resulterar i flera olika optimala utformningar hos producentansvar med till exempel avgifter för uttjänta produkter, krav på lägsta återvinningsgrader, subventioner för återvinning eller design för återvinningsbarhet, pant med återbetalning till olika återprocesser inom såväl kollektiva som individuella producentansvarssystem. Resultaten visar att optimal utformning av producentansvar alltså varierar stort beroende på vilka målen är med systemet, empiriska förhållanden såsom transaktionskostnader och andra marknadsmisslyckanden samt till vilken grad verifiering, mätbarhet och tillsyn (VMT) av produkt-, komponent- och materialflöden är tekniskt möjliga längs livscykeln.

En annan gemensam nämnare hos 1990-talslitteraturen är att den fokuserar på internalisering av externa effekter främst från deponi, illegal avfallshantering och förbränning. Fokus är alltså styrmedelskombinationer för styrning av flöden från deponi och förbränning till materialåtervinning. De omfattar således inte marknader för inre cirklar, såsom återtillverkning eller återanvändning av produkter och komponenter. I detta projekt utgår vi från dessa modeller för återvinning och introducerar även inre cirkulära marknader.

1.2 Cirkulär ekonomi

Följden av styrmedelskombinationer som korrigerar marknadsmisslyckanden längs en produkts livscykel är att privata aktörer kan få större incitament att ta en position i en cirkulär värdekedja som är mer samhällsekonomiskt effektiv. Det innebär att styrmedel för en internaliserad livscykel kan ha likheter med styrmedel för en cirkulär ekonomi. Det finns dock skillnader. Styrmedel för en internaliserad livscykel innebär att man väljer styrmedelskombinationer som internaliserar externa effekter. Detta innebär en mer cirkulär ekonomi i de fall som cirkulära flöden har mindre miljöpåverkan än linjära. Det måste dock inte vara så att en ökad cirkularitet är förenad med lägre miljöpåverkan eller mindre externa effekter.

En cirkulär ekonomi kan reducera miljöpåverkan och öka samhällsekonomisk effektivitet genom att minska externaliteter genererade av till exempel råmaterialutvinning, avfallsgenerering och korta livslängder hos produkter. Genom att produkter och komponenter är i bruk längre med en ökad hållbarhet eller reparation minskar den materialgenomströmning som är bunden i dessa

samt minskar också materialåtervinningen. Detta kan åstadkommas genom åtgärder som till exempel så kallade ”cirkulär produktdesign”, återtillverkning, återanvändning och återvinning av produkter. Flera av dessa processer är nya och kommer att generera ny miljöpåverkan och nya marknadsmisslyckanden som inte finns idag. Det senare gör att en cirkulär ekonomi inte nödvändigtvis alltid leder till en minskad miljöpåverkan eller en ökad samhällsekonomisk effektivitet.

Cirkulär ekonomi som koncept har tagits upp av flera länder i världen som ser cirkulär ekonomi som en strategi för att förena motstridiga mål som ekonomisk tillväxt och miljömässig hållbarhet (Lieder & Rashid, 2016; Preston, 2012; Ghisellini et al., 2016).

Sammanfattningsvis kan dagens användning av begreppet cirkulär ekonomi sägas komma från i huvudsak två olika typer av källor. Dels den teoretisk-ekonomiska forskningslitteraturen med Pearce och Turner (1989) som först introducerade termen ”cirkulär ekonomi” (George et al., 2015; Ghisellini et al., 2016 Pearce och Turner, 1989). En första början till att förstå deras begrepp ”cirkulär ekonomi” är att förstå termen ”ekonomi” (från klassisk grekiska oikos, ”hus” och nomos, ”lag”).³

I svenskt språkbruk syftar begreppet ”ekonomi” i vardagligt tal ofta på monetära värden och aktiviteter i samhället. Det bör skiljas från hur ”ekonomi” används inom ekonomisk vetenskap där en ekonomi är ett ”system för resurshantering” bestående av lagar, regler, normer och olika aktörer som ingår i sociala sammanhang för att förvalta resurser för långsiktig överlevnad. En ekonomi omfattar således inte bara den monetära dimension som i vardagligt tal kallas ”ekonomi” utan är en social domän vilken inkluderar såväl ekologiska som ekonomiska och sociala dimensioner.

När Pearce och Turner introducerade termen ”cirkulär ekonomi” 1989 ska ekonomi snarare förstås som ett ”system för resurshantering” med olika aktörer som ingår i sociala sammanhang för att förvalta resurser för långsiktig överlevnad. En ekonomi omfattar således såväl ekologiska som ekonomiska och sociala dimensioner.

Ansatsen hos Pearce och Turner (1989) är att alla massflöden är underkastade termodynamikens lagar – att materia och energi inte kan förstöras. Linjära flöden mellan ekonomin och naturen blir då inte hållbara. Istället behöver interaktionen kännetecknas av cirkulära flöden mellan ekonomin och miljön. Pearce och Turners lösning är en cirkulär ekonomi med en materialbalans i vilken interaktioner mellan ekonomin och naturen kännetecknas av cirkulära förhållanden. Allt är en input i något annat.

³ I Politiken (Aristoteles, 2003) för Aristoteles fram att ekonomi (oikonomia) ung. ”husets lagar” innefattar de lagar som måste följas för att leva vidare. Aristoteles skiljde mellan ”Oikonomia” och ”Chrematistics” där det senare handlade om att skapa intäkter från affärsverksamhet. I modernt språkbruk lever betydelsen av ekonomi kvar i begreppet ”hushållning” vilket ungefär innebär att förvalta husets resurser så att de inte förbrukas. Inom vardagligt språkbruk har dock ordet ekonomi kommit att få en snävare användning kring monetära enheter vars mål ofta skiljs från sociala och ekologiska mål.

Deras introduktion av begreppet ”cirkulär ekonomi” präglades till stor del av Georgescu-Roegen (1977, 1979) som var en av flera grunder till att under 1980-talet etablera ekologisk ekonomi och miljöekonomi som akademiska underdiscipliner inom ekonomisk vetenskap. Georgescu-Roegens ansats utgår från att termodynamikens lagar är naturlagar som behöver införlivas som begränsningar i ekonomiska modeller för att en ekonomi (i förståelsen ett system för resurshantering) ska vara hållbar.

Elementen i Pearce och Turners (1989) cirkulära ekonomi inspirerades även av nationalekonomen Boulding (1966) ”rymdskeppsekonomi” som liknade jorden vid ett rymdskepp med begränsade resurser både vad det gäller hur mycket resurser man kan utvinna och hur mycket utrymme som finns för hur att lagra föroreningar eller avfall. Boulding, (1966) argumenterade för ett cirkulärt, slutet ekonomiskt system – och ett nytt cirkulärt förhållande till världen, om människan ska överleva på sikt på jorden.

Inom miljöekonomi och ekologisk ekonomi bidrog ansatsen till åtminstone tre forskningsinriktningar under 1990-talet; ekonomins (i förståelsen ett system för resurshantering) begränsning av termodynamikens lagar (se till exempel Ayres et al, 1995; Ayres, 1998; Arons et al, 2004; Ingebrigtsen och Jakobsen, 2007), utvecklingen av miljöekonomi och ekologisk ekonomi som underdiscipliner till ekonomisk vetenskap (se till exempel Daly, 2005; Andersen, 2007) och inom den sistnämnda, miljöpolitiska styrmedel för cirkulär produkt-design och cirkulära materialflöden (se till exempel Kinnaman och Fullerton, 1995; Fullerton och Wu, 1998). Detta projekt utgår från den sistnämnda inriktningen.

Sedan Ellen MacArthur Foundation (2013) introducerat termen cirkulär ekonomi i tillämpad litteratur har den kommit att användas brett i tillämpad forskningslitteratur (se till exempel Reike et al., 2018, Murray et al., 2017, Ghisellini et al., 2016, Lieder och Rashid, 2016 och Andrews, 2015). I den tillämpade forskningslitteraturen är cirkulär ekonomi ofta ett konceptuellt begrepp som inspirerats av ett större antal ansatser vars inslag som mer eller mindre berör eller liknar elementen i cirkulär ekonomi från Pearce and Turner (1989) som till exempel vaggatillvaggat (McDonough och Braungart, 2002), funktionell ekonomi (Stahel, 1997), lean produktion (Nakajima, 2000), industriell ekologi (Erkman, 1997) och ekodesign (Brezet och van Hemel, 1997). En bibliometrisk analys av Geissdoerfer et al (2017) kom fram till följande definition för cirkulär ekonomi: *“a regenerative system in which resource input and waste, emission, and energy leakage are minimised by slowing, closing, and narrowing material and energy loops.”* (Geissdoerfer et al, 2017 s. 759)

Stahel och Reday (1976) förde fram en ekonomi med ett slutet kretslopp i en rapport till EU kommissionen och sedermera i en bok (Stahel och Mulvey, 1981). De föreslog att material skulle hanteras ett ”slutet kretslopp” och att ”avfallet” skulle återvända i processen som en resurs och identifierade behovet av att förlänga produktens livslängd genom reparation och återtillverkning. Även Stahel och Mulvey (1981) inspirerades av Boulding (1966).

Inom den tillämpade forskningslitteraturen har miljö och hållbarhet som motiv för cirkulär ekonomi inte alltid varit lika entydiga som i den ekonomiska litteraturen. Andra vanliga motiv är ökad resurseffektivitet och lönsamhet (Ellen MacArthur Foundation, 2013), att skapa konkurrensfördelar (Webster 2013; Stahel 2013; Heese et al. 2005) skapa nya jobb (Stahel 2013; Webster 2013) eller att frikoppla ekonomisk tillväxt från miljöförstöring (Kama 2015; Webster 2013; Stahel 2013). En förklaring till dessa kan vara att litteraturen sedan Stahel och Reday (1976) dominerats av ett produktperspektiv. Då blir det naturligt att lyfta det enskilda företagens nytta av cirkulära åtgärder i form av ökad vinst, resurseffektivitet eller konkurrenskraft, eller gentemot myndigheter och regeringar, i form av jobbskapande och till och med tillväxt. Dessa samband mellan enskilda organisationer och cirkulär ekonomi har dock inte alltid stöd från ekonomisk litteratur. Det finns inlåsningseffekter i linjära system som gör att stora investeringar behöver göras under risktagande för att ställa om till cirkulära flöden i stor skala innan de återbetalar sig för ett företag. Politiska styrmedel är då nödvändiga för att skapa lika spelregler för privata aktörer att ställa om till cirkulär ekonomi.

I den tillämpade forskningslitteraturen används ibland begreppet cirkulär ekonomi som ett koncept – och ibland som ett mål för företag som gör åtgärder som minskar resursanvändningen. Man riskerar då att tappa bort den grundprincip och bakomliggande mekanismer som Pearce och Turner (1989) förde fram – framförallt det cirkulära flödet, systemanalysen och kopplingen till styrmedel.

I detta projekt kommer vi att utgå från begreppet ”cirkulär ekonomi” enligt Pearce och Turner (1989), det vill säga ett system för resurshantering med återkopplande tekniska och biologiska processer och flöden. Denna användning av begreppet cirkulär ekonomi står dock inte i motsats till den användning av cirkulär ekonomi som förekommer i tillämpad forskningslitteratur. Definitionen i Geissdoerfer et al (2017) som baseras på användningen av begreppet i såväl praktikerorienterad som tillämpad forskningslitteratur stämmer väl med beskrivningen i Pearce and Turner (1989). Återkopplade processer i tekniska och biologiska system är centrala i bägge användningar. Skillnaderna kan i vissa fall handla om ett annorlunda fokus. Pearce och Turner (1989) liksom den miljöekonomiska litteraturen om styrmedel för återvinning och cirkulära flöden, har ett fokus på styrmedel i ett systemperspektiv för att styra massflöden över en eller flera livscyklar. Den tillämpade forskningslitteraturen har haft större fokus på tekniska lösningar för enskilda aktiviteter och produkter. Sammantaget kan man säga att de båda fokusperspektiven kompletterar varandra väl genom att de sammanför ett systemperspektiv med specifika produktinriktade tekniska lösningar.

1.3 Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att kvantifiera en produkts eller ett systems potentiella miljöpåverkan under hela dess livscykel. Det inkluderar materialproduktion, tillverkning, användning och underhåll samt hantering efter avslutad användning. Analysen inkluderar även utvärdering av energi- och resursförbrukning samt tillhörande utsläpp. LCA har använts i cirkulär ekonomi (CE)-relaterat arbete sedan dess första utveckling under 1980- och 1990-talet. Det standardiserades först 1997 med utvecklingen av ISO 14040-serien. Sedan dess har LCA tillämpats på många olika produkter och system och används nu för att analysera cirkulära produkter över flera livscyklar.

LCA är fortfarande den mest använda metoden för att analysera produkter och tjänster relaterade till CE. Andra metoder inkluderar miljökonsekvensbedömning, miljöriskbedömning, kostnadsnyttoanalys, materialflödesanalys och ekologiskt fotavtryck (Finnveden et al. 2009). LCA har använts för att analysera praktiskt taget alla områden i CE. Det finns till exempel studier som täcker allt från återvinning till återanvändning och renovering. Ett fokus under 1990-talet var återanvändning och återvinning (Ekvall och Tillman 1997) samt frågor om olika avfallshanteringsalternativ (Ekvall et al. 1999). Renovering har också täckts i olika grad, vanligen där man jämför nyproduktionen av en vara eller komponent med renovering. Analys av produktservice-system har dock varit mindre vanligt förekommande.

Det finns två allmänt accepterade LCA metoder: bokförings-LCA⁴ och konsekvens-LCA⁵ (Finnveden et al. 2009). Bokförings-LCA är vanligare och fokuserar på att förstå de miljömässigt relevanta fysiska flödena som förknippas med en produkts livscykel. Medan konsekvens-LCA analyserar hur beslut kommer att påverka miljömässigt relevanta flöden.

Användningen av scenarier i LCA-studier blir också allt vanligare och är även lämpligt för forskning inom CE. Användning av scenarier gör det möjligt att modellera och utvärdera potentiella framtida förändringar i livscykeln och tillhörande system såsom förändringar i framtida energisystem, återanvändning av komponenter eller material eller olika produktservicesystem. Scenarier kan vara prediktiva, explorativa eller normativa (dvs hur ett mål kan nås) (Börjeson et al. 2006).

På senare tid har LCA använts för att undersöka produktservicesystem och delningsekonomi. Relaterade områden, såsom industriell symbios och hur man kan öka cirkulär resursanvändning i produktion och stadsområden har också analyserats med hjälp av LCA (Martin och Harris, 2018). Det saknas dock fortfarande litteratur som systematiskt visar att cirkulär ekonomi är miljövänlig. Vissa forskare ifrågasätter den föreslagna kopplingen mellan

⁴ Attributional LCA

⁵ Consequential LCA

cirkulär ekonomi och minskad miljöpåverkan (se till exempel Agrawal et al., 2016; Geyer et al., 2015; Murray et al., 2017).

Utvecklingen av cirkulära indikatorer har ökat. Saidani (2018) studie granskade 55 indikatorer, och Parchemenko (2019) 63 indikatorer. De flesta av dessa använder dock ekonomisk eller viktbaserad information för att bedöma produkternas eller tjänsternas cirkuläritet, med liten koppling till, eller erkännande av, förkommande miljöpåverkan. Linder et al. (2020) har hävdade en korrelation mellan sin värdebaserade cirkulärindikator och global uppvärmning, men vid närmare granskning är korrelationen ganska liten och livscykelanalyserna var mycket förenklade.

Environmental Priority Strategies (EPS) bygger på LCA och är en metod för att bedöma externa kostnader för miljöpåverkan och resursutvinning som identifierats av LCA. Den utvecklades under 1990-talet för att hjälpa produktdesigners och produktutvecklare att utvärdera miljöprestanda för produktdesignalternativ. EPS följer ISO 14008 för monetär värdering av miljöeffekter (Steen 1999a, 1999b). Värderingsmetoder som EPS är dock inte är tillåtna enligt dessa ISO i LCAer som gör jämförande bedömningar som publiceras. De externa kostnadsberäkningarna i EPS uppdaterades i Steen (2015a) och Steen (2015b). Uppskattade externa kostnader inkluderar effekter på fem skyddsåtgärder, ekosystemtjänster och tillgång till vatten, abiotiska resurser, biologisk mångfald och människors hälsa. Kostnadsberäkningar baseras på monetära värden för ett antal indikatorer. Varje utsläpp eller resursutvinning värderas enligt hur mycket det bedöms ändra tillståndsindikatorerna. EPS är i linje med Brundtland-definitionen på hållbar utveckling. En hållbar utveckling innebär att man tillfredsställer sina egna behov utan att försvåra för kommande generationer att tillfredsställa sina. Rent logiskt betyder detta att en produkt är hållbar om naturkapitalet inte minskas och att ansvaret vilar på den som tillfredsställer befintliga behov. EPS beräknar påverkan på naturkapitalet i samma monetära termer, som används för tillfredsställande av dagens behov.

2 Metod

En grundläggande metodansats i detta projekt har varit en tvärvetenskaplig strategi inom styrmedelsforskning som kombinerar cirkuläreconomisk modellering (CE) vars forskningslitteratur beskrevs kortfattat i kapitel 1.1 med livscykelanalys (LCA) som beskrevs i kapitel 1.3. I detta kapitel beskrivs hur detta forskningsprojekt använder och förenar dessa två forskningsområden för att ta fram en integrerad CE-LCA-modell. Respektive kapitel börjar med en introduktion till ekonomiska modeller respektive till livscykelanalyser innan det vidare beskrivs hur dessa ansatser tillämpas i projektet.

2.1 Ekonomiska modeller

En viktig del som studeras i ekonomiska modeller är hur informationsflöden mellan aktörerna påverkar hur de interagerar med varandra. Vad en aktör gör påverkar vad andra aktörer kan och vill göra. När till exempel producenter får information om en ökning av marknadspriset på produkten till följd av att konsumenternas efterfrågan på produkten ökar, kan de öka produktionen för att realisera större vinster. När flödena av insatsresurser till producenten ökar, så ökar också råmaterialutvinningen. Miljöpåverkan från utvinning och produktion ökar i modellen.

Lika viktig är analysen av effekter till följd av brist på information hos privata aktörer. Återvinningsföretagens brist på information om vilka material som ingår i en uttjänt produkt minskar efterfrågan på begagnade produkter i återprocesser. Det bidrar till att öka linjära flöden där förbränning eller export av avfall ökar till länder med mindre strikt miljölagstiftning. De fysiska flödena mellan aktörer och miljön påverkas alltså av hur informationsflödena ser ut. Vanliga fysiska flöden mellan aktörer som kan beaktas i en ekonomisk modell är insatsfaktorer som material, energi och resurser som arbetskraft och maskiner, produkter, avfall och utsläppflöden.

De fysiska flödena i en optimerande ekonomisk modell varierar också beroende på vilken systemgräns som används. I en ekonomi finns också myndigheter, institutioner, centrala beslutsprocesser som utgör förvaltningsstrukturen i ekonomin. Om till exempel producenterna endast ser till sina privata kortfristiga intäkter och kostnader inom sin produktionsprocess kommer producenternas beslut inte att vara lika hållbara som om alla samhällliga kostnader eller nyttor som produktionen orsakar hade inkluderats i beslutet. I detta fall uppstår en extern effekt – eller intressekonflikt – mellan det privata och det samhällliga intresset.

I en ekonomi finns också staten, myndigheter och institutioner med beslutsprocesser som utgör förvaltningsstrukturen i ekonomin. I en ekonomisk modell kan dessa offentliga aktörer finnas med som en eller flera aktörer som kan införa styrmedel. För att nå samhällliga mål beslutar offentliga aktörer om styrmedel som påverkar incitamenten för privata aktörer när de fattar beslut

om konsumtion och produktion. I ekonomisk modell kan man då studera samspelet mellan offentliga aktörer val av styrmedel och privata aktörers beslut inom produktion och konsumtion.

Externa effekter kan uppstå i ekonomiska modeller eftersom olika aktörer använder olika systemgränser när de fattar sina beslut vilket kan skapa en skillnad mellan privata och samhällsliga kostnader. Ett exempel kan vara att ett företag endast väger in kostnader i sin produktions- och distributionsprocess i sina beslut men inte resterande samhällskostnader som produkten orsakar i till exempel avfalls- eller återvinningsprocesser.

Ett huvudsyfte i detta projekt med den ekonomiska modellen är att undersöka hos vilka privata aktörer det finns typiska externa effekter, det vill säga att identifiera var det finns skillnader eller ”gap” mellan privata och samhällsliga nyttor och kostnader längs den cirkulära livscykeln. Detta blir sedan avgörande för var styrmedel behövs för att internalisera dessa externa effekter.

Man kan tänka sig att vi har en ”gapkarta” som täcker en produkts livscykel och att vi placerar ut alla gap vid aktörerna på denna karta. Kartan är underlag för att identifiera behovet av styrmedel som krävs för att stimulera privata aktörers beslut till att efterlikna beslut som är förenliga med samhällsliga mål eller effektivitet. I en analytisk ekonomisk modell identifieras dessa gap genom att studera skillnader mellan optimeringsvillkoren då modellen optimeras med samhällets mål och när den optimeras med de privata aktörernas mål. I en numerisk ekonomisk modell utgörs gapen av skillnader mellan privata och samhällsliga kostnader och nyttor.

När man identifierar styrmedel för att internalisera externa effekter behöver man också ta hänsyn till effekterna av andra marknadsmisslyckanden såsom asymmetrisk information. Genom att till exempel införa olika typer av marknadsmisslyckanden på olika ställen i livscykeln kan man ”krocktesta” till exempel en cirkulär ekonomi och undersöka varför, var och hur cirkulära flöden bryts sönder till linjära flöden på grund av dåligt fungerande marknader längs produktens livscykel.

2.2 Ekonomiska modeller inom CE-LCA

Den cirkulärekonomiska modellansats som utvecklats i POLICIA bygger vidare på de analytiska cirkulärekonomiska modeller som utvecklades under 1990-talet av till exempel Fullerton och Kinnaman (1995) samt Fullerton och Wu (1998) för att identifiera optimala styrmedelskombinationer. Dessa är allmänna jämviktsmodeller som täcker marknader för råmaterialutvinning, produktion, konsumtion, materialåtervinning och produktdesign. I detta projekt utvidgas dessa modeller genom att lägga till nya marknader för återtillverkning och återanvändning av komponenter och produkter.

Livscykelperspektivet är viktigt eftersom produktdesignen i ett tidigt skede av livscykeln påverkar miljöpåverkan i de andra livscykelstadierna (Rebitzer et al, 2004). Produktens design påverkar dess prestanda i de efterföljande faserna. Till exempel bestämmer designen hos en bil dess bränsle-

förbrukning och utsläpp per körd kilometer i användarfasen och har stor inverkan på möjliga återvinningsalternativ när bilen är uttjänt. Produktens design, till exempel om den är uppbyggd av moduler kan också vara avgörande för om produkten går att reparera, restaurera eller användas i återtillverkning.

Detta innebär att en produkt, när den är uttjänt, kan komma in på marknader för återanvändning eller återtillverkning av produkter eller komponenter, materialåtervinning, förbränning eller export. Huruvida produkterna eller dess komponenter återanvänds eller materialåtervinns i en allmän jämvikt beror på ett flertal samverkande faktorer såsom vilka styrmedel som förekommer, relativpriser mellan produkt och komponenter på olika marknader längs värdekedjan vilka påverkas av flera faktorer såsom till exempel kvalitet och skick hos produkt och dess komponenter samt kostnader för att demontera produkten i sina komponenter.

Syftet med den ekonomiska modellen är alltså att identifiera behovet av styrmedel som krävs för att stimulera privata aktörers beslut till att efterlikna beslut som är förenliga med samhällliga mål. Genom att integrera den ekonomiska modellen med LCA kan optimala styrmedelskombinationer hanteras åtminstone en produkts livscykel, från råmaterialutvinning, produktion, konsumtion till återvinning, återtillverkning eller återanvändning baserat på den miljöpåverkan som följer av LCA.

I projektet utvecklas och optimeras först en analytisk algebraisk CE-LCA som ger generella resultat om styrmedelskombinationer och som gäller för ett större antal empiriska förhållanden. I fallstudierna illustreras metoden med numeriska samband från LCA-analyserna på mobiltelefoner respektive fritidsbåtar vilket ger resultat för de specifika fallstudierna.

2.3 Livscykelanalys (LCA)

Livscykelanalys (LCA) innebär insamling, beräkning och utvärdering av miljömässigt relevanta flöden samt den potentiella miljöpåverkan av dessa flöden. Utvärderingen utförs för hela livscykeln för den undersökta produkten, processen, materialet eller tjänsten (ISO 14040: 2006 och 14044: 2006).

Inflöden inkluderar naturresurser (såsom råvaror och energi) medan utflöden inkluderar avfall och emissioner (till exempel koldioxid). Livscykeln består av flera steg vilka inkluderar utvinning av råmaterial, tillverkning av komponenter och produkt, dess användning och sluthantering (avfallshantering eller återvinning).

LCA genomförs i fyra steg. I det första steget definieras studiens syfte, målsättning, omfattning och systemgränser. Det andra steget består av att samla in data på input- och utflöden samt beräkna resursflöden under livscykeln. Därefter består det tredje steget av att genomföra en miljökonsekvensbedömning där systemets potentiella miljöpåverkan undersöks i termer av olika kategorier såsom klimatförändringar eller toxicitet alternativt värderingsmetoder.

I det sista steget tolkas och ställs resultaten i relation till studiens mål och omfattning. Här kan slutsatser dras från analysen, men det är också viktigt att lyfta fram begränsningar och rekommendationer. Målet med studien bör hållas i åtanke när man tolkar LCA-resultaten, detta eftersom datainsamling och miljökonsekvens-bedömningen påverkas av de systemgränser som används.

I allmänhet är LCA en iterativ process. Analys av potentiell miljöpåverkan hjälper till att identifiera vilka in- och utflöden som är viktiga. De identifierade flödena är sedan föremål för detaljerad datainsamling i syfte att förfinna resultaten. I detta projekt utvecklades detta sätt att arbeta vidare och iterativa processer användes för att identifiera inflöden till integreringen med den ekonomiska modelleringen.

2.4 LCA-metod inom CE-LCA

Målet med LCA i detta projekt var att leverera fallstudiedata för att integrera livscykelanalysen av en produkt i CE-modellen. LCA utfördes på två fallstudier, vilka är vidare beskrivna i underlagsrapporterna (Romare et al. 2020) och (Zhang et al. 2020). Syftet med fallstudierna är att illustrera CE-LCA som metod på ett urval av åtgärder och externa effekter hos två produkter. Syftet är därför inte att göra en fullständig CE-LCA med alla externa effekter.

I detta projekt hade LCA två mål. Först att identifiera de flöden som bidrog till störst påverkan i livscykeln för två produkter, en mobiltelefon och en fritidsbåt, för att undersöka de potentiella effekterna av CE-typiska förändringar i produktdesign samt nya affärsmodeller. Det andra målet var att låta LCA tillhandahålla data och påverkansekvationer för hur potentiell miljöpåverkan fördelas mellan livscykelnas olika steg och hur de kan förändras av åtgärder som vidtas för att öka cirkulära flöden. Dessa data och ekvationer användes sedan i CE-modellen för att identifiera styrmedel som korrigerar för de externaliteter som miljöeffekterna ger upphov till.

För att uppnå det första målet jämförde vi i huvudsak en ”linjär” produkt i ett referensscenario med en version av produkten som hade en högre grad av cirkularitet. Det första steget var att kvantifiera potentiell miljöpåverkan, materialflöden och utsläpp från den linjära versionen för att identifiera vilka element (livscykelfaser, komponenter och material) som påverkade mest i de valda miljökonsekvenskategorierna. Baserat på dessa resultat identifierades de specifika livscykelfaser, komponenter eller åtgärder som hade högst potentiell miljöpåverkan.

I det andra steget analyserades olika åtgärder för att utvärdera hur de potentiellt kan förändra produktens miljöpåverkan, till exempel genom ökad livslängd, i kombination med minskat eller ökat antal komponenter (för att representera ny design eller reparationer). Om, till exempel, 30 % av alla telefonanvändare byter ut telefonens skärm, inkluderades 1,3 skärmar i analysen per telefon. Baserat på jämförelsen mellan det linjära basfallet och alternativet med högre grad av cirkularitet kunde LCA fastställa slutsatser både kring vilka parametrar som är kritiska för LCA-resultaten och hur dessa kan

variera i en cirkulär ekonomi. Detaljerade beskrivningar av både det linjära basfallet och de olika cirkulära fallen finns i underlagsrapporterna (Romare et al. 2020) (Zhang et al. 2020).

I det andra steget utvecklades även ekvationer för att representera potentiell miljöpåverkan från olika komponenter och material och steg i LCA. Detta innebar att miljöpåverkan från varje livscykelsteg (motsvarande aktörer i CE-modellen) representerades av en funktion där de flöden som identifierats ha hög påverkan i det linjära fallet sattes som variabler. Flöden med lägre påverkan sattes istället som konstanter. Resultaten från analysen av cirkulära affärsmodeller användes för att sätta gränsvärden för variablerna, samt för att bestämma hur variablerna påverkade totalresultatet. Baserat på dessa indata så skapades ekvationer för att representera LCA resultatet i CE-modellen. Detta steg att skapa ekvationer går utanför standard LCA metodik och innebar ett nytt sätt att representera LCA resultaten (se Romare et al. (2020) och Zhang et al. (2020)). Från detta resultat implementerades dessutom resultaten i en annan modell (CE-modellen) per den aktör som orsakar påverkan, vilket även det är ett nytt sätt att använda LCA resultat. Det visar på en potential att i framtida forskning lättare kunna ha med miljökonsekvensresultat från LCA i design, policyforskning och liknande.

Som nämnts ovan inkluderade forskningen två fallstudier; en mobiltelefon och en motordriven fritidsbåt. Dessa är två produkter med vitt skilda produkt-egenskaper, fysiskt (storlek, energibehov), funktionellt och även ur ett livscykel-perspektiv (olika livslängder, samt renoverings- och återanvändnings-potential).

Ett stort antal påverkanskategorier undersöktes och det slutliga valet av kategorier begränsades med utgångspunkt från initiala resultat och projektspecifikationer. Klimatpåverkan, toxicitet och utarmning av resurser valdes (Guinée, o.a., 2002) (Rosenbaum, o.a., 2008), urvalet gjordes för att både ge en överblickbar bild av påverkan, samtidigt som kategorier relaterade till både luftburna emissioner (klimatpåverkan) och material (toxicitet och resurs-utarmning) var representerade. Dessutom inkluderade projektet ett monetärt värderingssystem kallat Environmental Priority Strategies (EPS) för att erhålla ett monetärt värde och fånga ett långsiktigt perspektiv på miljöpåverkan (Steen, 2015). Metoden valdes som värderingsmetod i projektet för att beräkna miljöskadekostnaden i LCA, resultat som sedan implementerades i CE-modellen.

Analyserna gjordes för en produkts livscykel, där effekter på flera produkt-livscyklar fördelades på en genomsnittlig produkt. På detta sätt kan systemgränserna för den linjära produkten bibehållas medan de cirkulära effekterna alltså inkluderas.

2.4.1 Fallspecifika överväganden kring studien av mobiltelefoner

LCA är en bokföringsLCA centrerad runt en analys av ett linjärt basfall följt av en scenarioanalys av cirkulära affärsmodeller. Scenarioanalysen följer basfallets metod, men i vissa aspekter närmar den sig en konsekvensLCA genom att inkludera förändringar i design och användning och dess påverkan på till exempel avfallshantering (Romare et al. 2020). Omfattningen av den

LCA som gjorts för en mobiltelefon och dess scenarioanalys är begränsad till analysen av en telefonmodell, Sony X5. Även om den exakta komponent-sammansättningen kan variera mellan olika tillverkare och modeller har de flesta mobiltelefoner en liknande materialkomposition och delar samma grundläggande typ elektroniska komponenter (även om det hos vissa nyare modeller har förekommit vissa avvikelser från detta samt en ökad komplexitet). Av detta skäl ger analysen alltså resultat som kommer att vara representativa för de flesta moderna telefoner, inte minst eftersom det huvudsakliga målet här är att kvantifiera de flöden med högst påverkan utifrån ett business-as-usual perspektiv och testa olika affärsmodeller som minskar miljöpåverkan.

Omfattningen av LCA-studien är begränsad till Romare et al. (2020);

- Den faktiska telefonen (plus laddaren och hörlurarna) och utesluter stödjande infrastruktur (nätverk, servrar och innehållsskapande osv.).
- Under användningsfasen ingår bara den el som används för laddning.
- Det geografiska omfånget är begränsat till en telefon som används första gången i Sverige, och följer geografiskt en genomsnittlig telefon under livscykeln.
- Data för Kina eller östra Asien används i första hand för tillverkning av telefonen.
- Hantering av uttjänta telefoner är en viktig faktor i produktens livscykel och ingår i omfattningen som ett genomsnitt av typiska hanteringar. Dessa innefattar formell återvinning av elektronikskrot, informell återvinning i utvecklingsländer, deponi samt avfallsförbränning.

För telefonens LCA användes följande tillvägagångssätt (Romare et al., 2020):

1. Hela livscykeln för det linjära fallet kartlades och analyseras baserat på en Sony X5, samt medelvärden hämtade från litteraturen om telefonens hantering efter användning i Sverige
2. Affärsmodeller valdes för att representera förändringar i telefondeSIGN, livslängd och reparation.
3. En LCA utfördes på de valda affärsmodellerna, med alla resultat normaliserade per år för rättvis jämförelse av telefoner med olika livslängd.

En funktionell enhet används i LCA för att relatera resultatet till en fast referens. Detta för att möjliggöra jämförelser av olika fall baserat på förutsättningarna för en viss funktion. Funktionen som används här är användningen av en fysisk telefon under ett års tid, vilket ger en funktionell enhet på: *1 telefon per 1 år*

Med denna funktion fångas nyttan med längre livslängd eftersom påverkan från till exempel produktionen då sprids över fler år. Basfallet är en användning på 3 år (Romare et al. 2020).

För scenarioanalysen av telefonen övervägdes flera cirkulära affärsmodeller utifrån sin potential att minska miljöpåverkan. Huvudsyftet med de flesta affärsmodeller är dock att öka livslängden antingen med hjälp av programvara, fysisk uppgradering eller reparation. För LCA-modelleringen kan dessa ändringar effektivt täckas av följande två affärsmodeller:

1. Molntjänster
2. Modularitet

Urvalet representerar de olika typiska förbättringspotentialerna som kan förväntas komma av cirkulära affärsmodeller för mobiltelefoner. Tabell 2.1 visar de viktigaste fördelarna samt tillhörande åtgärder som förväntas med implementeringen av dessa affärsmodeller (Romare et al. 2020).

Tabell 2.1. Förändringar av telefonens livscykel med de två affärsmodellerna; molntjänster och ökad modularitet. Effekter av affärsmodellen listas. (Romare et al. 2020)

Affärsmodell	Förändring	Fördel
Molntjänster	Ökad mängd laddningsenergi (50 % extra) Uppdatering av design genom byte av skal	Längre första livslängd (5 år) Minskad vikt Integrerad krets (50 % minskning)
Modularitet	<p>Låg modularitet, yttre: Ökat utbyte av skärm Extra byte av skal (1gång) Extra byte av batteri</p> <p>Låg modularitet, inre: Fler kontakter Ökat utbyte av skärm Extra byte av batteri Uppdatering av kamera Ett utbyte av processande komponenter</p> <p>Hög modularitet: Fler kontakter Ökat utbyte av skärm Extra byte av laddare Extra byte av skal Extra byte av batteri Uppdatering av kamera 2 utbyten av processande komponenter</p>	<p>Låg yttre: Längre första livslängd (5 år)</p> <p>Låg inre Längre första livslängd (5 år)</p> <p>Hög: Längre första livslängd (10 år)</p>

2.4.2 Fallspecifika överväganden kring studien av fritidsbåtar

Även denna fallstudie är en bokföringsLCA med omfattningen av LCA och scenarioanalysen är begränsad till en 30-fots fritidsmotorbåt, Nimbus 305 tillverkad i glasförstärkt polyester. Huvudslutsatserna från fallstudien är även applicerbara på andra båtar med liknande materialval och storlek (Zhang et al. 2020). Scenarioanalysen har, likt mobiltelefonen, inslag från konsekvensLCA genom att inkludera tänkta förändringar som uppstår med nya affärsmodeller.

Omfattningen av LCA-studien inkluderar (Zhang et al. 2020);

- Tillverkning, användning och bortskaffande av motorbåten. Kringliggande infrastruktur såsom tankstation, service etc utelämnas. Detta beror främst på att fokus har varit att jämföra förändringar i produkt-design och affärsmodeller som kan minska båtens miljöpåverkan. Kringliggande infrastruktur antas därför vara oförändrande och oberoende av båtens design.
- Användning av energi, bottenfärg och komponenter för underhåll i användningsfasen
- Ett svenskt användningsfall. Det betyder att el och annan energi som används under tillverkningen är specifika för den svenska marknaden. Användning sker också i Sverige, baserat på svenska användare med en båtsäsong från maj till oktober, med i genomsnitt 126 timmar per säsong
- Sluthantering av båten ingår i omfattningen i form av förbränning, återvinning och avfallshantering av specifika komponenter.

Funktionen är användning under 30 år av en 30-fot lång motorbåt, vilket innebär att den funktionella enheten för båten i LCA är: *En 30 fot lång motorbåt med 30 års livstidsdrift* (Zhang et al. 2020).

För scenariot valdes affärsmodeller utifrån deras potential att minska miljöpåverkan. De tre affärsmodeller som valdes representerande skilda tillvägagångssätt, och är inriktade på att förändra de flödena med högst påverkan i det linjära basfallet

1. Elmotorbåt
2. Ökat livslängd med återvunna komponenter vid underhåll
3. Delning

Tabell 2.2 visar de viktigaste förändringarna och fördelarna som undersöktes genom implementeringen av dessa affärsmodeller.

Tabell 2.2. Förändringar av fritidsbåtens livscykel med de tre affärsmodellerna. (Zhang et al. 2020).

Affärsmodell	Förändring	Fördel
Elmotorbåt	El som energikälla för framdrivning Flera komponenter förändras i samband med förändrad design till följd av elmotor drift	Minskad miljöpåverkan under användning
Förlängd livslängd	Livstiden förlängs till 50 år Återvunna komponenter används för underhåll 2 extra underhåll av batteri och motor	Längre livslängd (50 år) Minskad genomsnittlig påverkan från tillverkning per år Mindre påverkan från underhåll
Delning	Båtuthyrning av företag Återvunna komponenter används för underhåll	Ökad användningsgrad Minskad genomsnittlig påverkan från tillverkning per år Mindre påverkan från underhåll

3 Resultat

Kapitel 3.1 ger en konceptuell beskrivning av integrerade CE-LCA-modeller som resulterat från projektet. Kapitel 3.2 ger exempel på olika sätt att optimera CE-LCA modeller för att identifiera styrmedelskombinationer. Kapitel 3.4–3.4 beskriver vilka resultat som CE-LCA ger och vad som påverkar dessa. Kapitel 3.5 presenterar ett urval av generella resultat från den analytiska CE-LCA modellen. Ett andra syfte med kapitlen är att ge läsaren en konceptuell inblick i hur resultaten från en CE-LCA modellering kan se ut.

Kapitel 3.6–3.8 beskriver analysstegen i CE-LCA och generella egenskaper hos CE-LCA resultat tillsammans med empiriska resultat från referensgrupper representerande av bland annat producentansvarssystemen. Kapitlen 3.8–3.12 illustrerar CE-LCA i två fallstudier på mobiltelefonmarknaden och fritidsbåtmarknaden. Syftet är att illustrera CE-LCA för läsaren med konkreta empiriska exempel för ett urval av åtgärder för dessa produkter. En sammanfattning av resultaten i kapitel 3 görs slutligen i kapitel 3.13.

3.1 Integrering av CE och LCA

En viktig del i arbetet med att integrera CE och LCA består av att förstå vilka data LCA-metoden behöver leverera till den ekonomiska modelleringen. Metoden som utvecklats i projektet är att LCA-analysen delas upp i dess beståndsdelar för att generera ”påverkanskvationer”, vilka beskriver miljöpåverkan och ”flödeskvationer” som beskriver material- och utsläppsflöden som en funktion av varje typ av aktivitet i den ekonomiska modellen (Hennlock et al, 2021b). Påverkans- och flödeskvationerna, som härrör från LCA-modeller, används sedan för att fördela miljöpåverkan på respektive marknadsaktörs beslut längs värdekedjorna snarare än till en viss livscykel fas eller process.

Eftersom olika marknadsaktörers beslut är kopplade och påverkas av varandra via marknadsmekanismerna, kan en aktörsbaserad LCA inte bara fördela miljöeffekterna till aktörernas beslut, identifiera den bästa förbättringsåtgärden och sedan föreslå ett styrmedel som stimulerar denna åtgärd. Fördelningen av miljöeffekter behöver utöver detta ta hänsyn till marknadsaktörernas beslut, vilka beror på interaktioner mellan marknadsaktörer under livscykeln på marknaderna för råvaruutvinning, produktion och konsumtion och olika återprocesser.

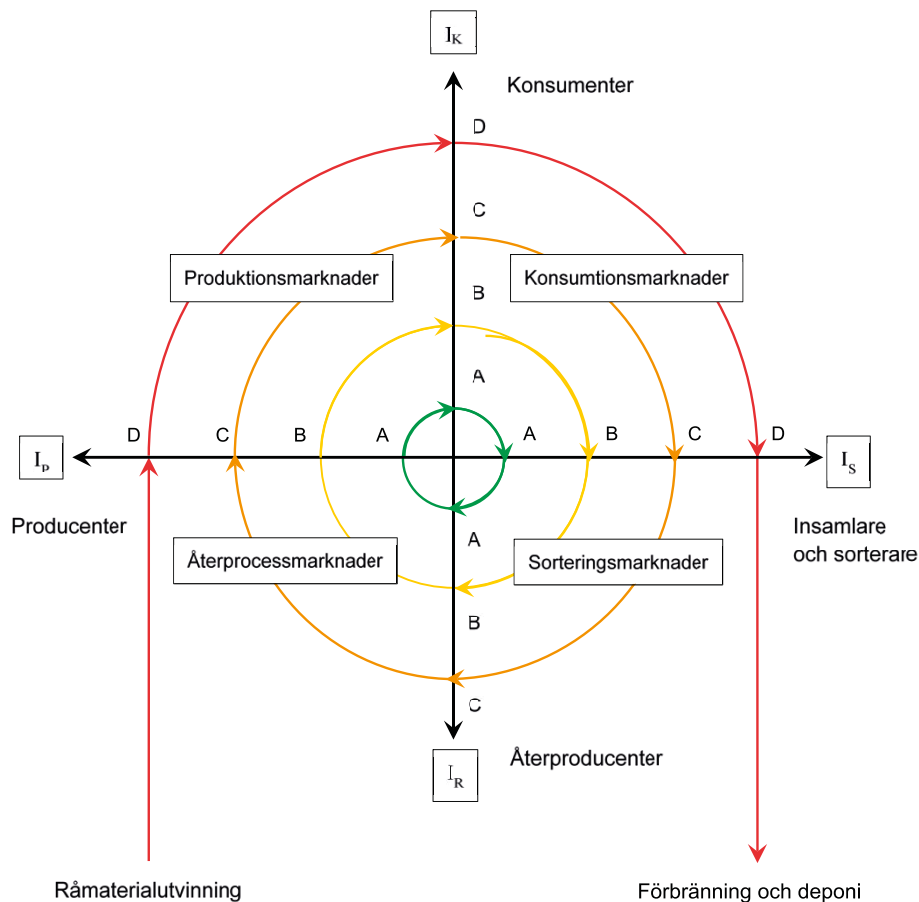
Figur 3.1 ger en konceptuell modell av den matematiska CE-LCA-modellen för ett exempel där miljöpåverkans storlek för en produkt följer avfallshierarkins ordning.⁶ Längs respektive axel, kan aktörerna göra valen A, B, C eller D, alternativt en kombination av dessa. Valen från respektive aktör avgör vilken miljöpåverkan denna orsakar enligt den påverkanskategori som studeras vilket visas på de svarta pilarna för respektive aktör. I denna del kan figur 3.1 ses som ett radardiagram vilket i detta exempel är stiliserat med cirklar för att förenkla illustrationen.

Cirklarna illustrerar cirkulära massflöden i detta exempel; återanvändning (grön), återtillverkning (gul), materialåtervinning (orange) samt linjärt flöde (röd). Dessa flöden bestäms i den ekonomiska modellen genom aktörernas beslut längs livscykeln. Producentens beslut består i att bjuda ut produkter på marknaderna tillverkade med råmaterial från råvaruutvinning (D), återvunna material (C) eller återtillverkade produkter och komponenter (B). En produkt kan bestå av en blandning av till exempel råmaterial, återvunna material och återtillverkade komponenter A–D. Producenter kan via sina återförsäljare även involvera sig inom återanvändning (A) av sina produkter vilket ibland förekommer vid dyrare produkter som till exempel återförsäljning av begagnade bilar eller fritidsbåtar.

Konsumenter efterfrågar produkter A–D längs konsumentaxeln. Vid jämvikt på produktionsmarknaderna kommer priserna att ställa in sig så att lika många produkter av typerna A–D bjuds ut av producenter som de efterfrågas av konsumenterna. På konsumentmarknaderna kan konsumenter välja att sälja produkten till annan konsument (A). Det kan ske direkt eller via en näringsidkare som är återförsäljare. Konsumenten kan välja att lämna in produkten till återtillverkning (B), materialåtervinning (C) eller göra sig av med den på annat, till exempel kasta den i hushållsavfallet eller slänga den i naturen (D).

Producenter och konsumenter möts på produktionsmarknader där producenter bjuder ut produkter tillverkade med produktionsbeslut A–D längs producentaxeln. Tekniska möjligheter eller produktens andrahandsvärde kan göra att en insamlare och sorterare kan välja att sända in produkten i ett flöde för *downcycling* eller *upcycling* längs A till C. Produkten med dess komponenter eller material går då vidare till en aktör för att användas i produktion vilket knyter samman den cirkulära värdekedjan.

⁶ Avfallshierarkin framgår av 15 kap. 10 § och 2 kap. 5 § miljöbalken. För att här förenkla illustrationen visar figuren specialfallet då de inre cirklarna alltid har mindre miljöpåverkan för varje aktör längs den cirkulära värdekedjan. Det är möjligt att en LCA för en viss produkt kan visa att materialåtervinning har lägre miljöpåverkan än till exempel återtillverkning, vilket innebär att cirkeln C korsar återprocessen, cirkeln B, så att den tidigare cirkeln hamnar innanför den senare cirkeln längs återprocessen axel I_R . Grundprincipen är dock densamma och den matematiska modellen hanterar samtliga utfall från LCA-data.



Figur 3.1. Konceptuell modell av CE-LCA integrerad modell som visar ett förenklat fall då miljöpåverkan för en homogen produkt följer avfallshierarkins ordning. Längs respektive axel, kan aktörerna göra valen A, B, C eller D, alternativt en kombination av dessa. Valen från respektive aktör avgör vilken miljöpåverkan denna orsakar och visas på respektive axel.

3.2 Optimeringsstrategier i CE-LCA

Utfallen från en optimerande CE-LCA är liksom andra ekonomiska modeller normativa, det vill säga den politiska beslutsfattarens preferenser i modellen blir avgörande för vad som kommer att vara samhällsekonomiskt effektivt i modellen eller vilka mål som bör nås. Resultaten kan därför inte tolkas som empiriska observationer eller skattningar om vad som faktiskt är samhällsekonomiskt effektivt. I en CE-LCA modell finns flera olika strategier att definiera vad som är optimala styrmedelskombinationer beroende på vilket som är syftet med analysen. I avsnitten 3.2.1–3.2.4 ges exempel på fyra olika optimeringsstrategier för den eller de miljöpåverkanskategorier som analyseras i CE-LCA.

3.2.1 Högsta tillåtna miljöpåverkan ska nås och upprätthållas

I detta alternativ läggs målvillkor in i optimeringen att målnivåer för miljöpåverkan ska nås till lägsta kostnader eller resursanvändning för sektorn eller samhället. Miljöpåverkan kan mätas i en viss miljöpåverkanskategori i LCA

eller som ett viktat index av flera sådana, eller direkt i till exempel utsläppsflöden från LCA. Ett annat exempel i denna kategori som inte använder LCA data som underlag kan till exempel vara då miljökvalitetsnormer ska nås med kostnadseffektiva styrmedelskombinationer.

3.2.2 Förutbestämda åtgärder ska genomföras

I detta fall läggs villkor in i optimeringen att vissa åtgärder ska genomföras av marknadsaktörer med hjälp av kostnadseffektiva styrmedelskombinationer. Målet kan till exempel vara att fordonsflottan ska vara fossilfri genom byte från bensin- och dieslbilar till till exempel elbilar och biobränslebilar till ett visst år. Dessa åtgärder kräver omställning på ett flertal marknader längs livscykelns som omfattar till exempel råmaterialutvinning och produktion för väl fordon som drivmedel liksom avfallshantering där LCA används för att identifiera processer med miljöpåverkan hos varje process. Modellen identifierar utifrån livscykelperspektivet kostnadseffektiva styrmedelskombinationer för att genomföra teknikskiftet i livscykelns. Med andra ord, de åtgärder som ska uppnås är förutbestämda i modellen. Hur åtgärderna har förutbestämts ligger utanför modellen. De kan till exempel ha identifierats i en samhällsekonomisk konsekvensanalys som täcker alla processer i livscykelns.

3.2.3 Samhällsekonomisk effektivitet ska nås

Hänsyn tas i detta fall till alla nyttor och kostnader av ett politiskt beslut. Samhällsekonomisk effektivitet innebär att resursernas användning ska generera största möjliga netto nyttor för samhället så som den politiska beslutsfattaren (sociala planeraren) värderar dessa. Samhällsekonomisk effektivitet innefattar, enligt ekonomisk teori, att samtliga (även framtida) medborgares nyttor och kostnader inkluderas samt att de vägs mot varandra i en så kallad social välfärdsfunktion. Förenklat skulle man kunna säga att detta innebär att samhällsekonomiskt effektiva beslut, per definition, är de beslut som fattas av den politiska beslutsfattaren (sociala planeraren) i en ”perfekt” demokrati.

Eftersom detta, enligt ekonomisk teori, innefattar alla sociala, ekologiska och ekonomiska faktorer som är väsentliga är denna svår att mäta i praktiken. Särskilt avgörande för vad ett sådant beslut blir är det värde eller nytta som den politiska beslutsfattaren lägger i att undvika miljöpåverkan. Det inkluderar dennes nytta eller värde av att miljöpåverkan ligger under sådana nivåer att till exempel miljömål eller hållbarhet uppnås, eller omvänt, värdet av att uppnå hållbarhet och miljömål.

I praktiken gör så kallade politiska misslyckanden att till exempel riksdagens beslut inte blir en fullgod representation av folkets preferenser. I den politiska processen finns begränsade administrativa resurser, begränsad information, korta mandatperioder, politikens utformning kan påverkas av lobbying från särskilda grupper osv. Med dessa faktorer får man en avvikelse mellan de beslut som fattas i praktiken och vad som är samhällsekonomiskt effektiva beslut enligt ekonomisk teori i en modell.

Givet de stora osäkerheter som finns i värderingar kring avgörande faktorer som fördelningseffekter och diskontering (hur framtida nyttor och kostnader ska jämföras med dagens) kan stora fel begås vid försök att i praktiken beräkna vilket utfall som verkligen är samhällsekonomiskt effektivt. Riksdagens beslut om långsiktiga miljömål kan därför trots allt kanske vara den närmaste skattning man kan komma för vad som, enligt ekonomisk teori, är en samhällsekonomiskt effektiv ambitionsnivå i miljöpolitiken?

3.2.4 Internalisering av externa effekter med EPS som grund

Det fjärde alternativet som tas upp här innebär att internalisera genom att använda EPS (Environmental Priority Strategies) vilket bygger på LCA och är en metod för att bedöma monetära externa kostnader för miljöpåverkan och resursutvinning som identifierats av LCA. EPS följer ISO 14008 för monetär värdering av miljöskadepåverkan (Steen 1999a, 1999b). Uppskattade externa kostnader inkluderar effekter på fem skyddsåtgärder, ekosystemtjänster och tillgång till vatten, abiotiska resurser, biologisk mångfald och människors hälsa. EPS kostnader beräknas bland annat utifrån värderingsstudier gjorda inom miljöekonomi. EPS marginella skadepåverkan baserade på värderingsstudier kan användas för att avgöra de externa effekterna och därmed internaliseringens storlek. Man kan därför säga att detta en är förenklad empirisk metod som följer samma princip som samhällsekonomisk effektivitet i avsnitt 3.2.3 genom att nyttor vägs mot kostnader.

3.3 Vilka resultat ger CE-LCA?

När de privata aktörernas mål inte är desamma som samhällets mål uppstår externa effekter från varje aktör längs livscykeln. Externa effekter från olika aktörer och processer längs livscykeln processer är sammankopplade med varandra via marknadsmekanismer i en allmän jämvikt. Till exempel påverkar konsumenternas efterfrågan hur mycket som producenterna producerar vilket i sin tur påverkar processutsläpp under produktionen samt råmaterialutvinning på råmaterialmarknaden. Användningen av återvunna material i produktionen påverkas av utbudet återvunna material liksom deras priser. Om ett styrmedel riktas till en aktör i livscykeln, och påverkar dennes beslut, kommer inte bara de externa effekterna från denna aktör att påverkas. Generellt kommer externa effekter från alla aktörer i livscykeln att påverkas eftersom aktörerna påverkar varandras val via marknadsmekanismerna och genom flödena av material, komponenter och produkter.

Ett styrmedel kommer därför i allmänhet att påverka externa effekter från andra aktörer än den aktör som styrmedlet ursprungligen var riktat till. För att kunna internalisera alla externa effekter längs livscykeln, till exempel för att styra från ett linjärt till ett mer cirkulärt flöde, behövs en ”koordinerad” kombination av styrmedel riktade till aktörerna längs livscykeln. Resultatet från modellens optimering är sådana styrmedelskombinationer. Modellen

svarar till exempel på vilka styrmedel som behöver riktas till respektive aktör längs livscykeln för att uppnå förutbestämde mål eller samhällsekonomisk effektivitet.

3.3.1 Analytiska eller numeriska CE-LCA modeller

I numeriska CE-LCA-modeller har alla parametrar siffervärden. Det innebär att resultaten också blir kvantitativa. Optimala styrmedelskombinationer kan då fastställas kvantitativt med optimala nivåer för skatter, subventioner eller kravnivåer.

I analytiska CE-LCA-modeller förblir alla eller vissa parametrar och variabler obestämde värden. Optimeringen görs istället algebraiskt med derivering. Utfallen blir generella resultat som uttrycker hur optimala styrmedelskombinationer beror på olika kritiska förhållanden mellan olika parametrar. Något förenklat kan man se detta som en slags känslighetsanalyser vilka ger robusta resultat som gäller under flera olika empiriska förhållanden. Analytiska CE-LCA-modeller kan därför ge särskilt värdefulla resultat när det råder osäkerheter kring rådande eller framtida empiriska förhållanden.

3.4 Vad påverkar resultaten i CE-LCA?

Vilka styrmedelskombinationer som identifieras i modellens optimering beror på flera empiriska faktorer såsom marknadsförhållanden, den politiska beslutsfattarens mål, optimeringsstrategier, privata aktörers efterfrågan och utbud etc. Dessa faktorer är exempel på ingångsvärden till optimeringen. En översikt över några av de viktigaste faktorerna ges nedan:

Vilka åtgärder som omfattas i analysen

Ett antal möjliga åtgärder behöver beskrivas med avseende på miljöpåverkan utöver referensscenariot. Åtgärder som ännu inte är kända, som till exempel framtida miljötekniker, kan inte inkluderas eftersom miljöpåverkan är okänd från dessa. Detta innebär att ännu okända tekniker att återvinna material inte kan analyseras empiriskt i modellen. Däremot kan man göra antaganden om att investeringar idag leder till åtgärder med minskad miljöpåverkan från produktion eller konsumtion i framtiden (s.k. endogen tillväxt). Denna miljöpåverkan är inte baserad på empiriska observationer om miljöpåverkan utan på aktörernas förväntningar kring framtida teknik och miljöpåverkan. Ett skäl till att man ändå kan vilja studera detta är för att se hur optimala styrmedelskombinationer beror på vilka förväntningar om framtida miljöteknik som privata aktörer har.

Utfallet från LCA underlagen

Detta beror på vilka miljöpåverkanskategorier som används, miljöpåverkans storlek och hur den fördelas över aktörer i livscykeln och på vilka åtgärder som används jämfört referensscenariot.

Den politiska beslutsfattarens mål eller preferenser

Hur den politiska beslutsfattaren (den sociala planeraren) i modellen värderar miljöpåverkan från olika åtgärder (vid samhällsekonomisk effektivitet) och/eller vilka miljömål som denna beslutar om. Detta inkluderar även andra parametrar såsom den diskonteringsränta och den tidspreferens som beslutsfattaren i modellen använder. Det sistnämnda bestämmer hur långt in i framtiden som beslutsfattaren tar hänsyn till konsekvenser för samhället.

Den politiska beslutsfattarens rådighet

Vilken rådighet som den politiska beslutsfattaren har över aktörer (processer) längs livscykeln. Om till exempel beslutsfattaren saknar rådighet över produktion som äger rum i utlandet kan styrmedel för produktionsfasen uteslutas från optimeringen. Det kan också vara så att beslutsfattarens inhemska rådighet inskränks av befintlig rätt såsom till exempel EU:s statsstödsregler som begränsar möjligheten att ge subventioner till inhemska företag.

Politiska misslyckanden

Eventuella politiska misslyckanden som begränsar beslutsfattarens val av styrmedel i styrmedelskombinationer. Det kan till exempel vara att skatter inte kan införas i vissa fall. Val av sådana styrmedel kan då begränsas i optimeringen så att styrmedelskombinationer som innehåller sådana styrmedel inte kan väljas.

Privata aktörers utbud och efterfrågan

Producenters utbud av produkter liksom konsumenters efterfrågan på desamma är andra exempel faktorer hos privata aktörer som är avgörande för resultaten. I numeriska CE-LCA kan utbud och efterfrågan bestämmas med hjälp av skattade elasticiteter. I analytiska CE-LCA förblir elasticiteter obestämda parametrar. Analysen blir då en slags känslighetsanalys som studerar utfallen med varierande utbud och efterfrågan. Utfallen påverkas även av andra faktorer hos privata aktörer såsom de tidspreferenser som dessa har.

3.5 Styrmedelskombinationer

I detta kapitel presenteras grundprinciperna för hur en optimering går till i en CE-LCA-modell med ett förenklat exempel där sedan förutsättningarna för att välja styrmedel varierar. Det kan till exempel vara politiska misslyckanden eller höga transaktionskostnader som gör att vissa styrmedel inte kan införas. I exemplet utgår vi från att staten söker samhällsekonomiskt effektiva nivåer av miljöpåverkan (se kapitel 3.2). Staten bör då agera när till exempel privata aktörers beslut leder till externa effekter i samhället. Externa effekter kan uppstå eftersom olika aktörer använder olika systemgränser när de fattar sina beslut vilket kan skapa en skillnad mellan privata och samhällsliga kostnader. En skillnad mellan dessa kan till exempel uppkomma om ett företag endast

väger in kostnader i sin produktions- och distributionsprocess i sina beslut men inte resterande samhällskostnader som produkten orsakar i till exempel avfalls- eller återvinningsprocesser.

Diagram 3.1 visar som exempel ett radardiagram för miljökostnaderna för de val som respektive privat aktör gör utan någon internalisering (röd linje). Diagrammets axlar kan antingen visa miljökostnader för en specifik påverkanskategori eller för en viktning inom LCA av flera kategorier. Antalet aktiviteter kan variera beroende på vilka aktiviteter som är relevanta för produkten och vad deras miljöpåverkan är. Exemplet visar sju aktörer (processer) längs livscykelns i diagrammet råmaterialutvinning (U), producent (P), konsument (K), återanvändning (R1), återtillverkning (R2), materialåtervinning (R3) och förbränning (F). Den blå linjen visar miljökostnader per aktör (process) som uppkommer vid samhällsekonomiskt effektiva miljömål. Skillnaden mellan den röda och blå linjen är alltså de externa effekterna för den miljöpåverkanskategori som används. I exemplet finns till exempel störst externa effekter kopplade till materialåtervinning (R3) och förbränning (F) medan de externa effekterna är mindre för konsumtion (K) och återanvändning (R1).

Den centrala informationen för att kunna identifiera styrmedelskombinationer är alltså inte den totala effekten från produkten under dess livscykel (summan av värdena på de sju axlarna) utan hur dessa externa effekter fördelar sig över livscykelns olika faser och de aktörer som orsakar de externa effekterna med sina val.

Radardiagram över externa effekter i livscykelns

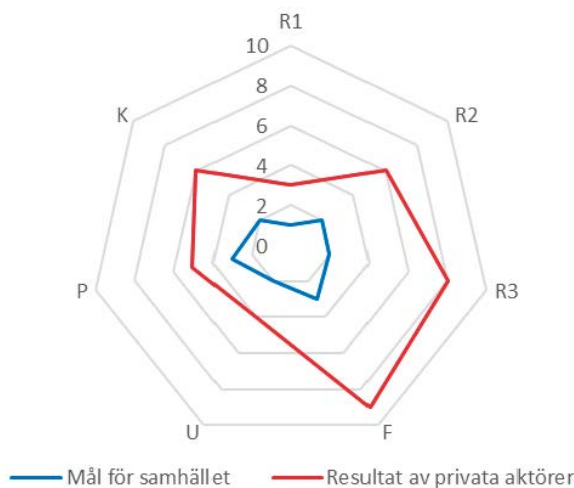


Diagram 3.1. Exempel på radardiagram över externa effekter längs värdekedjan. Den röda linjen visar privata aktörers val och samhällliga miljökostnader per aktör (process) utan några styrmedel införda. Den blå linjen visar samhällliga miljökostnader per aktör (process) vid samhällsekonomiskt effektiva miljömål. Skillnaden mellan den röda och blå linjen är alltså de externa effekterna uttryckta i termer av den miljöpåverkanskategori som används.

Diagram 3.2 visar de externa effekterna för exemplet i diagram 3.1. För att förenkla illustrationen bortser vi från miljöpåverkan från produktion och konsumtion för att återkomma till detta senare. Miljöpåverkan finns från råmaterialutvinning (U), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) materialåtervinning (R3) och förbränning (F). Röda staplar visar de externa effekter som uppkommer av den miljöpåverkan som respektive aktör (process) genererar. Negativa staplar illustrerar negativa externa effekter. I exemplet ger till exempel förbränning de största negativa externa effekterna medan de andra processerna hos andra aktörer har mindre negativa externa effekter. Blå staplar med negativa värden visar miljöskatter vid respektive aktör som fullt internaliserar den externa effekten i en första-bästa lösning. Vid full internalisering längs hela livscykeln är alltså röda och blå staplar vid varje aktör (process) lika stora. De externa effekterna är då fullt internaliserade vid varje källa, det vill säga vid varje aktör (process).

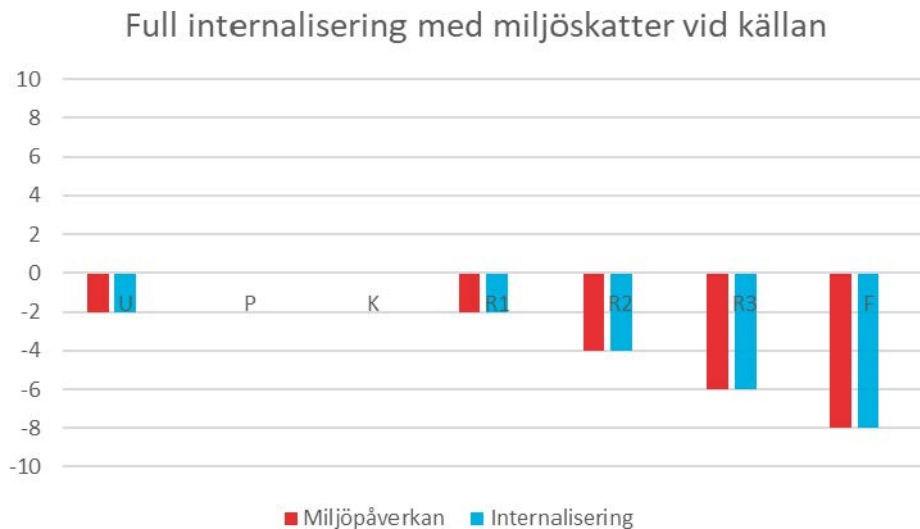


Diagram 3.2 Full internalisering med miljöskatter vid källan. Negativa röda staplar visar negativa externa effekter. Blå staplar med negativa värden visar miljöskatter. Externa effekter från miljöpåverkan från respektive aktör längs produktens livscykel; råmaterialutvinning (U), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) och materialåtervinning (R3) och förbränning (F) är fullt internaliserade med miljöskatter (blå staplar) vid respektive källa.

Det är inte problemfritt att införa miljöskatter eller avgifter som tas ut för uttjänta produkter vid materialåtervinning, återtillverkning eller återanvändning som i diagram 3.2. Är produkten uttjänt (värdelös) i konsumentens ögon kommer en avgift eller skatt vid inlämningstillfället att motverka inlämning vilket kan leda till att produkten lämnas i hushållsavfallet eller går till illegal hantering istället.

3.5.1 Tillsyn för illegal hantering av uttjänta produkter inte möjlig

Internaliserande avgifter eller skatter på avfall i diagram 3.2 förutsätter att ansvariga myndigheter kan utöva tillsyn så att produkterna inte hamnar på andra ställen än de beskattade aktiviteterna förbränning samt återprocesserna

R1, R2 och R3 i diagram 3.2. Med en sådan tillsyn kommer de differentierade skatterna att styra effektivt mot de inre cirklarna framför förbränning under full internalisering enligt diagram 3.2.

Det är dock i praktiken omöjligt att bedriva tillsyn över alla möjliga sätt i tid och rum som konsumenter kan göra sig av med uttjänta produkter som att till exempel lämna den i hushållsavfallet. Och utan denna tillsyn skapar alltså avgifter eller skatter på återprocesser och förbränning snedvridna incitament som motverkar sina syften.⁷

Eftersom en sådan tillsyn inte skulle vara praktiskt genomförbar läggs en begränsning in i modellen som inte tillåter avgifter eller skatter vid återprocesserna R1, R2 och R3 samt förbränning och därefter sker optimering igen (Hennlock et al, 2021a). Resultatet blir en ny lösning i diagram 3.3 med samma utfall som full internalisering (ibid).

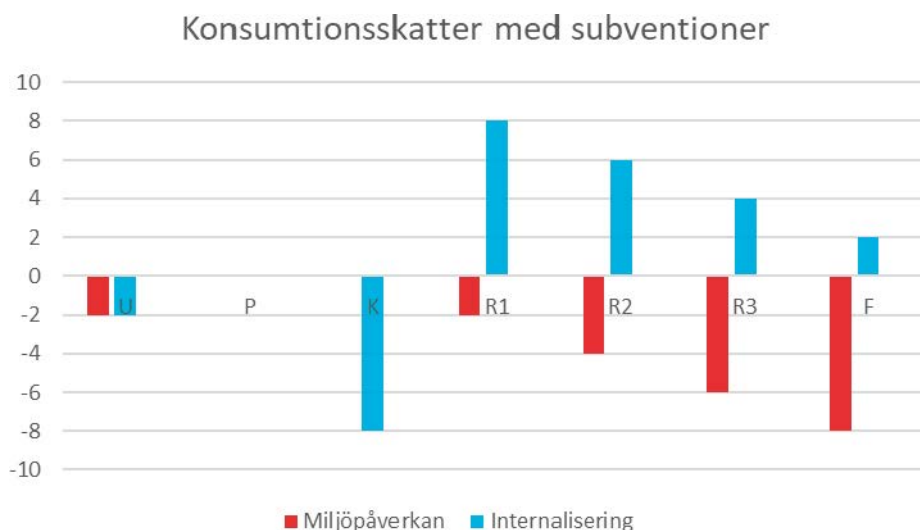


Diagram 3.3. Konsumtionsskatter med subventioner. Negativa röda staplar visar negativa externa effekter. Blå staplar med negativa värden visar miljöskatter medan positiva värden visar subventioner. Externa effekter från miljöpåverkan från respektive aktör längs produktens livscykel; råmaterialutvinning (U), produktion (P), konsumtion (K), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) och materialåtervinning (R3) och förbränning (F) är internaliserade med en miljöskatt (blå staplar) vid respektive källa.

Resultatet från optimeringen är att en avgift eller konsumtionsskatt tas ut vid inköpsfallet (K). När produkten gått igenom antingen återanvändning (R1), återtillverkning (R2) eller materialåtervinning (R3) återbetalas avgiften eller skatten som togs ut vid inköpsstillfället med avdrag för de externa effekter som respektive återprocess skapar. De återprocesser som ger lägst miljöpåverkan kommer att få den högsta återbetalningen. Ofta gäller detta de inre cirklarna, återanvändning eller återtillverkning som i detta exempel, även om det inte

⁷ Den totala externa effekten per produkt under hela dess livscykel är här inte summan av röda staplar eftersom dessa representerar flera möjliga val. Den marginella totala skadeeffekten för en enhet av produkten fås genom att summera de externa effekterna för de val som faktiskt väljs av aktörerna till exempel U-P-K-R3 för valet med materialåtervinning.

nödvändigtvis alltid är så. Avgiften eller skatten vid inköpstillfället sätts efter den avfallshanteringsprocess som har de största externa effekterna enligt LCA. Om produkten inte återgår till någon återprocess, och om till exempel förbränning har den största miljöpåverkan, sker alltså ingen återbetalning (Hennlock et al, 2021a).

Om lösningen utformas inom ett pantsystem uppkommer en trappa där den del av panten som återbetalas vid en återprocess beror på hur stor miljöpåverkan som återprocessen har. Ju lägre miljöpåverkan, desto större del av panten återbetalas (Hennlock et al, 2021a).

Utan transaktionskostnader för använda styrmedel är även denna lösning lika fullt internaliserad som den med miljöskatter vid varje källa i diagram 3.2. Den ger således likadana incitament och förändrat beteende som lösningen med miljöskatter om tillsyn av övriga aktiviteter är möjlig (ibid). Skillnaden är att återbetalningar vid återprocesser inte ger skatternas snedvridande incitament att göra sig av med uttjänta produkter på andra sätt eftersom återbetalningen ger incitament att faktiskt lämna produkter till återprocesser. Förändringen i beteende blir alltså detsamma som i fallet med miljöskatter med skillnaden att tillsyn av alla andra sätt att göra sig av med uttjänta produkter inte behövs som i diagram 3.2. Om inga transaktionskostnader finns så är även denna en första-bästa lösning.

Ett liknande resultat visades redan i 1990-talets cirkuläreconomiska modeller för materialåtervinning (till exempel Fullerton och Kinnaman, 1995). Vad som tillkommer i Hennlock et al (2021a) med nya inre marknader i modellen är en generalisering av resultaten Fullerton och Kinnaman, (1995) med en trappfunktion för återbetalningen baserad på storleken hos de externa effekterna i respektive process. Den avgift eller skatt som togs ut vid inköpstillfället ska återbetalas med avdrag för de externa effekter som respektive återprocess skapar i en cirkulär ekonomi. Full internalisering sker i varje process genom att nettobetalningen motsvarar den externa effekten hos processen med trappfunktionen hos återbetalningen.

3.5.2 Politiska misslyckanden vid ekonomiska styrmedel

Bland ekonomiska styrmedel är konsumtionsskatter med subvention eller pantsystem med återbetalning (till exempel per viktenhet) en av de mest primära styrmedelslösningarna för att internalisera ett cirkulärt flöde med prissignaler. Det är som sådan en viktig styrmedelskombination i en cirkulär ekonomi. Det är dock inte alltid politiskt möjligt att införa nya ekonomiska styrmedel. För att studera detta lägger Hennlock et al (2021a) in begränsningen att ekonomiska styrmedel inte kan införas, varvid optimering genomförs på nytt. Resultatet är ett individuellt producentansvar där varje producent får en skyldighet att återprocessa sina egna produkter. Samma utfall som full internalisering sker då genom att producenten möter kostnaderna för att återprocessa sina *egna* produkter. Redan till exempel Fullerton och Wu (1998) visade detta i modell med producentansvar för materialåtervinning. Hennlock et al (2021a) visar att detta resultat kan generaliseras till en cirkulär ekonomi med inre marknader för flera återprocesser.

Om producenterna i ett producentansvar får en skyldighet att genomföra någon av återprocesserna, återanvändning, återtillverkning eller återvinning för sina produkter skulle de främst tendera att välja de återprocesser med de lägsta privata kostnader vilket inte behöver vara de återprocesser med lägst miljöpåverkan och de lägsta externa effekterna. Resultatet visar att samma utfall som full internalisering förutsätter ett producentansvar med krav på återvinningsgrader för respektive återprocess och där kraven är satta för att internalisera de externa effekter uppkommer på grund av den miljöpåverkan som respektive återprocess orsakar (Hennlock et al, 2021a) Alternativet är ett avgiftssystem med återbetalning för producenterna inom systemet med samma struktur som det viktbaseade pantsystemet ovan. I bägge alternativ tas kostnaderna för återprocesserna ut som en avgift som läggs på produktens pris (ibid).

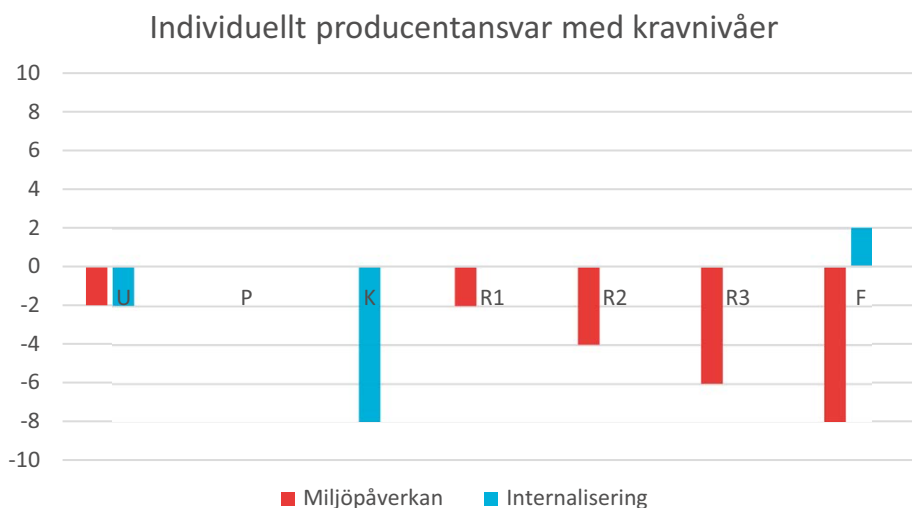


Diagram 3.4. Individuellt producentansvar med kravnivåer nedströms. Externa effekter från miljöpåverkan från respektive aktör längs produktens livscykel; råmaterialutvinning (U), produktion (P), konsumtion (K), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) och materialåtervinning (R3) och förbränning (F). Blå staplar är avgifter och återbetalningar inom producentansvarssystemet som motsvarar de s.k. skuggvärden⁸ som följer kravnivåerna.

Utan differentierade krav skulle kostnaden för ny produktdesign alltså bäras av producenten ensam medan kostnaden för återvinning med stordriftsfördelar bäras gemensamt av alla producenter. Ett resultat i Hennlock et al (2021a, 2019) är att stordriftsfördelar och odifferentierade avgifter i ett producentansvarssystem snedvrider relativpriserna för producenten och gör återvinning relativt sett billigare istället för att förbättra den egna produkt-designen. Ett producentansvarssystem för materialåtervinning kan då tränga

⁸ Skuggvärdet för en kravnivå är den marginalkostnad som aktören får när denne vidtar åtgärder som uppnår kravnivån. Med kravnivåer i ett producentansvar kan till exempel en aktör som ska återvinna en produkt ta ut en avgift från producenten som motsvarar denna kostnad.

undan såväl återanvändning som återtillverkning och produktdesign anpassad för andra återprocesser (Hennlock et al, 2021a).

3.5.3 Differentiering av återprocesser är inte möjlig

Både ett individuellt producentansvar i diagram 3.4 eller konsumtionsskatter med subvention eller pantsystem för återprocesser i diagram 3.3 bygger på att kunna differentiera krav respektive återbetalningar vilket behöver kriterier som kan verifieras, mätas och tillsynas med transparanta metoder.

I nästa fall utgår vi från att verifiering, mätning och tillsyn (VMT) inte är tekniskt möjlig för återprocesser. Således är det inte möjligt att differentiera återprocesserna med vare sig krav eller återbetalningar. Resultaten från optimeringen under dessa förhållanden är en skatt på råmaterial i diagram 3.5. ovanpå den skatt på råmaterial i diagram 3.4 för de externa effekter som uppstår från själva utvinningen (Hennlock et al, 2021a). Samtidigt är konsumtionsskatten på varor lägre jämfört med nivån i lösningen med skatter med återbetalning i diagram 3.3. Konsumtionsskatten är densamma för samma produkt oavsett om den härstammar från råmaterial eller material från återprocesser eftersom miljöpåverkan vid sluthantering är densamma (ibid).

Nettoeffekten blir att återanvända produkter får en lägre total skattenivå än produkter tillverkade med råmaterial. Detta är dock inte tillräckligt för att nå full internalisering. Skatten på råmaterial snedvrider relativpriserna mellan återprocesser och jungfrulig produktion vilket uppmuntrar till fler produkter från återprocesser. Detta ger i sin tur en ökad miljöpåverkan som inte är samhällsekonomiskt effektiv. För att kompensera för detta behövs antingen en skatt på kapital eller på inkomst i produktionen. Tillsammans åstadkommer skatterna full internalisering genom att bromsa, styra och gasa (Hennlock et al, 2021a).

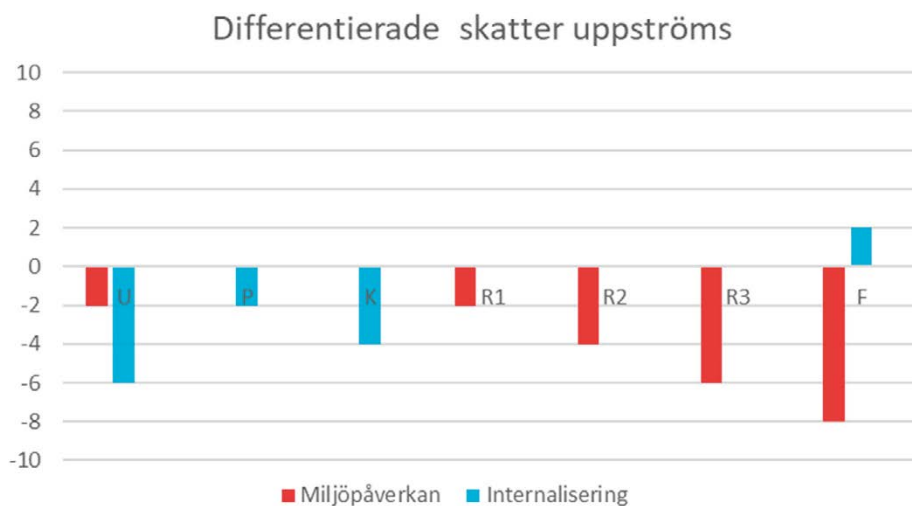


Diagram 3.5. Differentierade skatter uppströms. Externa effekter från miljöpåverkan från respektive aktör längs produktens livscykel; råmaterialutvinning (U), produktion (P), konsumtion (K), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) och materialåtervinning (R3) och förbränning (F) är internaliserade med en miljöskatt (blå staplar) vid respektive källa.

Förklaringen till att inga skatter eller subventioner behövs vid återprocesserna R1, R2 och R3 i diagram 3.5. är den efterfrågan på produkter från återprocesser som skapas med differentieringen på produktionsidan. Denna ger positiva marknadspriser för uttjänta produkter och deras ingående komponenter och material. Med den produktdesign som full internalisering ger blir uttjänta produkter värdefulla insatsfaktorer för återanvändning, återtillverkning och återvinning. De positiva priserna för uttjänta produkter fyller samma funktion som subventionerna i diagram 3.3 när det kommer till incitament för insamling och sortering.

I exemplet ovan görs differentieringen över aktörer och materialflöden. Samma differentiering kan åstadkommas på andra sätt. Skatten kan till exempel differentieras direkt över produkter och deras innehåll av råmaterial och andra material. Det förutsätter att myndigheten kan verifiera, mäta och utöva tillsyn över produkters innehåll av material. Det kan dock vara en större utmaning att verifiera och mäta förekomsten av material när det sitter i en färdig produkt, jämfört med när råmaterialet lämnar utvinningen.

3.5.4 Utländsk råmaterialutvinning och produktion

En vanlig situation är att Sverige saknar rådighet över råmaterialutvinning och produktion när dessa ligger utomlands. Styrmedelslösningar nedströms kan i stort alltså genomföras inom rådigheten. Hindren för producentansvar uppströms där skatter eller ansvar läggs på producenter utomlands blir dock mer problematiska. Hennlock et al (2021a) studerar därför ett fall där nationella styrmedel inte är möjliga på råmaterialutvinning och produktion. Resultaten från optimeringen visar att skatter och subventioner principiellt ändå kan genomföras genom att flytta fram styrmedel längs livscykeln från råmaterialutvinning och produktion till importörer (I).

Den optimala lösningen i diagram 3.5 ändras då till lösningen i diagram 3.6. Skatten för importörerna består av tre delar som faller tillbaka på skatterna; 1) en skatt för externa effekter från råmaterialutvinning, 2) en relativprisjusterande skatt på råmaterial i kombination med en konsumtionsskatt samt 3) en skatt på produktion för att justera för den rekyleffekt som relativprisändringen ger i 2). Konsumtionsskatten kan även flyttas till importören med bibehållen full differentiering, Detta förutsätter att myndigheten kan utöva VMT med tillräcklig precision över produkters innehåll av material (Hennlock et al, 2021a). Det senare innebär att konsumtionsskatten behöver differentieras om tillverkningsmetoder i olika länder har olika externa effekter.

Om ingen produktion finns inom landet förutsätter lösningen att det finns avsättning för uttjänta produkter, inklusive deras komponenter och material, antingen inom landet i annan produktion (till exempel genom re-design eller kaskadanvändning) och/eller inom den ursprungliga produktionen via internationella marknader som således behöver fungera effektivt.

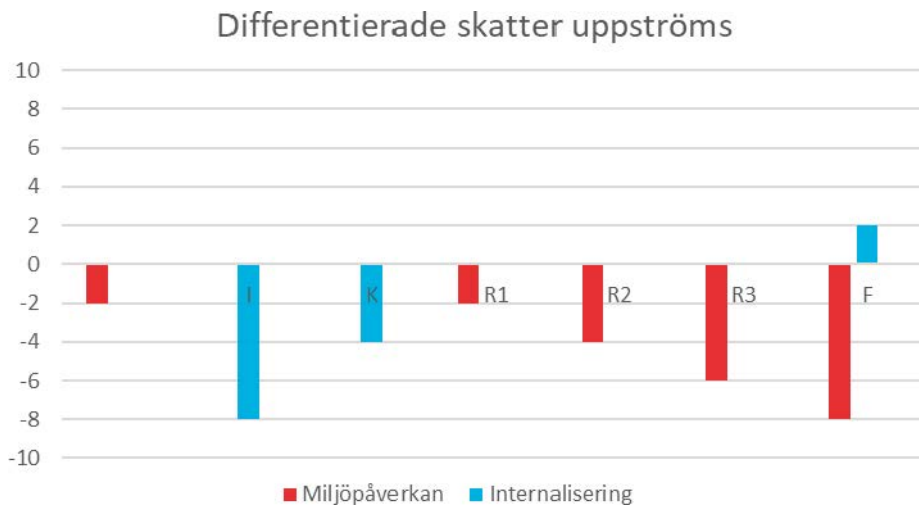


Diagram 3.6. Differentierade skatter uppströms vid utländsk produktion. Externa effekter från miljöpåverkan från respektive aktör längs produktens livscykel; råmaterialutvinning (U), produktion (P), importör (I), konsumtion (K), återanvändning (R1), återtillverkning (R2) och materialåtervinning (R3) och förbränning (F) är internaliserade med en miljöskatt (blå staplar) vid respektive källa.

3.6 Primära styrmedelskombinationer

Exemplen i diagram 3.2 till 3.6 från Hennlock et al (2021a) studerar hur primära styrmedelskombinationer (första-bästa lösningar) varierar med antaganden om till exempel politiska misslyckanden, möjlighet att bedriva tillsyn, tekniska begränsningar att differentiera eller rådighet hos den politiska beslutsfattaren.

Politiska misslyckanden kan till exempel leda till att skatter eller subventioner inte kan införas av olika skäl. Andra begränsande faktorer kan till exempel vara att EU:s statsstödsregler sätter ramarna för möjligheterna att med offentliga medel ge subventioner till verksamheter. Regelverket om statsstöd finns i artiklarna 107–109 i Fördraget om Europeiska unionens funktionssätt (EUF-fördraget) och är genomfört i svensk rätt genom lagen (2013:388) om tillämpning av Europeiska unionens statsstödsregler.⁹

3.6.1 Systemperspektiv ger flera lösningar på samma problem

De olika styrmedelskombinationerna i exemplen i diagram 3.2–3.6 utgår alla från samma externa effekter i diagram 3.1 som ska internaliseras. I diagram 3.2 finns inga politiska misslyckanden eller begränsningar i differentiering längs livscykeln. Full internalisering kan då ske som i diagram 3.2 med miljöskatter som var och en internaliserar varje extern effekt vid respektive källa, det vill säga den aktör som orsakar externa effekter. Detta sätt att genomföra en internalisering utgår från att varje aktör längs livscykeln orsakar en extern

⁹ Av artikel 36 i gruppundantagsförordningen följer att investeringsstöd dock får ges under vissa förutsättningar för att göra det möjligt för företag att höja nivån på det miljöskydd som uppstår på grund av att företaget går längre än vad som krävs enligt tillämpliga unionsnormer eller för att nå en högre miljöskyddsnivå i avsaknad av unionsnormer.

effekt. Utifrån Tinbergens lag ”ett mål – ett styrmedel” kan full internalisering nås med att införa ett styrmedel för varje extern effekt vilket i exemplet i diagram 3.2 ger en fullt internaliserande miljöskatt vid varje aktör.

I fallet med en miljöskatt vid varje extern skatt skulle i princip 5 olika politiska beslutsfattare kunna internalisera över livscykeln utan att kommunicera med varandra. Var och en av beslutsfattarna skulle mäta de externa effekterna inom sitt ansvarsområde och införa en miljöskatt som internaliserar denna effekt. I diagram 3.6 åstadkoms samma utfall och internalisering med 3 skatter istället för 5 skatter som var fallet med en miljöskatt vid varje källa (aktör) i diagram 3.2. Det är ett exempel på att en skatt vid varje källa som orsakar en extern effekt i diagram 3.2 inte nödvändigtvis är det effektivaste strategin när det finns transaktionskostnader för styrmedlen.

Detta kan först också tyckas gå emot Tinbergens lag (Tinbergen, 1952) att antalet styrmedel i ett system behöver vara minst lika många som antalet mål för att kunna nå målen.¹⁰ Att man når samma utfall med 3 skatter istället för 5 beror dock här snarare på att differentieringar som ligger mellan olika aktörer i återprocesserna i diagram 3.2 istället ligger som en differentierad konsumtionsskatt kopplad till huruvida produkterna är återanvända, återtillverkade, använder återvunnet material eller jungfruligt material i diagram 3.6. Differentieringen över aktörer kan alltså göras över produkter under förutsättning produktens innehåll av jungfruliga och återvunna material kan verifieras, mätas och tillsynas (VMT). I praktiken blir transaktionskostnader för att verifiera, mäta och bedriva tillsyn en avgörande faktor för graden av differentiering samt om den sker över aktörer, aktiviteter, materialflöden eller produkter.

En differentiering mellan processer och produkter som orsakar externa effekter och de som inte gör det är en förutsättning för en effektiv styrning. Tidigare studier (till exempel SOU, 2017:22, s 162) pekar på att konsumtionsskatter med ingen eller svag differentiering inte styr mot cirkularitet. Konsumtionsskatter kan förvisso minska den totala produktionen och konsumtionen. Men utan en differentiering mellan processer som genererar externa effekter och de som inte gör det, försvagas incitamenten som styr mot alternativa processer med mindre externa effekter (Hennlock et al, 2021a).

Lag (2016:1067) om skatt på kemikalier i viss elektronik är ett exempel på en skatt med en förhållandevis svag differentiering. Syftet med skatten är att minska tillförseln av farliga ämnen till människors hemmiljö (SOU 2015:30). Skattesatsen har satts med hjälp av priselasticiteter och målet är att den ska minska försäljningen med 5 % hos elektronik som innehåller kemikalierna (SOU 2015:30 s. 66). Skatten beräknas på varornas vikt utan emballage och är 11 kronor per kilo för vitvaror och 163 kronor per kilo för övrig elektronik. Skatten begränsas till maximalt 448 kronor per vara,

¹⁰ Tinbergens lag säger förenklat att det måste finnas minst lika många styrmedel som mål för att styrmedelskombinationen ska kunna garantera måluppfyllelse (Tinbergen, 1952). Samtidigt följer att fler styrmedel än mål skulle inte ge någon förbättrad måluppfyllelse på grund av överlappning. Det förutsätter att vart och ett av styrmedlen kan styra mot varsitt mål samt att det inte finns några andra marknadsmisslyckanden.

så att en vara inte ska få en oproportionerligt hög skatt. Det finns möjlighet att göra avdrag på skatten om vissa delar av varan inte innehåller någon brom-, klor- eller fosforförening. Avdraget är 50 % alternativt 90 % av skattebeloppet beroende på bland annat vilken förening som varan inte innehåller. Principiellt är detta ett exempel på en sådan differentiering som ligger nära exemplet i diagram 3.6. Huruvida den är styrande med avseende på kemikalierna i fråga beror på hur förekomsten av kemikalierna samvarierar med produkternas vikt.

3.6.2 Differentierade producentansvarssystem

Lagstiftningen i dagens producentansvarssystem ställer inga krav på att den enskilda producenten ska genomföra skyldigheten i egen regi. Producentansvarssystemen har utvecklats som marknadsbaserade lösningar för ett slags kollektivt ansvar bland producenterna som utnyttjar stordriftsfördelar hos insamling, sortering och återvinning. Därmed skapar ett producentansvarssystem ett kollektivt ansvar snarare än individuellt ansvar kopplat till en specifik produkt vilket skapar en småskjutsproblematik (Hennlock et al, 2019). Eftersom kostnaden för ny produktdesign bärs av producenten ensam medan kostnaden för återvinning med stordriftsfördelar bärs gemensamt av alla producenter blir det för flertalet enskilda producenter mer lönsamt att bli medlem i systemet och betala avgiften framför att anpassa sin produktdesign och återvinna utanför producentansvarssystemet (ibid).

Stordriftsfördelar och odifferentierade avgifter i ett producentansvarssystem åstadkommer relativpriserna som gör återvinning relativt sett billigare för producenten jämfört med att anpassa produktdesignen (Hennlock et al, 2019). Detta skapar incitament som tenderar att styra mot att upprätthålla materialåtervinning av främst befintlig produktdesign framför att utveckla mer återvinningsbar (eller återanvändningsbar) design. Utan ett samlat systemperspektiv vid utformning av styrmedel föreligger därför risk att ett producentansvarssystem för materialåtervinning bidrar till att tränga undan såväl återanvändning som återtillverkning och produktdesign anpassad för andra återprocesser (Hennlock et al, 2019). Samma resultat reproducerades i en analytisk modell i Hennlock et al (2021a) vilket beskrivits i kapitel 3.5.

En differentiering av krav eller avgifter och återföringar kan motverka eller ta bort (vid full differentiering) inlåsningen i produktdesign genom att införa ett individuellt ansvar så att varje producent får möta sina kostnader för återvinning (Hennlock et al, 2021a). Individuella producentansvar förutsätter dock större resurser och kostnader för verifiering, mätbarhet och tillsyn (VMT) av produkt-, komponent- och materialflöden vilket i praktiken begränsar möjligheterna att genomföra individuella producentansvar (Hennlock et al, 2019). Ett producentansvar står således inför avvägningen mellan, å ena sidan, nyttan att använda differentiering för att stärka incitamenten för återanvändningsbar och återvinningsbar design och, å andra sidan, hantera större administrativa kostnader för att ta fram underlag för differentierade krav och avgifter baserade på återanvändningsbarhet och återvinningsbarhet.

3.6.3 Empiriska studier av producentansvar

Hennlock et al (2019) genomför empiriska fallstudier i workshopar tillsammans med referensgrupper från bland annat producentansvarssystemen FTI, El-Kretsen och Returpack AB. Ett syfte var att få empiriska underlag till begränsningar av styrmedelskombinationer i CE-LCA modelleringar i Hennlock et al (2021a, 2021d). Ett annat syfte var att empiriskt sammanställa vilka hinder och möjligheter som finns för att vidareutveckla respektive producentansvarssystem mot återanvändning och återtillverkning. Detta kapitel sammanfattar resultat från arbetet i dessa referensgrupper om inte annan referens anges.

Forskning som ger bättre underlag för den VMT kan öka differentieringen för att effektivare reducera externa effekter. Detta gäller till exempel differentiering för externa effekter och andra marknadsmisslyckanden som förhindrar återtillverkning och återanvändbarhet när dessa ger lägre miljöpåverkan än materialåtervinning. Ett exempel kan vara forskning som leder fram till VMT för differentieringar som baseras på materialvikt som ger externa effekter snarare än produktens totala vikt. Arbetet i referensgrupper i Hennlock et al (2019) identifierade ett antal forskningsområden:

- Lärdomar kan dras från de differentieringar med avseende på återvinning som redan gjorts inom vissa producentansvarssystem främst inom förpackningar och är baserade på till exempel materialtyp, färg, storlek.
- Även om återvinningsbarhet (låg kostnad för att återvinna en produkt med viss design) kan vara teknisk svår att mäta kan kostnaden för att återvinna en produkt med avseende på en viss designegenskap beräknas eller mätas i återvinningsprocessen. Kostnaden är en riktlinje för den avgiftsnivå som bör kopplas till designegenskapen för att internalisera de externaliteter som orsakas av denna.
- För att en produkt ska ha hög återanvändbarhet (eller låg kostnad för att återvända en produkt med en viss design) behöver det finnas en bestående efterfrågan för produkten över tid även som begagnad. Detta i sin tur bestäms dels av egenskaper hos produkten, såsom dess kvalitet och tillförlitlighet, samt dels hur lätt det är att genomföra ägarbyten. Sammantaget kan återanvändningsbarhet mätas genom att observera kostnader för att återanvända en produkt med viss design vilka kan utgöra riktlinjer för differentieringar med avseende på återanvändbarhet.
- Ett sätt att underlätta VMT är standardisering av produktdesign, komponenter och material. Standardisering minskar den mängd information som aktörer behöver hantera för att följa och utöva VMT. Det stärker också aktörernas förtroende för prestanda och kvalitet på produkter och sekundära material från återprocesser. I ekonomiska termer innebär standardisering och märkning att produkterna blir mer homogena vilket ökar marknadernas effektivitet.

3.7 Sekundära styrmedelskombinationer

I praktiken tvingas man som sagt ofta till en avvägning mellan transaktionskostnader för VMT och effektiva första-bästa styrmedelskombinationer. Transaktionskostnader kan till exempel uppkomma för att verifiera, mäta eller utöva tillsyn för differentieringar som är kopplade till produktens externa effekter. Det finns dessutom ett flertal andra marknadsmisslyckanden som orsakas av till exempel asymmetrisk information mellan privata aktörer eller marknadsmakt som inte analyseras i Hennlock et al (2021a). Sådana marknadsmisslyckanden kan skapa behov för andra eller fler styrmedel än de som ekonomiska styrmedel samt kravnivåer som hanteras i Hennlock et al (2021a). I detta kapitel går vi igenom transaktionskostnader och andra marknadsmisslyckanden som hanterats i projektet och kommer därmed till sekundära (andra-bästa) styrmedelskombinationer.

3.7.1 Transaktionskostnader

När det finns transaktionskostnader för ett eller flera styrmedel kommer olika styrmedelskombinationer generellt inte längre att prestera lika effektivt. Vilken styrmedelskombination som då är effektivast (andra-bästa lösning) beror på var transaktionskostnaderna finns. Hennlock et al (2021d) utvecklar Shinkuma (2003) till en modell med flera inre marknader och introducerar transaktionskostnader för att differentiera subventioner för återprocesser till miljöpåverkan. Något förenklat visar resultaten att styrmedelskombinationer som innehåller styrmedel som är förenade med höga transaktionskostnader generellt blir ineffektivare än styrmedelskombinationer med lägre transaktionskostnader. Detta är också intuitivt.

Till exempel tenderar en differentierad konsumtionsskatt (diagram 3.5) bli effektivare än en skatt med differentierade återbetalningar för återprocesser (diagram 3.3) när transaktionskostnaderna för att differentiera subventioner är relativt höga och priserna på produkter eller komponenter från återprocesser är positiva. Det sista innebär att det finns fungerande marknader för återprocesser (Hennlock et al 2021d).

Om priserna på produkter eller komponenter från återprocesser är negativa, det vill säga då efterfrågan eller fungerande marknader för produkter eller komponenter för återprocesser, saknas samtidigt som transaktionskostnader för att differentiera subventioner är höga, tenderar istället individuella producentansvar med differentierade kravnivåer för återprocesser bli effektivare (ibid). Så länge inte transaktionskostnader för att differentiera subventioner är förhållandevis höga, är konsumtionsskatter med subventioner för återprocesser effektivare oavsett om priserna är positiva eller negativa på produkter eller komponenter för återprocesser (ibid).

3.7.2 Politiska misslyckanden

Politiska misslyckanden kan uppkomma till följd av ett flertal faktorer i den politiska processen, såsom asymmetrisk information mellan politiska beslutsfattare och privata aktörer, kortsiktiga politiska mål till följd av korta mandat-

perioder, påverkan av lobbying från privata aktörer när det gäller till exempel sysselsättning. Politiska misslyckanden kan förhindra att vissa styrmedel kan införas. I sådana fall kan ett systemperspektiv kring styrmedelskombinationer upptäcka andra lika effektiva styrmedelskombinationer (Hennlock et al, 2021a, 2021d).

Ett exempel på detta är asymmetrisk information mellan den politiska beslutsfattaren och privata aktörer som kan göra det svårare att införa skatter för att internalisera externa effekter kopplade till avfallshantering. Skatter skulle göra att privata aktörer blir mindre villiga att lämna produkter för avfallshantering, för att kanske istället göra sig av med dem på illegala sätt. Följden blir att skatter och avgifter inte motverkar de externa effekterna som avsett (Hennlock et al, 2021a).

Ett annat exempel på asymmetrisk information är att den politiska beslutsfattaren inte känner till lika mycket information om de externa effekterna som de privata aktörerna. Ett exempel illustreras av Coria (2019) som visar att ekonomiska motiv ofta har format Kandidatförteckningen i REACH.¹¹ Analysen visar att företag ger mest input i samrådsprocesserna. Coria (2019) visar också att nationella ekonomiska intressen inte bara påverkat besluten att lämna in en handling utan också vilka ämnen som ska föreslås införas på listan. De flesta EU-länder som lämnar in dokumentation föreslår ämnen som inte produceras nationellt och för ämnen där de förväntar sig lite motstånd från andra medlemsländer eller från inhemska aktörer (Coria, 2019; Coria och Johansson-Stenman, 2021). Liksom i fallet med ozonnedbrytande kemikalier kan det leda till att störande effekter från vissa kemikalier inte upptäcks förrän de uppträder i större skala och påverkar vitala processer eftersom styrmedel införs för sent.

3.7.3 Beteendeanomalier

Hennlock et al (2021a, 2021d) utgår från att de privata aktörerna är rationella. Det innebär kortfattat att aktörerna handlar så att de söker tillfredsställa sina preferenser genom att ta in all tillgänglig information vid sina beslut. Aktörerna reagerar på till exempel nya miljöskatter genom att investera i ny teknik så snart skatten gör det olönsamt att fortsätta använda äldre teknik. Aktörer är dock inte alltid rationella i verkligheten. Om en styrmedelskombination då har identifierats under antagandet att de privata aktörerna är rationella, får inte styrmedlen den effekt man räknat med. Beteendeanomalier handlar framförallt om begränsad rationalitet eller begränsad viljestyrka eller vanebeteenden hos privata aktörer (Shogren och Taylor, 2008). Hennlock et al (2021c) genomför två experiment med chefer från svensk industri. Dessa delades slumpmässigt in i två grupper och fick besvara investeringsfrågor under inverkan av olika styrmedel. Den ena gruppen under inverkan av

¹¹ Kemikalier regleras av den europeiska kemikalielagstiftningen, REACH. Den utgörs av bland annat Kandidatförteckningen, som är en lista med drygt 200 särskilt farliga ämnen vars egenskaper kan medföra allvarliga och bestående effekter på människors hälsa och på miljön.

miljöskatter för utsläpp och den andra gruppen under inverkan av gränsvärden för utsläpp. I övrigt var beslutskontexter och förutsättningar i grupperna identiska. Om cheferna varit rationella i bägge grupper skulle de två grupperna ha svarat på precis samma sätt.

Det visade sig att bara 5 respektive 10 % av cheferna var rationella och typen av styrmedel hade stor inverkan på vilken information cheferna tittade på och vilka investeringsval de gjorde. Cheferna använde olika tumregler för sina beslut beroende på vilken typ av styrmedel som de tänkte på. Styrmedlens kontexter ledde dem till olika beslut trots att förutsättningarna, och det rationella svaret, var identiska i de olika behandlingarna i experimentet. Kompletterande styrmedel som till exempel information eller standardiseringar kan i sådana situationer öka effektiviteten och måluppfyllelsen hos styrmedel. Styrmedelskombinationen kan då bestå av styrmedel, som till exempel miljöskatter, vars primära syfte är nå det politiska målet samt stödjande informativa styrmedel för att minimera eller mildra oavsiktliga beteendeanomalier (Hennlock et al, 2021c).

3.8 Illustration av CE-LCA i fallstudier

I detta kapitel illustreras en CE-LCA-modell i två fallstudier för mobiltelefoner respektive fritidsbåtar. Syftet med fallstudierna är inte att göra en fullständig CE-LCA för styrmedelskombinationer för dessa produkter. Syftet är istället att illustrera en CE-LCA-modell med ett urval av åtgärder för dessa produkter för att ge läsaren konkreta empiriska exempel på metoden. Det kanske främsta syftet med fallstudierna har varit att i forskningen tjäna som gemensamma empiriska underlag som skapar förutsättningar för det tvärvetenskapliga arbetet.

Kapitel 3.9 beskriver bakgrund och antaganden samt illustrerar hur LCA har använts för att förstå livscykelns miljöpåverkan från en mobiltelefon och sedan införliva denna information i en cirkuläreconomisk modell (CE-modell). I kapitel 3.10 beskrivs antaganden samt resultat för CE-LCA för mobiltelefoner. I kapitel 3.11 återfinns bakgrund och antaganden för LCA i fallstudien om fritidsbåtar och i kapitel 3.12 resultat för CE-LCA för fallstudien om fritidsbåtar.

3.9 Mobiltelefoner

Mobiltelefonen har utvecklats till en komplex, kompakt och lätt smartphone som fortsätter att växa i funktionalitet och kapacitet. I huvudsak har smartphones ersatt behovet av många andra produkter med separata funktioner såsom kameror, miniräknare, chattar eller e-postadress och kan numer utföra många funktioner som tidigare hanterats av datorer. Det är denna funktion som har gjort en smartphone till en av de mest eftertraktade och outhärliga produkterna i den utvecklade världen.

År 2019 fanns det 3,2 miljarder smartphoneanvändare globalt, vilket förväntas växa till 3,8 miljarder användare 2021.¹² Materialet i dessa telefoner, inklusive ädelmetaller och sällsynta jordartsmetaller, är därför betydande. Det uppskattas till exempel att 41 telefoner innehåller 1 g guld, vilket är jämförbart med 1 ton guldmalm.¹³ Dessa material har både ekonomisk och miljömässig betydelse, men för närvarande är cirkuläreten hos dessa material mycket begränsad. Endast 20 % av 2016 års e-avfall dokumenteras ha samlats in och återvunnits trots att det finns stora lagertillgångar på guld, silver, koppar, platina, palladium och andra högvärdiga återvinningsbara material (Baldé et al, 2017).

Försäljningen av smartphones fortsätter att växa med över 1,5 miljarder sålda telefoner 2017 (Gartner, 2018) och ett liknande antal telefoner når slutet av sitt första liv då de antingen kommer att lagras, återanvändas eller återvinnas legalt eller illegalt. En typisk smartphone väger cirka 200 g och består av 25 % metaller, 30–50 % plast och resten glas, epoxy och keramik (Geyer, 2010). Det är därför ett betydande flöde av metaller och andra material som är förknippade med smarttelefonmarknaden, dess återvinning och bortskaffande. Kretskort består till exempel av ädla metaller, vilket innebär att cirka 267,3 ton guld och 7 275 ton silver konsumeras årligen för tillverkning av mobiltelefoner och annan elektronik. För närvarande återvinns endast cirka 15 % av dessa medan resten lagras eller deponeras (Vats och Singh, 2015).

3.9.1 LCA Mobiltelefoner

LCA baseras på en representativ smartphone (Sony X5) för att identifiera flöden med störst miljöpåverkan. Baserat på resultaten från basfallet LCA identifierades specifika flöden och aktiviteter med störst bidrag till den totala effekten samt möjliga förbättringar. Baserat på detta utvärderades flera alternativa affärsmodeller utifrån deras identifierade förbättringspotential. De studerade affärsmodellerna inkluderar ökad modulering och molntjänster. Från LCA drogs sedan slutsatser om hur olika förändringar i design och tjänster kunde påverka viktiga variabler i miljöpåverkan (Romare et al. 2020). Resultatet är inte ett fotavtryck av en verklig Sony-smartphone, eftersom datainsamlingen och metoden bakom studien syftade till att uppfylla de specifika forskningsfrågorna relaterade till cirkulär ekonomi, snarare än att göra en fullständig inventering av telefonen. För sådana resultat se till exempel Ercan et al (2016).

¹² <https://www.statista.com/statistics/330695/number-of-smartphone-users-worldwide/>

¹³ <http://www.bbc.com/news/blogs-magazine-monitor-28802646>

Arbetet beskrivs i följande avsnitt uppdelade i:

- LCA-resultat för linjära basfallet
- LCA-resultat för scenarier för cirkulära affärsmodeller.
- Ekvationer som beskriver LCA-resultaten med relevanta parametrar som variabler.

3.9.1.1 DET LINJÄRA BASFALLET

Resultaten från LCA:n för mobiltelefonen med linjära flöden visas i tabell 3.1. Analysen identifierade följande huvudsakliga resultat (Romare et al. 2020):

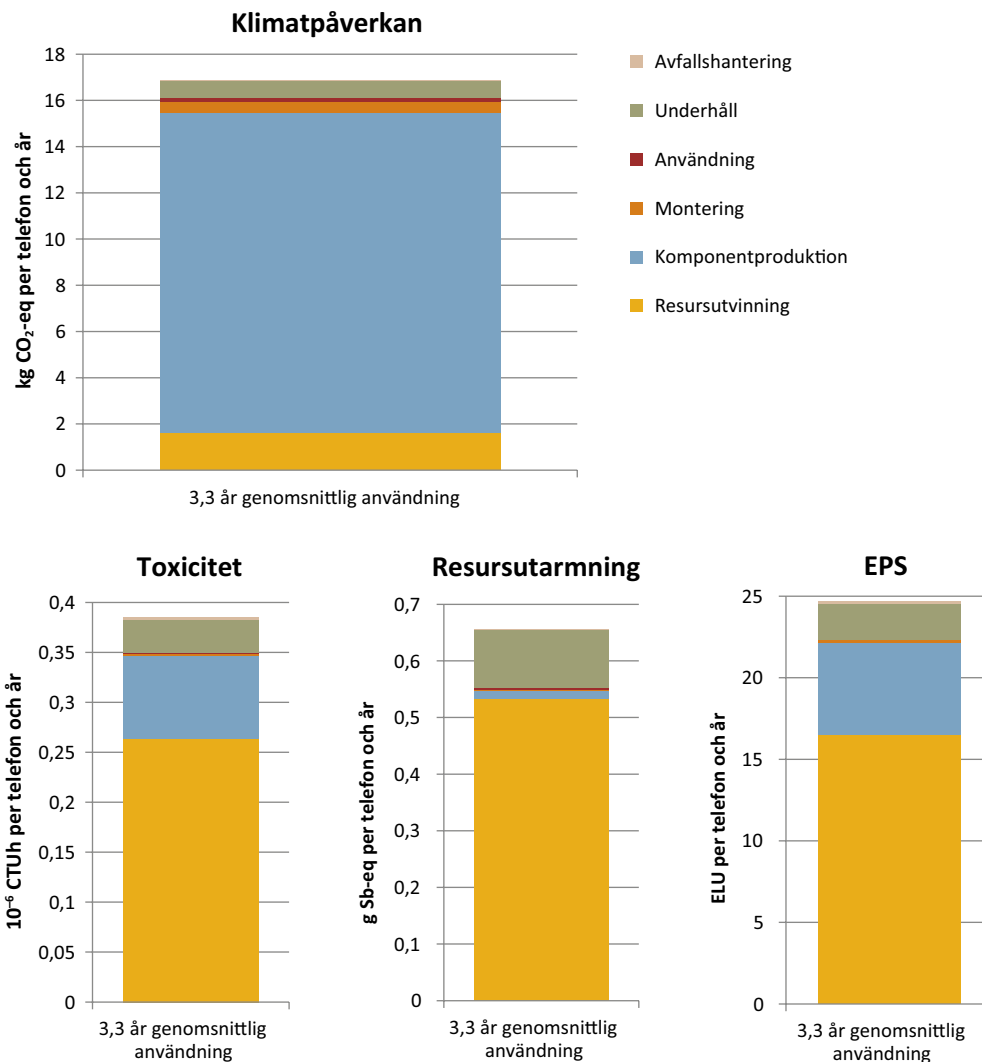
1. Huvuddelen av miljöpåverkan under livscykeln sker under råvaruutvinning och tillverkningen.
2. För klimatförändringskategorin är det användningen av fossilbaserad el i tillverkningen som dominerar påverkan och bidrar med 76 % av den totala påverkan.
3. Toxicitet och utarmning av resurser är konsekvenser som är nära relaterade till gruvdrift, och en stor del av påverkan sker i råvaruutvinningsfasen. 75 % av den totala toxicitetspåverkan och 95 % av utarmningen av resurser är från denna fas.
4. Användarfasen har ett mycket litet bidrag (<1 %), vilket beror på mobiltelefonernas energieffektivitet (som har förbättrats avsevärt under de senaste två decennierna), och delvis på grund av koldioxidslut i det land där första användningen sker (Sverige).
5. Avfallshanteringen ger ett mycket litet bidrag till den totala påverkan. Påverkan är dock mycket lokal när det till exempel kommer till informell återvinning i utvecklingsländer, och ingen lämplig information eller data-mängder kunde hittas för att införliva denna del i analysen.

Med råvaru- och produktionsfasen identifierad som den fas som har störst påverkan är det relevant att undersöka om det finns några specifika komponenter eller åtgärder som bidrar mer än andra i denna fas. Figur 3.2 ger en översikt över de mest påverkande komponenterna och hur de bidrar till de fyra undersökta påverkanskategorierna.

I klimatförändringskategorin är den integrerade kretsen den komponent som ger den enskilt största påverkan (nästan 70 % av den totala påverkan), främst på grund av den (kolintensiva) el som används under produktionen. Elen som används för att producera andra komplexa komponenter såsom skärm, kretskort (PCB) och batteri ger också en märkbar påverkan.

Tabell 3.1. Tabellen visar aspekter som identifierades som de med högst påverkan i det linjära basfallet. Symbolen X markerar vilka aspekter som är relevanta för respektive miljöpåverkanskategori. Sett över hela livscykeln är det uppenbart att de aspekter med högst bidrag är fokuserade till produktionsfasen av livscykeln, där material och elanvändning har störst påverkan. (Romare et al. 2020)

Aspekt	Klimatpåverkan	Toxicitet	Resursutarmning	EPS
IC (integrerad krets) energi för tillverkning	X	X		X
IC (integrerad krets) material	X	X	X	X
Skärm energi för tillverkning	X			
Skärm material		X	X	X
PCB energi för tillverkning	X			
PCB material		X	X	X
Batteri energi för tillverkning	X			
Batteri material		X	X	X



Figur 3.2. Figuren visar LCA-resultaten för en mobiltelefon i det linjära fallet. Resultaten för de tre påverkanskategorierna, klimatförändringar, toxicitet och utarmning av resurser, visas grafiskt tillsammans med den monetära värderingsmetoden EPS. För kategorin klimatförändringar är det användningen av fossilbaserad el i produktionen som dominerar påverkan. Toxicitet och utarmning av resurser är effekter som är nära relaterade till gruvdrift, och mycket av påverkan finns i fasen råvaruutvinning. (Romare et al. 2020)

För kategorierna toxicitet, resursutarmning och EPS är påverkan mer jämnt fördelad mellan komponenter och orsakas av främst av utvinning (toxicitet) och förbrukning av knappa resurser (utarmning och EPS). Generellt har komponenter som innehåller värdefulla metaller, till exempel de flesta elektroniska komponenter, höga poäng i dessa kategorier. Det är till exempel integrerade kretsar, kretskort, skärm och batteri.

Resultaten visar också på vikten av att analysera resultaten för fler kategorier än bara klimatpåverkan, om målet är att extrahera de parametrar som har hög påverkan på miljön ur flera aspekter. Ser man till de totala resultaten är både resursutvinning och komponentproduktion avgörande steg vars påverkan bör föras in i CE-modellen.

Utifrån dessa resultat identifierades följande förbättringspotentialer (Romare et al. 2020):

1. Förlängd livstid för telefon- och/eller komponenter med hög miljöpåverkan
2. Minska behov av komponenter med hög miljöpåverkan
3. Mer förnybar el vid produktion av komponenter

Den första förbättringen bygger på resultatet att den största delen av påverkan sker under faserna råmaterialutvinning och produktion. Genom att uppnå ett högre utnyttjande kan mer funktion extraheras från samma antal komponenter så att påverkan per funktion därmed minskar.

Utöver en ökad livslängd hos mobiltelefoner är en naturlig metod att minska påverkan från komponenter att ha en mindre mängd av dem, särskilt de komponenter som har en stor total påverkan. För kategorin klimatförändring har energianvändning i produkten en relativt stor påverkan. Användning av förnybar el innebär därför en stor förbättringspotential för denna kategori.

3.9.1.2 CIRKULÄRA AFFÄRSMODELLER FÖR MOBILTELEFONER

I projektet användes cirkulära affärsmodeller för att utvärdera hur miljöpåverkan kan förändras när viktiga aspekter varierar utifrån cirkulära scenarier. Affärsmodellerna bygger på att variera parametrarna listade i tabell 2.1 i metodkapitlet.

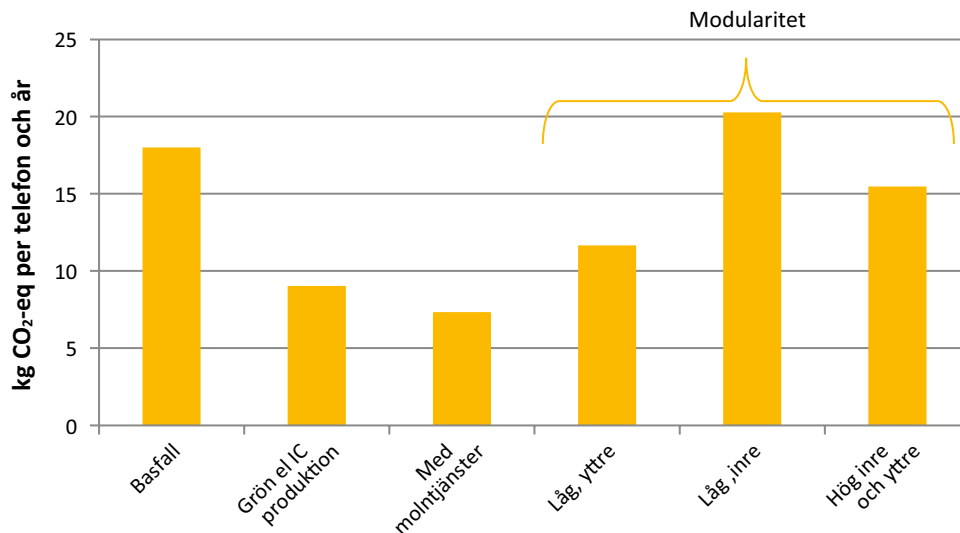
Figur 3.3 visar hur den totala påverkan förändras med de olika affärsmodellerna. Molntjänster exemplifierar fördelarna för livscykeln med att rikta in sig på den första identifierade parametern – mängden påverkande komponenter i produkten. Om vikten integrerad krets skulle kunna minskas minskar också miljöpåverkan av att producera telefonen. I affärsmodellen kombineras denna effekt med en ökad livslängd vilket ytterligare minskar påverkan per år. Att fokusera på den integrerade kretsen i termer av förbättrad produktionspåverkan är också ett alternativ, här exemplifierat med byte till grön el vid produktion.

Fallen med modularitet exemplifierar hur livscykelpåverkan kan förändras när telefonens livslängd förlängs med hjälp av ökad möjlighet till komponentbyte. För fallet där yttre komponenter byts är det bara komponenter med låg påverkan som ersätts, i utbyte mot en viss förlängning av livslängden. Detta

fall visar fördelarna med att öka livslängd för en produkt med hög påverkan från produktion, om det kan göras utan att addera mer miljöpåverkan.

Det andra fallet där även elektronikkomponenter byts ut visar dock vikten av att överväga vilka komponenter som byts ut. I det här fallet byts den integrerade kretsen ut och medan livslängden ökas ytterligare är denna inte tillräcklig för att kompensera för den ökade påverkan som den nya integrerade kretsen tillför.

Det tredje fallet kombinerar de två första, där både komponenter med låg påverkan och hög påverkan byts ut. I detta fall är antagandet att en ännu högre livslängd uppnås. Fallet exemplifierar även hur utbyte av komponenter med hög påverkan kan vara fördelaktigt under förutsättning att tillräcklig förlängd livslängd uppnås.



Figur 3.3. Figuren visar klimatpåverkan i de olika scenarierna, normaliserade per år. Fördelarna med att minska mängden IC kan ses i fallet med molntjänster. Modularitetsfallet belyser att fördelar finns om ökningen av livslängden är större än effekten av de tillsatta komponenterna. (Romare et al. 2020)

Med resultaten från det linjära fallet och fallen som representera cirkulära affärsmodeller identifierades ett antal variabler som var viktiga för att avgöra den total påverkan. Ekvationer skapades sedan som påverkansfunktioner beroende av dessa variabler (Romare et al. 2020). Tabell 3.2 listar variablerna som ingår i de LCA-baserade ekvationerna.

Tabell 3.2. Tabellen visar de parametrar som valdes som variabler för CE-ekvationerna. Valet gjordes baserat på de aspekter med högst påverkan som identifierades i LCA av det linjära basfallet och den möjliga variation som identifierats i scenariomodelleringen.

Variabler	Aktör/steg
% sekundärt guld	Råmaterialutvinning Tillverkning
% sekundärt silver	Råmaterialutvinning Tillverkning
% sekundärt koppar	Råmaterialutvinning Tillverkning
Elmix för tillverkning av komponent	Komponenttillverkning
Vikt integrerade kretsar ¹⁾	Komponenttillverkning
År av användning per marknad	Användare
Utbyta komponenter (reparation), inkluderar batteri och skärm	Användare och insamling
Återanvändningsvariabler: Inom Sverige Andel peer-2-peer-försäljning EU Antal insamlade telefoner Antal skickad från insamling till återanvändning i EU U-länder Antal skickad till insamling i SE och EU Antal skickad från insamling till återanvändning i u-länder	Användare och insamling
Variabler för EOL: Resultat från scenarier för återanvändning ger olika livslängd. För varje plats är det möjligt att variera en kombination mellan: Formell hantering Informell hantering Deponi Kommunal förbränning	Användare och insamling

¹⁾ Representerar ett sätt att modellera förändringar i processorkraft, till exempel i det fall mer bearbetning hanteras i moln.

3.9.1.3 EKVATIONER FÖR MOBILTELEFON

För att exemplifiera formatet för ekvationerna som skapats från LCA-resultaten visas här, som ett exempel, livscykelstadiet för tillverkningskomponenter, kompletta ekvationer finns i Romare et al. (2020).

$$I_{\text{leverantör}} = I_{\text{övrig energi}} * e_{p \text{ övrig}} + e_{p \text{ el}} \sum s_{pi} I_{ei}$$

$I_{\text{övrig energi}}$ = Påverkan från all energi utom el

$e_{p \text{ övrig}}$ = [kWh]mängd av övrig energi

I_e = Påverkan från varje källa av el

$e_{p \text{ electric}}$ = [kWh] mängd av varje källa av el

Den totala påverkan från en leverantör ges av påverkan från varje energityp multiplicerat med antalet kWh av den energin. Ekvationen är uppdelad i elektricitet (som kan komma från flera källor) och ”annan energi” som representerar till exempel gas för uppvärmning. Påverkan *I* kan mätas för olika kategorier såsom klimatförändringar, toxicitet eller EPS, men resultatet följer samma funktionsform.

I ekvationen begränsas variablerna för energimängd (märkt *e*) i sin tur av andra aktörsvariabler, specifikt den vikt integrerad krets som ingår i designen. På detta sätt kan beslut som fattas i en livscykel påverka en annans livscykel numeriska gränsvärden. En utmaning när påverkanskvationerna skapas var att undvika att få in LCA-antaganden i ekvationerna. Som ett exempel inkluderade avfallsfasen i LCA en genomsnittlig hantering baserad på en litteraturoversikt av typiska öden för slängda telefoner. I ekvationerna användes inte detta genomsnitt, utan istället lämnades det fritt att låta aktörernas beslut ändra hur avfallet hanteras.

Å andra sidan, samlades inte data in för andra situationer än de som ingår i LCA. Därför kunde effekterna av sådana situationer inte inkluderas i ekvationerna. Ett exempel kan vara att systemeffekterna av ökade molntjänster (såsom ökad efterfrågan på server) inte inkluderades inom systemgränsen för LCA, och därför inte heller kunde inkluderas i ekvationerna. Denna typ av begränsning betonar vikten av öppenhet genom hela projektprocessen så att dessa antaganden och grundläggande systemval blir kända faktorer i den integrerade CE-modellen.

3.10 CE-LCA för mobiltelefoner

Från LCA utvecklas ett ekvationssystem som representerar miljöpåverkan från aktörerna under telefonens livscykel. Ekvationerna används sedan i den ekonomiska modellen vilka tillsammans bildar en CE-LCA modell. Basfallet identifierade följande slutsatser kring de undersökta påverkanskategorierna:

Klimatpåverkan (kg CO₂-eq)

- IC (material och produktionsenergi) står för cirka 70 % av den totala livscykelpåverkan.
- Klimatintensiteten hos elektriciteten inom produktion är en viktig faktor.
- Andra komponenter tillför främst påverkan baserat på användningen av kolintensiv el.

EPS (ELU), Resursutarmning (g Sb-eq), Toxicitet (10^{-6} CTUh)

- Flera olika komponenter bidrar till miljöpåverkan jämfört med klimatpåverkan (där IC är dominerande) inklusive skärm, batteri och kretskort (PCB).
- I de viktiga komponenterna (vanligtvis elektronik) används särskilda metaller som till exempel guld och koppar
- Koppar och guld är kritiska materialflöden med stor påverkan.

En övergripande slutsats från basfallet är att majoriteten av miljöpåverkan under livscykeln sker under råmaterialutvinning och produktionsfasen som illustreras i radardiagrammen 3.9-3.11 för respektive påverkanskategori. Effekterna från användarfasen är mycket små inte minst beroende på koldioxidmix i Sverige (det första användningslandet). Det har inte varit möjligt att i exemplet använda miljöpåverkan för olika återprocesser såsom återtillverkning och återanvändning. Den främsta anledningen till detta är att återprocesser och deras miljöpåverkan ännu inte är helt kända då dessa är nya processer som ännu inte är helt etablerade på marknaden. Syftet här är dock inte att ge en fullständig CE-LCA utan att illustrera metoden för valda åtgärder.

Sluthantering samt återtillverkning, återanvändning inklusive informell återvinning i utvecklingsländerna är dock ett viktigt område som inte illustreras inom fallstudien. Likaså gäller påverkan av informell återvinning som inte är väl förstådd eller kvantifierad och därför inte karakteriseras inom LCA-databaser. Dessa effekter är främst lokala i den tredje världen och kommer sannolikt att ha en skadlig effekt på människors och ekosystemets hälsa.

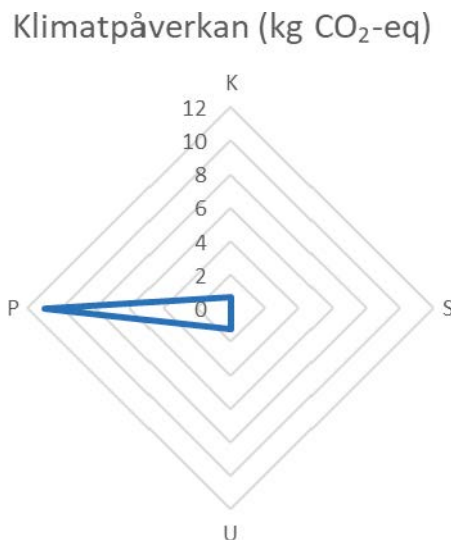


Diagram 3.9. Radardiagram över klimatpåverkan (kg CO₂-eq) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

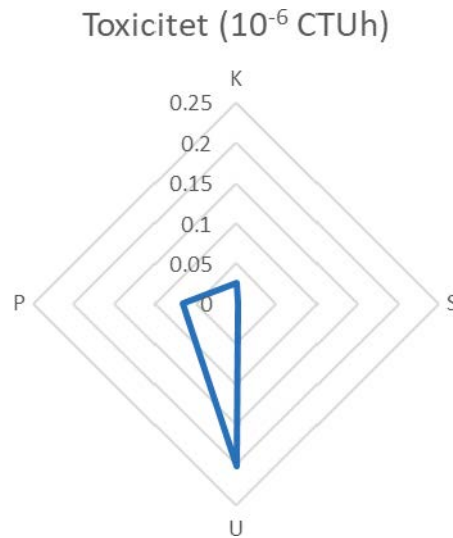


Diagram 3.10. Radardiagram över toxicitet (10^{-6} CTUh) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

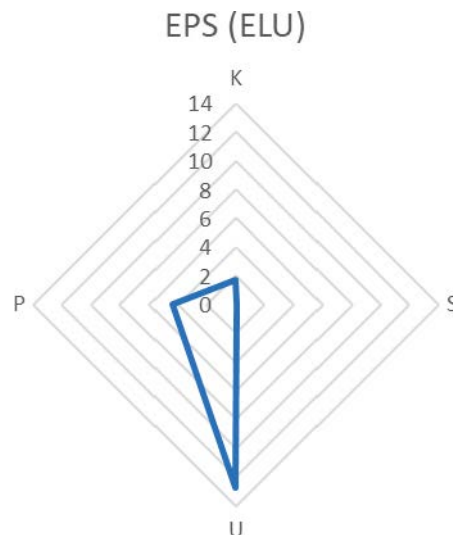


Diagram 3.11. Radardiagram över EPS (ELU) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

Diagram 3.12 visar påverkan tillsammans med en internalisering som identifierats i CE-LCA. Klimatpåverkan (GWP) visar på en stor påverkan från produktion (P). Det är främst utsläpp från material- och produktionsenergi för IC som står för cirka 70 % av den totala livscykelpåverkan. Den enklaste styrmedelslösningen är en skatt så nära källan som möjligt. Diagrammet visar om en lika stor koldioxidskatt som den svenska skulle tas ut vid inköpstillfället (K) för de CO_2 -eq utsläpp som sker under utvinning och produktion i Asien. Med en genomsnittlig användning på 3.3 år skulle den produktionsrelaterade skatten bli ca 45 kronor exkl. moms, det vill säga en höjning av slutpriset med ca 55–60 kr per telefon. Effekten på försäljningen skulle, liksom för den införda kemikaliskatten (ca 30 kr per telefon) bli i stort sett obefintlig.

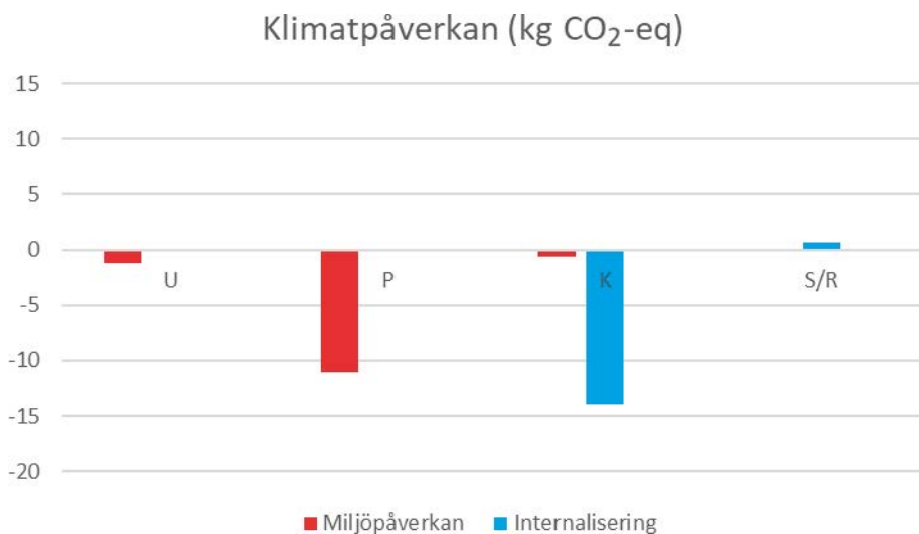


Diagram 3.12. Diagram över klimatpåverkan (kg CO₂-eq samt kr per CO₂-eq) per aktör och år i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner.

Diagrammet visar också att en mindre återbetalning av skatten skulle ske vid återprocesser men denna ska då justeras ned för de oreglerade klimatutsläpp som finns från återprocesser (inom- och utomlands) vilka saknas i analysen. Med dessa inkluderade blir en subvention sannolikt obefintlig varmed det inte finns något styrbehov (sett utifrån GWP) att subventionera återprocesser.

Om beslutsfattaren värderar skada från GWP större än den svenska koldioxidskatten, till exempel genom att väga in osäkerheter i värdet, ökar den optimala skatten vid (K) och subventionen vid återprocesser (S/R) på motsvarande sätt, och med en större effekt på beteendet som följd. Det optimala mönstret skulle dock förbli detsamma.

Diagrammen över toxicitet (3.12) och resursutarmning (3.13) och EPS (3.14) visar alla tre ett likartat mönster. Till skillnad från påverkansprofilen för GWP skiljer sig dessa genom att de visar på en större påverkan från råmaterialutvinning (U) främst på grund av brytning och användning av vissa metaller som guld och koppar.

Detta påverkar den optimala styrmedelutformningen mot en starkare relativprisjustering mellan primära och sekundära material i de fall återprocesser som återanvändning, återtillverkning eller återvinning är tekniskt möjliga.

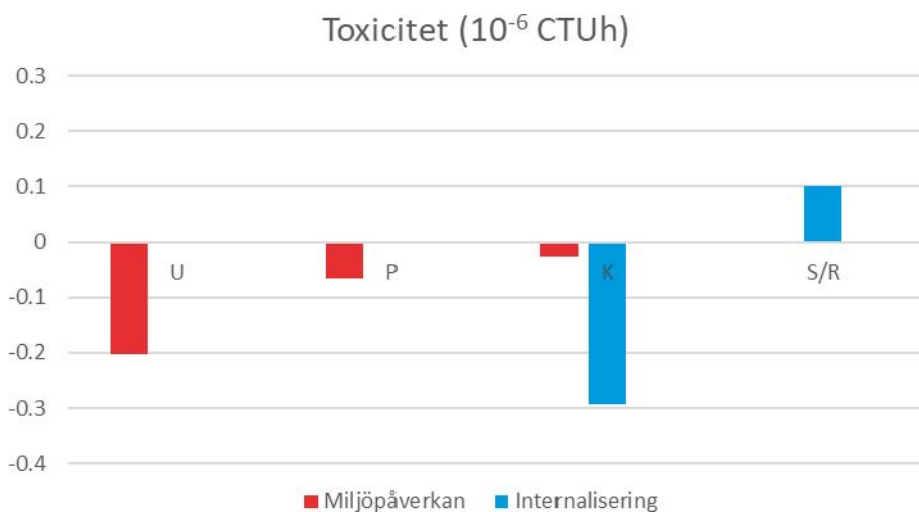


Diagram 3.13. Diagram över toxicitet (10^{-6} CTUh) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner här i kr per 10^{-6} CTUh normaliserade med värderingen 1 kr = 1×10^{-6} CTUh för bibehållen jämförelse mellan påverkan och internalisering i diagrammet.

Denna internalisering kan åstadkommas med flera olika styrmedel där transaktionskostnader blir avgörande för vilket system som är effektivast (se kapitel 3.7). Den kan till exempel åstadkommas med konsumtionskatt som återbetalas i form av subventioner när verifikation finns att produkten har genomgått en återprocess. Alternativt kan samma internalisering nås med ett pantsystem inom ett producentansvar med betalning av pant (per viktenhet eller per produkt) och återbetalning av pant vid genomförd återprocess. Ju mindre påverkan från återprocessen, vilket ofta är fallet vid återanvändning och återtillverkning av produkter eller komponenter, desto större del av panten återbetalas.

En annan avgörande faktor är alltså om det finns transaktionskostnader längs livscykeln. Med stora transaktionskostnader för att etablera återprocesser skulle den optimala styrmedelskombinationen tendera att gå mot konsumtionskatt med återbetalning i form av subventioner till återprocesser (jämför diagram 3.3).

Internaliseringen kan också ske med ett individuellt producentansvar med kravnivåer på minsta återanvändning, återtillverkning och återvinning. Om producentansvaret är en privat organisation behöver internaliseringen ske antingen med reglerade krav eller med avgifter och subventioner för att de inre cirkulära återanvändning, återtillverkning inte ska trängas ut av materialåtervinning där stor kapacitet och skalfördelar redan finns investerad. Hennlock et al (2021a) finner i en generaliserad modell av Shinkuma (2003) att om priset på produkten, i detta fall mobiltelefoner, är lågt eller obefintligt, samtidigt som transaktionskostnaderna för att differentiera skatt och subventioner till miljöpåverkan är höga, kan ett individuellt producentansvar vara effektivare för att uppnå denna internalisering.

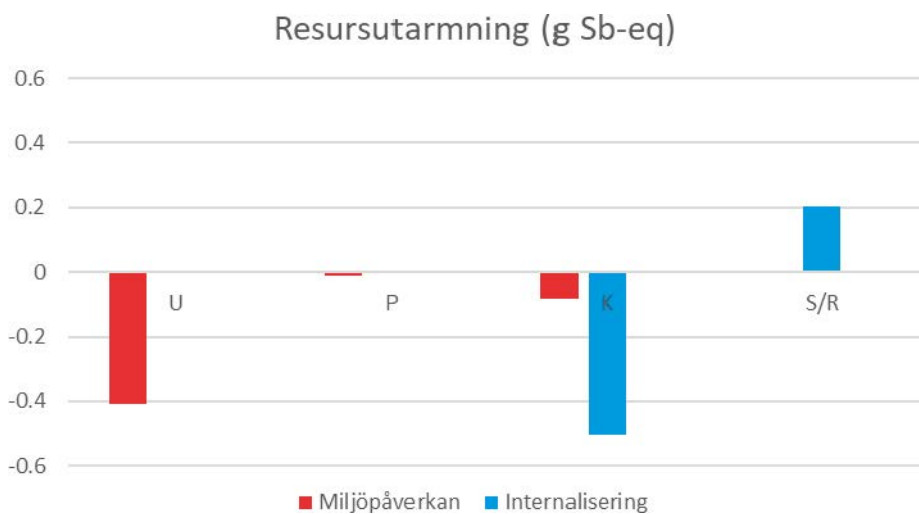


Diagram 3.14. Diagram över resursutarmning (g Sb-eq) per aktör i basfallet, normaliserade per år och baserat på tre års livslängd. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner här i kr per g Sb-eq normaliserade med värderingen 1 kr = 1 g Sb-eq för bibehållen jämförelse mellan påverkan och internalisering i diagrammet.

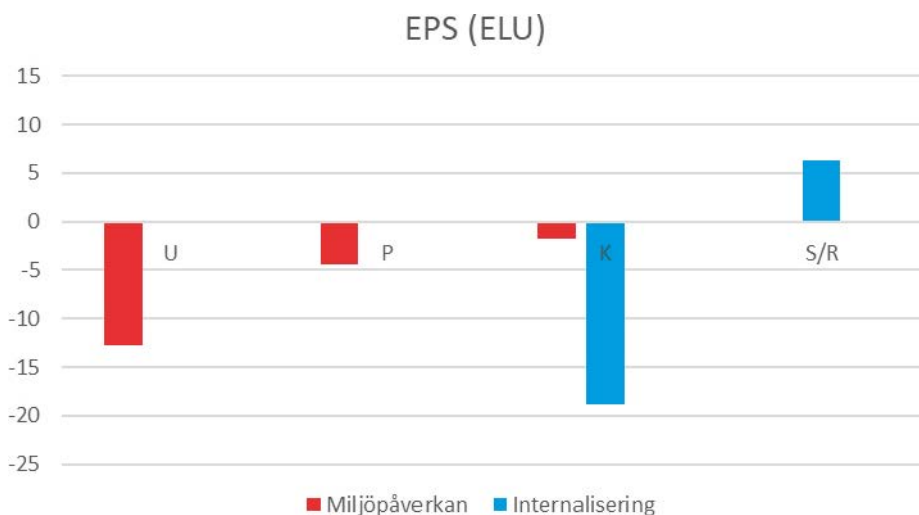


Diagram 3.15. Diagram över EPS (ELU) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner i ELU.

Ett alternativ hade varit en uppströms lösning med en konsumtionsskatt som är differentierad över produktens material innehåll (jämför med diagram 3.6). Det skapar ett potentiellt relativpris mellan primära råmaterial i telefoner och sekundära material. Detta är dock förenat med större transaktionskostnader eftersom det saknas ett relativpris så länge som inte stabila flöden av sekundära material finns. I sådana situationer tenderar system med återbetalningar eller individuellt producentansvar att vara effektivare.

Från EPS kategorin kan storleken på konsumtionsskatten (alternativt avgiften i ett producentansvar) vid en genomsnittlig användning på 3.3 år beräknas till ca 630 kr exkl. moms vilket skulle bli en höjning av slutpriset

med knappt 800 kr inkl. moms på en ny telefon.¹⁴ Om telefonen återlämnas skulle en återbetalning på upp till ca 300 kr exkl. moms, eller knappt 400 kr inkl. moms ske efter genomgången återprocess. Oavsett systemet genomförs för aktörer inom ett producentansvar eller som skatter och subventioner skulle återbetalningen etablera ett andrahandsvärde på marknaden även för uttjänta telefoner. Återbetalningen justeras dock ned för den påverkan som sker från själva återprocessen samt för materialförluster i densamma och dessa externa effekter ingår inte i exemplet i fallstudien.

Den rådighet som Sverige med en liten inhemsk marknad har att direkt påverka utvinning och produktion är begränsad. Styrmedelskombinationerna kan främst bromsa efterfrågan och styra mot förbättrad insamling samt att telefoner i större grad går till högre återprocesser i hierarkin så att återanvändning av såväl telefoner som komponenter och material ökar inom Sverige eller utomlands.

3.10.1 Jämförelse med kemikalieskatten

Lag (2016:1067) om skatt på kemikalier i viss elektronik har syftet att minska tillförseln av farliga ämnen till människors hemmiljö (SOU 2015:30). Skatten beräknas på varornas vikt utan emballage och är 163 kronor per kilo för övrig elektronik. Den är alltså snarlik den differentiering som diskuterades i diagram 3.6. För en ny mobiltelefon som kan kosta 4 000–10 000 kr blir skatten i storleksordningen 30 kr vilket höjer telefonens pris med 0,3–1 %. Den låga skatten på särskilt telefoner gör att den får en obefintlig effekt att styra mot en cirkulära flöden och att mindre kemikalier förs in i ekonomin. Incitamentet från prisändringen är sannolikt mindre än incitamentet av det symboliska värdet av att den är beskattad.

En utredning av Skatteverket och Kemikalieinspektionen (2020) kan inte heller påvisa effekter på miljö eller volymer från skatten. Med EPS som underlag skulle skatten istället bli ca 630 kr exkl. moms per telefon vilket potentiellt skulle ge en väsentligt större effekt på efterfrågan. Marknadspriset är omkring 150–300 gånger större än den hälso- och miljöskada som antas internaliseras med skatten enligt EPS. För att möta det höga marknadsvärdet hos en ny telefon skulle skatten behöva ta upp mer av den totala påverkan som telefonen orsakar. De samlade effekterna av en större internalisering skulle få en större andel av telefonens värde och därmed också börja få en styrande effekt på de material och ämnen som förs in i ekonomin.

En utmaning är att den styrande relativpriset effekten förutsätter att det finns alternativ med telefoner som har mindre miljöpåverkan. För att globala tillverkare ska anpassa sin produktion behövs lagstiftning i produktionsländer eller ökad efterfrågan på den internationella marknaden för telefoner med låg påverkan. En annan utmaning gäller svårigheten att utöva VMT för begagnade produkter med nuvarande system. Den godkända lagerhållare

¹⁴ 1 ELU = 1 € och 1 kr = 10,16 €.

som säljer vidare begagnade produkter behöver betala skatten om man inte kan bevisa att skatten redan har betalats av tidigare ägare. När detta inte är möjligt får den begagnade produkten skatt en gång till vid försäljning. Effekten blir då att skatt tas ut på den begagnade produkten en gång till. Differentiering sker då endast mellan nya produkter med och utan kemikalier och inte mellan nya och återanvända produkter.

3.11 Fritidsbåtar

Sverige har ett av världens högsta antal fritidsbåtar per capita (Group, 2015). Omkring två miljoner människor i Sverige har tillgång till flottan som beräknas utgöra 880 000 fritidsbåtar i Sverige. Marknaden för båtar i Sverige har vuxit sedan 1920-talet och närmade sig sin topp på 1980-talet (ibid). Det kan förklaras av att Sverige har en av Europas längsta kuststräckor på drygt 2 700 km från Haparanda i norr till Svinesund i väster, samt några av världens största skärgårdar.

Fallstudien innefattar ett exempel på mindre fritidsbåtar på cirka 10 meter. Vid denna storlek är över 70 % av båtarnas skrov och överbyggnad tillverkade av glasfiberarmerad polyester (GRP) – ett material som introducerades på marknaden under 1960- och 1970-talen och snabbt ersatte båtar i trä. Efter ett snabbt teknikskifte domineras marknaden nästan helt av plastbåtar sedan 1970-talet. Materialet har ett högt förhållande mellan styrka och vikt och är ett levande material som är resistent mot den marina miljön. Det är därför inte ovanligt att välskötta båtar tillverkade på 1970-talet fortfarande är i drift idag. En ökande andel att dessa båtar börjar nu närma sig slutet av sin livslängd och bortskaffande och återvinning är en utmaning på grund av båtarnas storlek och materialkomposition. De består av flera olika typer av komponenter och material och är således komplicerade att demontera respektive återvinna, särskilt GRP, där möjligheterna till andra alternativ än förbränning än så länge är små. Dessutom är det nödvändigt att dagens båtar är utformade med tanke på den cirkulära ekonomin så att de bidrar mer till renovering, återanvändning och återvinning.

Flera institutioner och organisationer fokuserar på miljöfrågor som rör inte minst internationell yrkestrafik såsom Internationella Sjöfartsorganisationen (IMO) och FN:s miljöprogram (UNEP). Parallellt har EU fastställt strategier för skyddet (Moreau, 2009). Förutom införlivande av EU direktiv har Sverige nationell lagstiftning som rör båtliv. Från och med den 1 april 2015 är det till exempel förbjudet att tömma toatanken rätt ut i sjön. Istället ska tanken tömmas vid en toatömningsstation i land så att avfallet kan tas om hand i reningsverken.

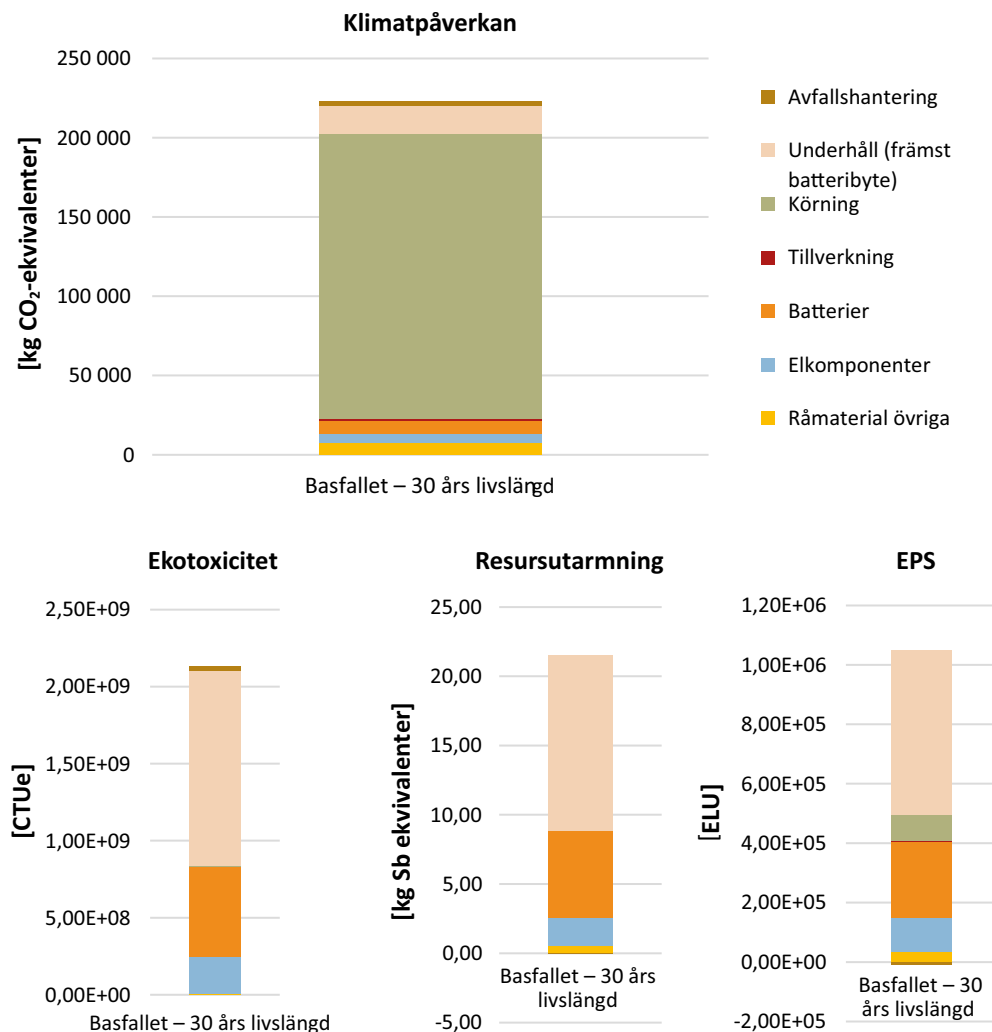
Båtliv kan ha en direkt inverkan på känsliga ekosystem, samtidigt som användarna önskar en hög miljö kvalitet. Fritidsbåtarnas utsläpp till luft och vatten står för en mindre del av de totala föroreningarna i haven. Däremot sker utsläppen koncentrerat under sommarsäsong och nära kusterna. De

områden fritidsbåtar vistas i är främst vikar och skärgård vilka är viktiga lek- och föryngringsområden för fisk, fåglar och andra marina organismer. Äldre tvåtakts utombordsmotorer släpper ut en stor del, 20–30 procent, av bensinen oförbränd i luft och vatten. Avgaserna innehåller PAH (polycykliska aromatiska kolväten) som är skadliga för levande organismer. De större fritidsbåtarna med inombordsmotorer har istället oftast dieselmotorer med NO_x- och koldioxidutsläpp som bidrar till klimatförändringen.

3.11.1 LCA Fritidsbåtar

3.11.1.1 LINJÄRT BASFALL FRITIDSBÅT

Den LCA som gjorts för en fritidsbåt fann att materialutvinningsfasen och användningsfasen är de faser som har störst påverkan hos samtliga påverkans-kategorier (Zhang et al. 2020). De viktigaste resultaten är följande (och hänvisar till nedanstående figurer och tabeller):



Figur 3.4 Figuren visar resultaten av LCA för linjärt fall för fritidsbåt. Resultaten i tre påverkans-kategorier (klimatförändringar, toxicitet och utarmning av resurser) visas grafiskt tillsammans med den monetära värderingsmetoden EPS. För kategorin klimatförändringar är det användningen av fossil diesel i verksamheten som dominerar påverkan. Toxicitet och uttömning av resurser är effekter som är nära relaterade till gruvdrift, och mycket av påverkan finns under utvinningen (Zhang et al. 2020).

1. Den största delen av total påverkan under livscykeln sker i faserna råvaruutvinning och användningsfas.
2. För kategorin klimatförändringar svarar användningsfasen för 80 % av den totala påverkan genom användningen av fossil diesel (7,2 % bio-komponenter).
3. Resurserna som går in i batterierna, både i produkten och i de batterierna som byts som underhålls ger stor påverkan. De står för mer än 90 % av både resursutarmning- och EPS-kategorierna.
4. Toxicitetspåverkan är nära relaterad till gruvdrift och mycket av påverkan finns i råvaruutvinningsstadiet. Resultaten liknar de inom resursutarmning- och EPS-kategorierna.
5. EOL ger ett litet bidrag till den totala påverkan.

Användarfasen tillsammans med utvinning av råmaterial är de delar av båtens livscykel som bidrar mest till samtliga påverkanskategorier. Som för fallet med mobiltelefonen ser vi vikten av att inkludera flera påverkanskategorier eftersom resultaten för klimatpåverkan skiljer sig markant från övriga resultat. Specifikt för klimatpåverkan är det användarfasen som sticker ut med över 80 % av den total påverkan. Tabell 3.3 ger en översikt över de komponenter och råvaror som bidrar mest till de olika påverkanskategorierna. Inom kategorin användning så är det främst diesel som bidrar till klimatpåverkan.

För toxicitet, resursutarmning och EPS-resultat fördelas påverkan jämnare mellan komponenter och orsakas främst av extraktion (toxicitet) och förbrukning av knappa resurser (utarmning och EPS). Därför är det komponenter med sällsynta material, som batterierna, som ger stor påverkan i dessa kategorier. Även användarfasen ger påverkan eftersom den innehåller batteribyte som en del av underhållet. För toxicitet, EPS och resursutarmning är majoriteten av påverkan från användarfasen från just byte av batterierna.

Tabell 3.3. visar de aspekter som identifierades som de med högst påverkan i LCA:n av det linjära basfallet. Symbolen X markerar vilka aspekter som är relevanta för varje påverkanskategori. Över hela livscykeln är det dieseln som står ut för klimatpåverkan, men gemensamt för alla kategorierna är att batterierna bidrar till påverkan. (Zhang et al. 2020)

Hotspots	Global warming potential	Abiotic depletion potential	USEtox Ecotoxicity	EPS
Elektronik		X	X	X
Batteri	X	X	X	X
Fossil diesel	X			X
Bottenfärg			X	X

Med dessa resultat som bakgrund identifierades följande förbättringspotentialer (Zhang et al. 2020):

1. Byte till förnybar energikälla för fritidsbåtens framdrivning
2. Analysera bottenfärger
3. Minskad materialförbrukning.

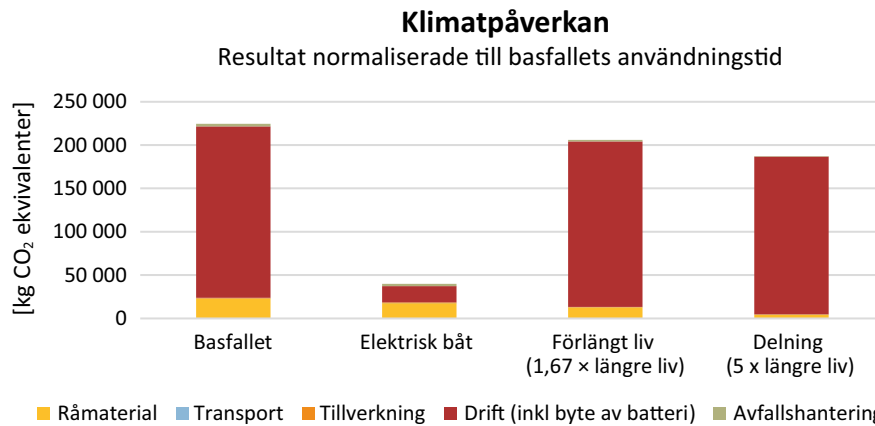
Den första förbättringen bygger på att det mesta av klimatpåverkan inträffar under motorbåtens användarfas med användningen av fossil diesel. En jämförelse av fossila bränslen med el och biodiesel för att uppnå en minskning av koldioxidutsläppen totalt har gjorts. För att undersöka möjligheten att förbättra andra påverkanskategorier (EPS, ADP, ekotoxicitet) undersöktes sätt att minska påverkan från komponenter och material, särskilt med fokus på komponenter som bidrar väsentligt till total påverkan som bottenfärg och batterier.

3.11.1.2 CIRKULÄRA AFFÄRSMODELLER FÖR FRITIDSBÅTAR

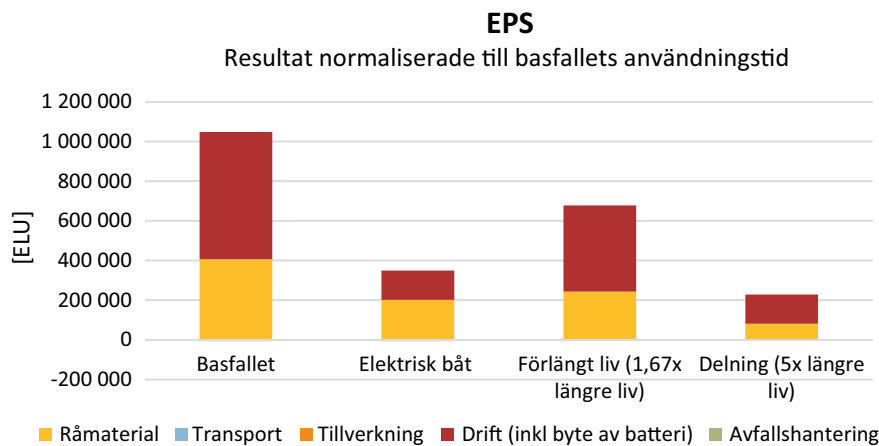
Som beskrivits analyserades också cirkulära affärsmodeller i fallstudien för fritidsbåtar för att se hur de kunde fånga upp de olika förbättringspotentialer som identifierats (Zhang et al. 2020). Figur 3.5 visar hur den totala klimatpåverkan förändras med de olika affärsmodellerna. Fallet med elmotorbåt illustrerar fördelarna med att rikta in sig på den första identifierade förbättringspotentialen; förnybar energikälla för framdrivning genom att använda el för motorbåtdriften. Resultaten visade att den totala GWP-effekten minskade med mer än 80 % för körning med svensk el.

Modellen med ”förlängd livslängd” syftar till att förlänga båtens livslängd till 50 år. Detta minskar påverkan från material och komponenter normaliserat per år av användning vilket ytterligare minskar påverkan när den normaliseras till samma funktion som basfallet. En delningsmodell ökar nyttjandegraden för fritidsbåten. Det antogs att en fritidsbåt genom delningsåtgärden kunde öka antalet driftstimmar fem gånger jämfört med basfallet. I såväl affärsmodellen med förlängd livslängd och delning, antas att återtillverkade istället för nya komponenter används för service och underhåll vilket kan ytterligare minska påverkan från materialen. Resultaten från affärsmodellerna visar dock tydligt på hur viktigt det är att förstå sin livscykel för att förstå vilka åtgärder som har störst effekt för en given påverkanskategori. Om majoriteten av påverkan sker i användning av fossil energi så är det också den som behöver åtgärdas

Figur 3.6 presenterar utfallet för EPS-kategorin som normaliserades till samma funktion som basfallet. Inom EPS-kategorin uppnås minskad påverkan med alla tre affärsmodeller. En elmotorbåt minskade EPS-påverkan i användningsfasen och de andra två affärsmodeller (förlängd livslängd och företagsleasing) uppnådde största minskningen under råvaruutvinningsfasen, främst tack vare att komponenterna utnyttjades till mer funktion (körstimmar). Förlängt liv gav lite mindre nytta eftersom det där också antogs komma in underhåll i form av fler batteribyten. Det är också intressant att se att resultatet för affärsmodellerna i de material-relaterade påverkanskategorierna skiljer sig markant från klimatpåverkan. Ett tecken på hur viktigt det kan vara att ha en bredd av påverkanskategorier i åtanke när förbättringar genomförs.



Figur 3.5 Figuren visar klimatpåverkan från olika affärsmodeller, normaliserade till samma antal drifttimmar som basfallet. Elbåtsfallet illustrerar fördelen med att använda el med låg andel fossilbaserad energi under användarfasen i termer av minskade koldioxidutsläpp. Affärsmodeller för lång livslängd och delning påverkade de totala klimatutsläppen i mindre utsträckning även om en minskning kan ses under fasen råvaruutvinning. (Zhang et al. 2020)



Figur 3.6 Figuren visar EPS-påverkan från affärsmodellerna, normaliserade till samma antal drifttimmar som basfallet. Affärsmodellen för elbåt minskar effekterna främst under användarfasen. Affärsmodellerna som bygger på lång livslängd och delning minskade kraftigt EPS-effekterna under fasen råvaruutvinning när resultaten normaliserad med användningen. (Zhang et al. 2020)

Med resultaten från både det linjära fallet och analysen av affärsmodellen identifierades ett antal variabler som var viktigast för LCA resultatet, och ekvationer skapades där påverkan sattes som funktioner av dessa variabler. Tabell 3.4 visar de variablerna som ingår i de LCA-baserade ekvationerna.

Tabell 3.4. Tabellen visar de parametrar som valdes som variabler för påverkans-ekvationerna. Valet gjordes baserat på de hotspots som identifierades i bas-LCA och den variation som identifierats i scenariomodelleringen. (Zhang et al. 2020)

Variabler	Aktör/livscykelsteg
% batterivikt	Råvaruutvinning tillverkning
% elektronisk utrustning vikt	Råvaruutvinning tillverkning
Jungfruligt eller återtillverkat batteri	Råvaruutvinning tillverkning
Jungfruligt eller återtillverkad elektronisk utrustning	Råvaruutvinning tillverkning
% av jungfruligt eller återtillverkat batteri vikt	Råvaruutvinning tillverkning
% av jungfruligt eller återtillverkad elektronisk utrustning	Råvaruutvinning tillverkning
Livslängd år	Användning
Fossil diesel eller biodiesel användning	Användning
% bottenfärgs användning vikt	Underhåll
Jungfruligt eller återtillverkat batteri	Underhåll
Jungfrulig eller återtillverkad motor	Underhåll

3.11.1.3 EKVATIONER FÖR FRITIDSBÅT

För att exemplifiera formatet hos de ekvationer som tagits fram utifrån LCA-resultaten visas, som ett exempel, livscykelsteget för råvaruutvinning och montering i fallet med en klimatpåverkans ekvation. Samtliga ekvationer återfinns i Zhang et al (2020).

$$I_{material} = I_{\text{Övriga komponenter}} + I_{Skrov} + I_{\text{Elektronik}} * y_1 + I_{\text{Batteri}} * y_2 + I_{trp} + I_{\text{Montering}}$$

$I_{\text{Övriga komponenter}}$

= [kgCO₂-eq] Påverkan från alla material och komponenter utom skrov, elektronik och batteri.

I_{Skrov} = [kgCO₂-eq] Påverkan från skriv

$I_{\text{Elektronik}}$ = [kgCO₂-eq]. Påverkan från elektronik

I_{Batteri} = [kgCO₂-eq] Påverkan från batteri.

y_1 = Vikten elektronik jämfört med basfallet [%]

y_2 = Vikten batteri jämfört med basfallet [%]

I_{trp} = [kgCO₂-eq] Påverkan från transport.

$I_{\text{Montering}}$ = [kgCO₂-eq] Påverkan från montering

Den totala GWP påverkan från materialdelar bestäms av den påverkan varje komponent har multiplicerat med dess vikt. Vissa komponenter har en egen del eftersom de identifierats ha stor påverkan eller vara intressanta delar av båten. Påverkan I kan mätas i olika kategorier såsom klimatförändringar, toxicitet eller EPS, men resultatet följer samma funktionsform som de som visas här i klimatpåverkanskategorin.

Några av variablerna är sammankopplade. Till exempel kommer livslängden att påverka bränsleförbrukningen under båtens livslängd liksom användningen av bottenfärg samt byten av batteri och motor.

3.12 CE-LCA fritidsbåtar

LCA av det linjära basfallet identifierade följande slutsatser om de undersökta påverkanskategorierna:

Klimatförändring:

- Den enskilt största påverkan kommer från den diesel som används under båtens drift och som står för mer än 80 % av de totala koldioxidutsläppen under båtens livscykel.
- Batterier, elektroniska apparater och det material som används i skrovet har också stor påverkan

EPS och resursutarmning (ADP):

- Material och komponenter står för mer än 90 % av både ADP- och EPS-kategorin.
- Batteri, elektroniska apparater är komponenter och material med stor påverkan
- Även om påverkan från bottenfärg och bränsle inte är stor jämfört med den från komponenter, får de ändå stor påverkan eftersom bottenfärg har förhållandevis hög inverkan från varje båt medan bränsleförbrukningen påverkas av båtens livslängd.

Ekotoxicitet:

- Driftsfasen står för 60 % av total påverkan och råmaterialutvinning för ca 39 % av den totala påverkan.
- Batteri och elektroniska apparater är två stora påverkansfaktorer vilka även inkluderar komponentbyten (batteri och motor) under användningsfasen.
- Påverkan från användning av bottenfärg är märkbar under användningsfasen.

Den största påverkan under livscykeln sker i råmaterial- och användarfasen medan påverkan från produktion och transporter är relativt liten. Påverkan från sluthantering är inte medtagen i exemplet eftersom flesta uttjänta fritidsbåtar ännu inte går till formella hanteringsprocesser. För vissa hanteringar saknas data, påverkan är inte klarlagda eller kvantifierade och därför inte karakteriserade i LCA-databaser. Sluthanteringen i exemplet baseras därför på den normala behandlingsmetoden och återspeglar det potentiella återvinningsvärdet.

Klimatpåverkan (kg CO₂-eq)

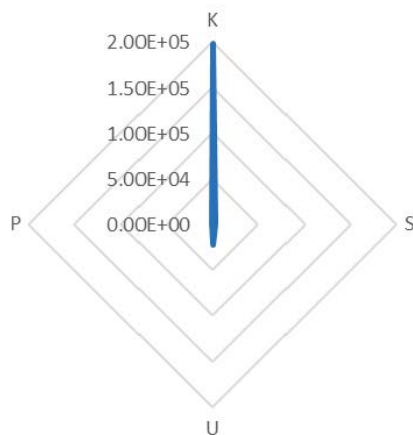


Diagram 3.16. Radardiagram över klimatpåverkan (kg CO₂-eq) per aktör i basfallet, normaliserade per år. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

Resursutarmning (kg Sb-eq)

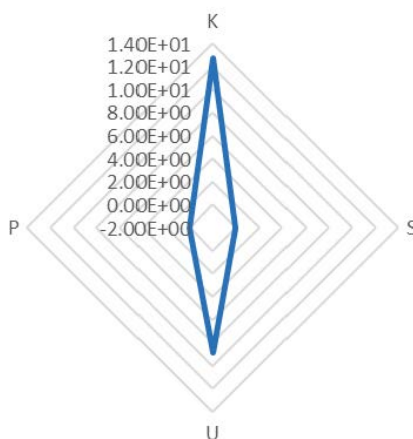


Diagram 3.17. Radardiagram för resursutarmning (kg Sb-eq) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

EPS (ELU)

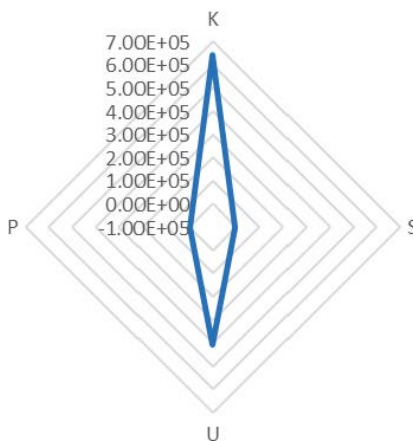


Diagram 3.18. Radardiagram för EPS (ELU) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S).

Diagram 3.19 nedan visar påverkan tillsammans med den internalisering i form av skatter och subventioner som identifierats inom CE-LCA. Klimatpåverkan (GWP) visar på en stor påverkan från användarfasen (K) genom utsläpp från fossil diesel. Koldioxid- och energiskatter är till en början redan befintliga styrmedel som ligger nära källan. Utöver dessa skatter tas, en konsumtionskatt ut vid inköpstillfället som täcker de utsläpp som skett under råmaterialutvinning (U) utomlands. Diagrammet visar för användarfasen (K) koldioxidskatten för bränsle under båtens livslängd samt den råmaterialbaserade koldioxidskatt som skulle tas ut vid inköpstillfället (K) för de utsläpp som skett utomlands under råmaterialutvinningen, om den senare skulle vara lika stor som den svenska koldioxidskatten.

Den råmaterialbaserade koldioxidskatten skulle då uppgå till ca 26 100 kr exkl. moms, vilket inkl. moms skulle bli ca 32 500 kr som skulle läggas på båtens inköpspris och är ca 13 % av koldioxidskatten på det bränsle som båten gör av med under sin livstid. Den båtmodell som analyseras är representativ för ca 10 meter lång halvplanande motorbåt som har ett nypris inom spannet 2–4 miljoner kronor. Skatten innebär alltså en ökning med ca 1–1.5 % av nypriset för en båt av denna storlek

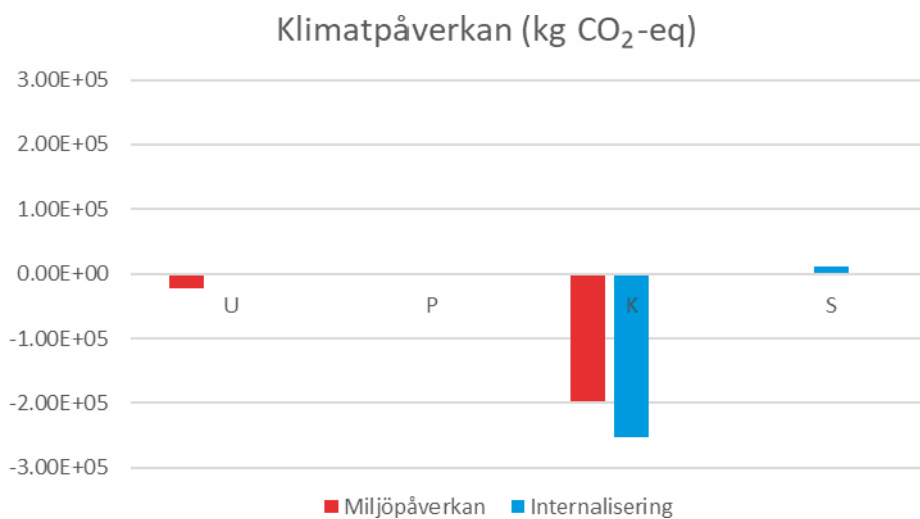


Diagram 3.19. Diagram över klimatpåverkan (kg CO₂-eq samt kr per CO₂-eq) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner.

Diagrammet visar även att en återbetalning av skatten sker som en subvention när båten har verifierats ha genomgått en återprocess efter sin livstid som justeras ned till oreglerade klimatutsläpp. Beroende på dessa utsläpp kan subventioner i detta fall hamna i storleksordningen 50 000–100 000 kr per båt. Bakgrunden till styrning mot återprocesser är att ersätta de koldioxidutsläpp som sker under råmaterialutvinningen genom att istället använda produkter, komponenter och material från återprocesser under antagande att dessa har lägre utsläpp. Eftersom det inte var möjligt att få fram LCA för återprocesser kunde denna inte fås fram. Om beslutsfattaren (den sociala planeraren) värderar

skada från GWP högre än den svenska koldioxidskatten, till exempel genom att väga in osäkerheter i värdet, ökar skatten och subventionen vid återprocesser (S/R) på motsvarande sätt. Mönstret förblir dock detsamma.

Liksom i fallet med mobiltelefoner uppvisar kategorierna toxicitet, resursutarmning och EPS i diagram 3.20-3.22 likartade mönster med en större påverkan från råmaterialutvinning (U) på grund av brytning av råmaterial vilket leder till en större relativprisjustering mellan primära och sekundära material om återprocesser som återanvändning, återtillverkning eller återvinning är tekniskt möjliga.

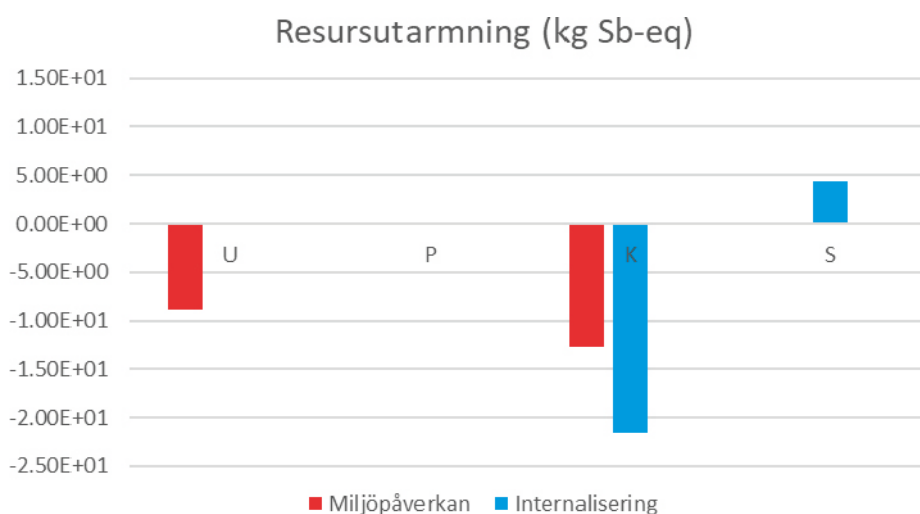


Diagram 3.20. Diagram över resursutarmning (kg Sb-eq) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner här i kr per kg Sb-eq normaliserade med värderingen 1 kr = 1 kg Sb-eq för bibehållen jämförelse mellan påverkan och internalisering i diagrammet.

Återigen är det transaktionskostnader som avgör vilka styrmedel som effektivast kan åstadkomma internaliseringen. Det kan ske med konsumtionsskatt med återbetalning i form av en subvention för genomgången återprocess eller pantsystem inom ett producentansvar med betalning av pant (till exempel per viktenhet) och återbetalning av pant vid genomförd återprocess. Individuellt producentansvar med kravnivåer på minsta återanvändning, återtillverkning och återvinning är ytterligare ett sätt att nå internaliseringen.

Hennlock et al (2021a) finner i likhet med Shinkuma (2003) att vilket som är den näst-bästa styrmedelskombinationen beror på förhållandet mellan priset på en produkt som genomgått återprocess och den marginella transaktionskostnaden för att differentiera subventioner för återprocesser.

Inom kategorierna för resursutarmning, toxicitet och EPS finns alltså en betydligt större miljöpåverkan från råmaterial i diagram 3.22. Internaliseringen följer i detta av att resurserna är underprissatta med avseende på värderingen från EPS. Med en vikt på drygt 4 ton hos den analyserade fritidsbåten blir resursuttagen stora. EPS-kategorin som i hög grad är relaterad till resursanvändning antyder en konsumtionsskatt på ca 4 000 000 kr exkl. moms

för påverkan under råmaterialutvinningen vilket är mer än det dubbla nypriset.¹⁵ Med en livslängd på 30–50 år skulle det bli ett årligt internaliseringsvärde på ca 80 000–120 000 kr.

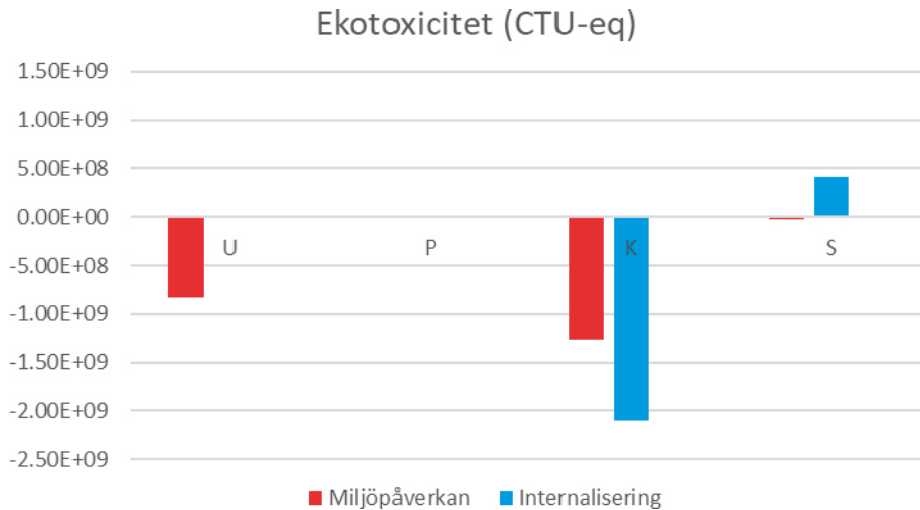


Diagram 3.21. Diagram över toxicitet (CTU-eq) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner här i kr per CTU-eq normaliserade med värderingen 1 kr = 1 CTU-eq för bibehållen jämförelse mellan påverkan och internalisering i diagrammet.

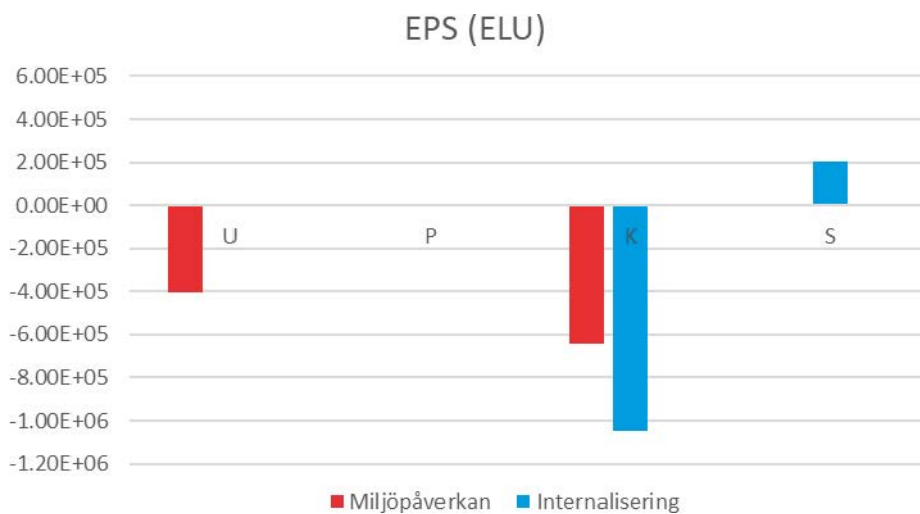


Diagram 3.22. Diagram över EPS (ELU) per aktör i basfallet. Råmaterialutvinning (U), Produktion (P), Konsumtion (K) samt formell sluthantering (S). Negativa blå staplar visar skatter och positiva blå staplar visar subventioner i ELU.

Ett vanligt hinder för skrotning av uttjänta fritidsbåtar är att det är ofta kostsamt att skrota en båt varvid ägaren saknar incitament att ta initiativ alternativt inte kan agera på grund av ålder. Bristande incitament eller förmåga gör det svårare att spåra ägaren till en övergiven båt. Havs- och vattenmyndigheten

¹⁵ 1 ELU = 1 € och 1 kr = 10.16 €.

har därför sedan 2018 avsatt pengar till båtskrotning av uttjänta fritidsbåtar. Premien gäller båtar som ägs av privatpersoner. Båten ska vara minst tre meter lång och väga minst 200 kilo och max tre ton. Ägaren anmäler till nätverket Båtretur som hjälper till att hitta transportör åt ägaren till någon av de 25 insamlingsplatser som finns i landet samt eventuell sanering. Sedan premien infördes hösten 2018 har pengar skjutits till ett antal gånger sedan de tagit slut vilket vittnar om subventionen har haft en effekt.

Sett utifrån ett effektivitetsperspektiv bör dock en subvention verka tillsammans med konsumtionsskatt som setts ovan för att få korrekta relativpriser och möta rekyleffekter i en fullt internaliserad lösning. Genom att subventionen dessutom kan finansieras av konsumtionsskatten kompenseras fördelningseffekter som innebär att en aktivitet som är utom ekonomiskt räckhåll för många människor subventioneras.

Återbetalningen i form av en subvention för en verifierad återprocess etablerar ett andrahandsvärde för uttjänta båtar vilket skapar en efterfrågan på marknaden att skrota båtar. Detta gäller oavsett systemet genomförs som skatter och subventioner eller för aktörer inom ett producentansvar. Återbetalningen behöver justeras till den påverkan som sker från själva återprocessen samt för materialförluster i densamma vilka dessvärre inte kunde fastställas inom projektet.

3.13 Sammanfattning av resultat

I detta kapitel ges en översiktlig sammanfattning av CE-LCA metodens genomförande, dess principiella analyssteg och vad som generellt kännetecknar en CE-LCA analys. I det sista avsnittet sammanfattas metodens illustration i fallstudierna.

3.13.1 Bakgrund till CE-LCA

En CE-LCA modell kombinerar cirkulärekonomisk modellering (CE) vars forskningslitteratur beskrevs kortfattat i kapitel 1.1 med livscykelanalys (LCA) som beskrevs i kapitel 1.3. Den cirkulärekonomiska modellansatsen kommer från de modeller som utvecklades under 1990-talet av till exempel Fullerton och Kinnaman (1995) samt Fullerton och Wu (1998) för att identifiera optimala styrmedelskombinationer för att internalisera externa effekter i allmänna jämviktsmodeller. Att länka samman de två metoderna består i att matcha gemensamma systemgränser och variabler i ekonomisk modellering och LCA som kan behöva beräknas för flera funktionella enheter eftersom styrmedel kan påverka aktörernas val mellan olika produktalternativ och användningsalternativ (Steen et al, 2021).

3.13.2 Att genomföra CE-LCA

LCA-analysen delas upp i dess beståndsdelar för att generera ”påverkans-ekvationer”, vilka beskriver miljöpåverkan och ”flödesekvationer” som beskriver material- och utsläppsflöden som en funktion av varje typ av aktivitet i den ekonomiska modellen. Påverkans- och flödesekvationerna, som härrör från LCA-modeller, används sedan för att fördela miljöpåverkan på respektive marknadsaktörs beslut längs värdekedjorna snarare än till en viss livscykelfas eller process som är brukligt i LCA.

En CE-LCA modell utvecklas med följande tre steg:

1. I det första steget identifieras de in- och utflöden som bidrar till miljöpåverkan för de produktkategorier eller material som analyseras. Inflöden inkluderar naturresurser (såsom råvaror och energi) medan utflöden inkluderar avfall och emissioner (till exempel koldioxid).
Om målet är att identifiera samhällsekonomiskt effektiva lösningar behöver även samhällsekonomiska kostnader kopplas till miljöpåverkan. Ett alternativ till det senare kan vara att använda EPS som är databaser bestående av monetära värderingar av miljöpåverkan (Steen, 2015).
2. I det andra steget införs LCA data och s.k. ”påverkans-ekvationer” som beskriver hur miljöpåverkan förändras av privata aktörers åtgärder som minskar externa effekter i CE-modellen. Detta innefattar att miljöpåverkan knyts till var och en av de aktörer (processer) som orsakar den längs livscykeln.
3. I det tredje steget används dessa data och ekvationer i CE-modellen som är en allmän jämviktsmodell för att identifiera styrmedelskombinationer som korrigerar för de externaliteter som miljöpåverkan ger upphov till.

Detaljerade data från LCA som idag används inom industrin är ofta utvecklade för specifika produktmodeller. När LCA underlag används i en CE-LCA-modell för styrmedelsanalys behöver annorlunda avvägningar göras mellan nyttan av en högre differentiering och administrativa kostnader för densamma vid införande av styrmedel. Det kan röra sig om genomsnittsvärden för produktkategorier eller material snarare än värden för specifika produktmodeller.

Eftersom CE-LCA är en analys av styrmedel i en allmän jämviktsmodell följer den sedvanliga analyssteg vid analyser av styrmedel i ekonomiska modeller. Det finns två väsentliga skillnader med analyser i partiella jämviktsmodeller:

- En kombination av samverkande styrmedel analyseras i CE-LCA som är en allmän jämviktsmodell.
- LCA ger data för miljöpåverkan från ett större antal aktörer (processer) på ett flertal sammankopplade marknader. Modellen innehåller ofta ett större antal externa effekter vilka ofta påverkar varandra via marknads-mekanismer i den allmänna jämvikten.

Sammantaget leder detta till att det i normalfallet finns ett flertal styrmedelskombinationer som alla är första-bästa lösningar och ger samma utfall.¹⁶ Detta ger valmöjligheter för den politiska beslutsfattaren att välja de första-bästa styrmedelskombinationer som har större möjligheter att genomföras när till exempel val av styrmedelskombinationer är begränsade av politiska misslyckanden eller andra faktorer som till exempel befintlig EU-rätt. I vissa fall kan samma utfall och internalisering nås med färre styrmedel jämfört med en strategi som internaliserar med en miljöskatt vid varje källa (aktör). Det senare är därför inte nödvändigtvis alltid den effektivaste strategin när det finns transaktionskostnader kopplade till styrmedlen.

Sammanfattningsvis kan en analys i CE-LCA beskrivas med följande 3 steg:

- 1) **Primära styrmedelskombinationer** identifieras i allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa kombinationer är första-bästa lösningar som kan nå mål och/eller internalisera externa effekter. Därefter undersöks vilka av dessa som har störst möjligheter att genomföras efter att man vägt in politiska misslyckanden och vissa andra marknadsmisslyckanden som kan begränsa den politiska beslutsfattarens val av styrmedel.
- 2) **Verifierbarhet, mätbarhet och tillsyn (VMT)** identifieras. För kunna utforma och införa effektiva styrmedelskombinationer behöver externa effekter kunna verifieras, mätas och tillsynas. Dessa kan differentieras mellan aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden. I praktiken blir transaktionskostnader för att verifiera, mäta och bedriva tillsyn en av de avgörande faktorerna som bestämmer graden av differentiering samt om den bör ske över aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden.
- 3) **Sekundära styrmedelskombinationer** identifieras i allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa är andra-bästa styrmedelskombinationer som även hanterar transaktionskostnader från punkt 2 eller beteendeanomalier.

När det finns transaktionskostnader för ett eller flera styrmedel kommer olika primära styrmedelskombinationer generellt inte längre att prestera lika effektivt. Vilken styrmedelskombination som då är effektivast (andra-bästa lösning) beror på var transaktionskostnaderna finns.

3.13.3 Verifierbarhet, Mätbarhet och Tillsyn

En ökad differentiering innebär i praktiken att transaktionskostnaderna för VMT ökar. Transaktionskostnader kan till exempel uppkomma för att verifiera, mäta eller utöva tillsyn för differentieringar som är kopplade till produktens externa effekter. I praktiken blir det en jämförelse mellan transaktionskostnader

¹⁶ Under förutsättning att alla privata aktörer är rationella och transaktionskostnaderna är noll.

för att verifiera, mäta och bedriva tillsyn som avgör graden av differentiering samt om den sker över aktörer, aktiviteter, materialflöden eller produkter.

Effektiviteten att uppnå mål hos styrmedelskombinationerna kommer att bero på differentieringen mellan processer som genererar externa effekter och de som inte gör det. Hennlock et al (2019) studerar lärdomar från differentieringar baserade på till exempel material, färg, storlek som redan gjorts inom återvinning inom vissa producentansvarssystem. Återvinningsbarhet kan till exempel mätas genom att observera kostnader för att återvinna produkten i återvinningsprocessen. Återanvändningsbarhet kan mätas genom att observera kostnader för att återanvända en produkt. Ett annat sätt att underlätta VMT är standardisering av produktdesign, komponenter och material. Standardisering minskar den mängd information som aktörer behöver hantera för att följa och utöva VMT.

3.13.4 Sekundära styrmedelskombinationer

I nästa steg görs sedan analyser av transaktionskostnader och andra marknadsmisslyckanden för att ytterligare ringa in de mest effektiva (andra-bästa) styrmedelskombinationerna. Styrmedelskombinationer som innehåller styrmedel som är förenade med höga transaktionskostnader tenderar att bli ineffektiva än styrmedelskombinationer med lägre transaktionskostnader. Politiska misslyckanden kan förhindra att vissa styrmedel inte kan införas. Ett systemperspektiv kring styrmedelskombinationer kan då underlätta för policymakers att finna andra lika effektiva styrmedelskombinationer (Hennlock et al, 2021a, 2021d). Ett annat exempel är asymmetrisk information där den politiska beslutsfattaren inte känner till lika mycket information om de externa effekterna som de privata aktörerna (Coria, 2019; Coria och Johansson-Stenman, 2020).

Typen av styrmedel kan ha inverkan på vilken information privata aktörer tittar på och vilka investeringsval de gjorde. I ett experiment använde chefer från svensk industri olika tumregler för sina beslut beroende på vilken typ av styrmedel som de tänkte på. Styrmedlens kontexter ledde dem till olika beslut trots att förutsättningarna, och det rationella svaret, var identiska i de olika behandlingarna i experimentet (Hennlock et al, 2021c).

3.13.5 Tre elementärt styrande effekter

För att kunna internalisera behöver styrmedelskombinationer utformas utifrån ett systemperspektiv som sträcker sig över livscykeln. Primära styrmedelskombinationer som förmår internalisera externa effekter innehåller generellt sett negativa outputeffekter, relativpriseteffekter och positiva outputeffekter som vi här kallar ”bromsa”, ”styr” och ”gasa”.

Dessa effekter förekommer generellt i ekonomiska modeller som analyserar styrmedel för att internalisera externa effekter. I partiella jämviktsmodeller med ett styrmedel och en extern effekt skapar det enda styrmedlet både en outputeffekt och en relativpriseteffekt. I en allmän jämviktsmodell som CE-LCA skapas en eller flera av dessa effekter av en kombination av styrmedel vilket gör insikten i elementära effekter mer komplicerad. De styrmedelskombinationer

som kan åstadkomma de elementära effekter som behövs för internalisering kallas här ”primära” styrmedelskombinationer och det kan visas att de alltid är första-bästa lösningar när inga transaktionskostnader förekommer. Skillnaden mellan olika första-bästa styrmedelskombinationer är att effekterna ”bromsa”, ”styr” respektive ”gasa” hamnar på olika ställen längs livscykeln. Till exempel kan effekterna genereras genom att differentiera ekonomiska styrmedel över produkttegenskaper eller aktörer eller genom att införa ett producentansvarssystem med individuella avgifter och återbetalningar för aktörer som deltar i systemet.

Sammanfattningsvis kan sägas att primära eller sekundära styrmedelskombinationer som kan internalisera externa effekter i allmänhet innehåller tre styrande effekter:

- **BROMSA:** Negativa outputeffekter för produktion eller konsumtion som även motverkar eventuella rekyleffekter som genereras av nödvändiga relativprisändringar
- **STYR:** Relativpriseffekter som differentierar mellan processer längs livscykeln som genererar externa effekter och processer som inte gör detta. Differentieringar kan göras över material, komponenter, produkter eller aktörer (processer) och således påverka incitament för till exempel återvinning, återtillverkning, återanvändning, förbränning och råmaterialutvinning.
- **GASA:** Positiva outputeffekter för produkter eller komponenter från återprocesser där priserna är negativa (marknader för återprocesser etableras inte) eller för låga jämfört med vad de skulle vara vid full internalisering. I detta fall behöver producenter incitament att genomföra förändringar i till exempel produktdesign för ökad återvinningsbarhet, återtillverkning och återanvändbarhet.

Hur de effektiva styrmedelskombinationerna ser ut i enskilda fall beror på vilka de externa effekterna är, vid vilka aktörer de förekommer samt förekomster av politiska misslyckanden, marknadsmisslyckanden samt transaktionskostnader.

Transaktionskostnader påverkar möjligheten att generera dessa tre effekter med styrmedelskombinationer. Om till exempel priserna på produkter eller komponenter från återprocesser är negativa (marknader för återprocesser etableras inte) samtidigt som transaktionskostnader för att differentiera ekonomiska styrmedel för återprocesser är höga kan till exempel ett producentansvar med kravnivåer bli effektivare för att generera de tre effekterna än en kombination bestående av enbart ekonomiska styrmedel (Hennlock et al, 2021d).

3.13.6 Jämförelse med relativpriseffekter i producentansvar

Idag ställer lagstiftningen om producentansvar inga krav på att den enskilda producenten ska genomföra producentansvaret i egen regi. Producentansvarssystemen har istället utvecklats som marknadsbaserade lösningar med ett slags kollektivt ansvar bland producenterna framfört ett individuellt ansvar kopplat till en specifik produkt vilket skapar en snålskjutsproblematik (Hennlock et al, 2019). Eftersom kostnaden för ny produktdesign bärs av producenten ensam medan kostnaden för återvinning med stordriftsfördelar bärs gemensamt av alla producenter blir det för flertalet enskilda producenter mer lönsamt att bli medlem i systemet och betala avgiften framför att anpassa sin produktdesign. Stordriftsfördelar och odifferentierade avgifter i ett producentansvarssystem leder till relativpriser som gör återvinning relativt sett billigare jämfört att anpassa egen produktdesign (Hennlock et al, 2019). Ett producentansvarssystem för materialåtervinning kan då bidra till att tränga undan såväl återanvändning som återtillverkning och produktdesign anpassad för andra återprocesser (Hennlock et al, 2021a).

En differentiering av krav eller avgifter och återföringar till individuella ansvar inom ett producentansvarssystem kan motverka eller ta bort (vid full differentiering) inlåsningsen i produktdesign genom att införa relativpriseffekter så att varje producent får möta sina kostnader för återvinning (Hennlock et al, 2021a). Individuella producentansvar förutsätter dock större resurser och kostnader för verifiering, mätbarhet och tillsyn (VMT) vilket i praktiken begränsar möjligheterna att genomföra individuella producentansvar (Hennlock et al, 2019). Ett producentansvar står således inför avvägningen mellan, å ena sidan, nyttan att använda differentiering för att stärka incitamenten för återanvändningsbar och återvinningsbar design och, å andra sidan, hantera större administrativa kostnader för att ta fram underlag för differentierade krav och avgifter baserade på återanvändningsbarhet och återvinningsbarhet.

3.13.7 Fallstudier

Syftet med fallstudierna är inte att bygga en fullständig CE-LCA-modell över produkterna. Syftet är istället att illustrera hur LCA bidrar till CE-LCA-modeller med ett urval av åtgärder för två produkter där miljöpåverkan fördelar sig på olika sätt under livscykeln.

Mobiltelefonen har för samtliga miljöpåverkanskategorier sin största påverkan under faserna råvaruutvinning och tillverkning. Fritidsbåten, å andra sidan, har sin största påverkan i användarfasen som dominerar klimatpåverkan, men även bidrar väsentligt till de andra kategorierna. Dessutom har båten en mycket större total påverkan, både totalt och per år. De två produkterna representerar tydligt olika produktkategorier med olika miljöpåverkan, vilket också återspeglas i urvalet av cirkulära åtgärder. Utifrån mobiltelefonens resultat kan generella slutsatser dras för produkter med stor påverkan under råvaru- och produktionsfasen. För att uppnå mindre miljöpåverkan från produkten behöver antingen produktionsvolymen minskas och/eller påverkan per producerad enhet minskas.

Om det i en renovering är komponenter med hög påverkan som byts ut, finns det en risk att miljöpåverkan i systemet ökar snarare än minskar. Det finns en balans mellan den miljönytta som uppkommer av att förlänga den återanvända komponentens livslängd jämfört med den påverkan som uppkommer till följd av att byta komponenter. Denna balans kommer att skilja sig mellan olika produkter.

Fritidsbåten har en annan påverkansprofil under sin livscykel, med tonvikt på användarfasen. Försök att uppnå ökad cirkularitet kommer således att påverka miljöpåverkan under livscykeln på ett annorlunda sätt. När användningsfasen dominerar miljöpåverkan, som i exemplet med fritidsbåten och påverkan på klimatförändringar, kommer åtgärder som ökar återanvändning och minskar produktionens påverkan att ha en relativt sett mindre positiv effekt.

Detta belyser hur en ökad (materiell) cirkularitet inte alltid är direkt kopplad till klimatförändringar. Det är inte säkert att åtgärder som återanvändning och renovering generellt ger betydande förbättringar inom kategorin klimatförändringar. Å andra sidan, när det gäller annan typ av miljöpåverkan, såsom utarmning av resurser, kan återanvändning ha större positiva effekter. Precis som för mobiltelefonen uppstår en balans mellan miljövinster med ökad livslängd och påverkan från renoveringen.

Sammanfattningsvis, för att uppnå en minskad miljöpåverkan med hjälp av primära styrmedelskombinationer, är det nödvändigt att veta:

1. Vilken typ av miljöpåverkanskategori man vill minska
2. Vilka aktörer i livscykeln som bidrar mest till denna påverkan
3. Vilka flöden inom dessa livscykelfaser som ger denna påverkan
4. Hur dessa flöden påverkas av styrmedel

Den första frågan är central eftersom olika typer av miljöpåverkan orsakas av olika typer av material- och emissionsflöden. Påverkan på klimatförändringar är en vanlig kategori i många studier, men som fallstudierna visar kan påverkansprofilen skilja sig från materialrelaterade effekter som till exempel toxicitet.

Den andra punkten hjälper till att fokusera på den eller de livscykelfaser som har störst miljöpåverkan. Fallstudien med fritidsbåten exemplifierar detta, där ett fokus på produktionsfasen kanske inte ger någon signifikant minskning i total miljöpåverkan om inte användarfasens påverkan också minskar. Mobiltelefonstudien exemplifierar slutligen vikten av att känna till vilka flöden som bidrar mest till miljöpåverkan, så att man inte suboptimerar och byter ut komponenter med hög miljöpåverkan utan att uppnå en ökad livslängd hos de andra komponenterna som kompenserar för tillägget.

4 Diskussion

I detta kapitel diskuteras projektets resultat med hänvisning till befintlig forskningslitteratur. Kapitel 4.1 och 4.2 diskuterar egenskaper hos CE-LCA resultat och hur de förhåller sig till befintlig forskningslitteratur. Kapitel 4.3 innehåller forskarnas synpunkter på hur resultaten från forskningsområdet i framtiden kan komma att användas i myndigheters arbete och hur de kan användas som underlag för till exempel politiskt beslutsfattande. Kapitel 4.4 diskuterar slutligen framtida forskningsbehov kring en integrerad CE-LCA ansats.

4.1 Primära styrmedelskombinationer

Hennlock et al (2021a) generaliserar de cirkulärekonomiska modeller som utvecklades med början under 1990-talet i ett flertal artiklar (se till exempel Fullerton och Kinnaman, 1995; Palmer, Walls och Sigman 1997, Palmer och Walls 1997, 1999, Fullerton och Wu 1998, Calcott och Walls 2000, 2002, Walls och Palmer 2000, Walls 2003, 2006, Hage, 2007). Ett syfte med dessa modeller var att teoretiskt studera vilka styrmedelskombinationer som krävs för att skapa incitament som leder till att externa effekter internaliseras genom att cirkulära materialflöden etableras framför linjära flöden som slutade med förbränning, deponi eller olika former av illegal bortskaffning av avfall.

Trots viktiga bidrag till forskningen för att förstå incitamenten bakom cirkulära flöden i en ekonomi var en begränsning hos tidigare artiklar att de studerade cirkulära flöden endast i form av materialåtervinning. Även om vissa artiklar som till exempel Fullerton och Wu (1998) analyserade internalisering som ger incitament för producenter också att designa produkter som är mer återvinningsbara, så är det övergången från lösningar som illegalt bortskaffande, deponi och förbränning till materialåtervinning som ofta hade fokus i forskningsfrågorna. Modellerna saknar därför marknader ”ovanför” materialåtervinning i avfallshierarkin såsom marknader för återanvändning eller återtillverkning.

Hennlock et al (2021a) generaliserar ansatsen hos dessa cirkulära modeller genom att i en CE-LCA ansats också introducera nya marknader för återanvändning eller återtillverkning med olika externa effekter. Resultaten i Hennlock et al (2021a) är således en generalisering av resultaten i Fullerton och Kinnaman (1995). När det gäller till exempel pantsystem är resultatet en trappfunktion för återbetalning av pant justerad för storleken hos de externa effekterna för respektive återprocess. Den pant som togs ut vid inköpstillfället återbetalas proportionellt med avdrag för de externa effekter som respektive återprocess skapar i en cirkulär ekonomi. LCA data i CE-LCA blir central för att bestämma trappfunktionens utseende hos styrmedlen.

Pantens största värde bestäms alltså av den externa effekten i det alternativ som har den största negativa externa effekten. Samma trappstruktur gäller för en styrmedelskombination bestående av konsumtionskatter eller subventioner för återprocesser.

En annan skillnad med tidigare forskning som fokuserade på materialåtervinning är att det större antalet marknader för återprocesser i en cirkulär ekonomi ökar antalet möjliga första-bästa styrmedelskombinationer som kan nå samma utfall i en allmän jämviktsanalys. En skatt vid varje källa som orsakar en extern effekt är då inte nödvändigtvis den effektivaste strategin när man räknar in transaktionskostnader för styrmedlen (Hennlock et al, 2021a). Samma utfall kan också nås med en styrmedelskombination som innehåller färre skatter jämfört med en skatt per extern effekt. Detta eftersom differentieringar som ligger mellan olika aktörer istället ligger som differentieringar med olika skattenivåer för produkter som är återanvända, återtillverkade eller använder återvunnet material eller jungfruligt material (Hennlock et al, 2021a).

4.2 Sekundära styrmedelskombinationer

När transaktionskostnader för att till exempel differentiera till miljöpåverkan introduceras på olika ställen i modellen kommer styrmedelskombinationerna generellt inte längre att prestera lika effektivt. Vilken styrmedelskombination som då är effektivast (andra-bästa lösning) beror på var transaktionskostnaderna finns (Hennlock et al, 2021d). Liknande resultat finns i ett flertal artiklar från sekelskiftet men som då rör materialåtervinning (se Walls (2006) för en översikt).

Hennlock et al (2021a) utvecklar Shinkuma (2003) till en modell med flera marknader för återprocesser och introducerar transaktionskostnader för att differentiera subventioner för återprocesser till miljöpåverkan. En väsentlig skillnad jämfört Shinkuma (2003) är att det finns fler marknader för återprocesser som kan ha negativa priser i modellen, dvs det saknas fungerande marknader för dessa återprocesser. Jämfört resultaten i Shinkuma (2003) talar det för att producentansvarssystem kan bli effektivare för nya återprocesser i de inre cirkulära där marknader ännu inte etablerats och där transaktionskostnader för att differentiera subventioner för återprocesser är höga.

Hennlock et al (2021a) utgår från att de privata aktörerna är rationella. Det innebär kortfattat att aktörerna handlar så att de söker tillfredsställa sina mål eller preferenser och använder för detta all tillgänglig information. Aktörer är dock inte alltid rationella i verkligheten vilket får implikationer för styrmedelsutformningen (Shogren och Taylor, 2008). Hennlock et al (2021c) genomförde därför två experiment på chefer från svensk industri. Styrmedlens olika kontexter ledde cheferna till olika beslut trots att förutsättningarna och det rationella svaret var identiska i de olika behandlingarna. Det kan utesluta vissa primära styrmedelskombinationer alternativt behöva styrmedel för att korrigera för beteendeanomalier eller andra faktorer såsom bristande acceptans vilket också tidigare förts fram av till exempel Rogge och Reichardt (2016).

4.3 CE-LCA-modeller

Projektets överliggande syfte är att utgå från cirkuläreconomiska modeller och utveckla en integrerad CE-LCA modellansats som kan analysera systemperspektiv kring styrmedelsutformning med allmän jämviktsanalys för att minska miljöpåverkan från produkters livscyklar. CE-LCA kan användas både analytiskt och numeriskt för att förstå samband mellan mål, externa effekter och andra marknadsmisslyckanden samt effektiva styrmedelskombinationer. Den avgörande aktiviteten för att länka samman dessa metoder består i att matcha gemensamma systemgränser och variabler i en cirkuläreconomisk modell och LCA (Steen et al, 2021). Vi känner inte till att en integrering mellan ekonomiska modeller och LCA har gjorts tidigare i forskningslitteraturen.

En utmaning i en sådan integration av de två tillvägagångssätten är att LCA behöver koppla miljöpåverkan till en aktörs beslut snarare än till den punkt i livscykeln där in- eller utflödet sker. I tidigare forskningslitteratur har aktörsbaserade tillvägagångssätt för LCA föreslagits (se till exempel Berlin et al, 2008; Brunklaus et al 2010 och Baumann et al 2011). Dessa kännetecknades av att koppla samman energi- och materialflöden och miljöpåverkan i aktörens processer som påverkas av aktörernas beslut oavsett var i värdekedjan de förekommer. LCA-resultaten delas upp av värdekedjeaktörer snarare än livscykelfaser eller processer (Baumann et al, 2011).

Det som Hennlock et al (2021b) tillför i förhållande till denna forskningslitteratur är ta hänsyn till att privata aktörers beslut är sammankopplade via marknadsmekanismer och påverkas av varandra i en allmän jämvikt. En aktörsbaserad LCA kan då inte bara fördela miljöeffekterna till aktörernas beslut, identifiera den bästa förbättringsåtgärden för att sedan föreslå ett styrmedel som stimulerar denna åtgärd. Detta eftersom den verkliga fördelningen av miljöpåverkan och externa effekter också kommer att bestämmas av de privata aktörernas beteendeförändringar till följd av styrmedel på marknader för råvaruutvinning, produktion och konsumtion och olika återprocesser.

I fallstudierna användes ett större antal påverkanskategorier. Det slutliga valet av kategorier begränsades med utgångspunkt från initiala resultat och projektspecifikationer. Klimatpåverkan, toxicitet och utarmning av resurser valdes (Guinée, o.a., 2002) (Rosenbaum, o.a., 2008). Dessutom inkluderades det monetära värderingssystemet kallat Environmental Priority Strategies (EPS) för att erhålla ett monetärt värde och fånga ett långsiktigt perspektiv på miljöpåverkan (Steen, 2015).

4.4 Hur kan resultaten från CE-LCA användas?

I kapitlen 4.1 till 4.3 har vi diskuterat hur de vetenskapliga bidragen förhåller sig till befintlig vetenskaplig litteratur. I detta kapitel diskuteras hur resultat från CE-LCA kan användas av myndigheter som underlag till exempelvis samhällsekonomiska konsekvensanalyser eller styrmedelsanalyser.

Vi bedömer att de vetenskapliga bidragen är en grund för framtida forskning inom cirkuläreconomiska modeller som studerar styrmedelskombinationer i

allmänna jämviktsmodeller. Användningen av LCA underlag i dessa modeller ökar tillämpbarheten i myndigheters analyser av styrmedelskombinationer för omställning till en cirkulär ekonomi. Den integrerade CE-LCA-modellen medför framförallt två komplicerade analysmetoder. Den första är analyser med optimerande allmänna jämviktsmodeller. Den andra är genomförande av en aktörsbaserad LCA. Vi kan tänka två användningsområden vid myndigheter, dels en metod för kvalitativa analyser vid myndigheter baserad på kartläggningar av effektiva styrmedelskombinationer och dels upphandlingskunskap för att upphandla modellkörningar med CE-LCA från konsultbranschen.

4.4.1 Kartläggning av effektiva styrmedelskombinationer

CE-LCA kan vara analytiska (algebraiska) modeller som levererar generella egenskaper för effektiva styrmedelskombinationer som gäller för ett stort antal empiriska förhållanden. Det kan röra sig om generella resultat som pekar ut vilka styrmedel som ingår i effektiva styrmedelskombinationer samt var i livscykeln som dessa bör finnas eller vilka aktörer de bör adressera (jämför med exempelresultat i diagram 3.2–3.6). Något förenklat kan man se analytiska CE-LCA-modeller som en slags känslighetsanalyser vilka ger robusta resultat som gäller under flertal empiriska förhållanden. Analytiska CE-LCA-modeller kan därför ge särskilt värdefulla resultat när det råder osäkerheter kring rådande eller framtida empiriska förhållanden.

I framtida forskningsprojekt bör det finnas goda möjligheter använda analytiska CE-LCA modeller för att kartlägga styrmedelskombinationer till vanligt förekommande externa effekter och marknadsmisslyckanden för vissa produktkategorier. Sådana kartläggningar kan sedan användas inom myndigheters arbete för att kvalitativt identifiera sannolika primära (första-bästa) styrmedelskombinationer för dessa produktkategorier under olika marknadsförhållanden.

Tillsammans med andra resultat från till exempel samhällsekonomiska konsekvensanalyser om bland annat transaktionskostnader, åtgärdskostnader, miljöskadepkostnader samt andra marknadsmisslyckanden kan kartläggningarna utgöra underlag för att bedöma vilka styrmedelskombinationer som sannolikt är mest effektiva (andra-bästa lösningar) längs olika produktkategoriers livscyklar.

4.4.2 Numeriska analyser i CE-LCA

En CE-LCA-modell kan också vara numerisk och därmed ta fram kvantitativa egenskaper hos styrmedelskombinationer. Det kan röra sig om nivåer på skatter och subventioner eller krav. Förutom underlag från LCA förutsätter detta andra data som normalt behövs i allmänna jämviktsmodeller, såsom diskonteringsräntor och efterfråge-elasticiteter. Detta förutsätter kompetenser inom numerisk modellering i allmänna jämviktsmodeller och LCA vilket finns hos aktörer inom konsultbranschen. Efter sammanföring och uppbyggnad av ny kompetens om CE-LCA inom konsultbranschen kan sådana analyser handlas upp av myndigheter för berörda produktkategorier. Dessa kan sedan

användas som kvantitativa underlag i till exempel samhällsekonomiska analyser som behandlar större omställningar mot en mer cirkulär ekonomi.

LCA har traditionellt varit ett verktyg som används av industrin inom produktdesign för att ta fram nya produkter med lägre miljöpåverkan. Traditionellt har LCA data tagits fram för specifika produktmodeller med förhållandevis hög precision. Det kan till exempel röra sig om att fastställa antal gram av respektive metall och andra ämnen som en viss produktmodell innehåller (Romare et al, 2020). Sådan information har normalt bara tillverkaren kännedom om.

När LCA används i en integrerad CE-LCA modell för att analysera styrmedelskombinationer är det naturligt med andra avvägningar mellan nyttan av en högre differentiering och administrativa kostnader för en sådan differentiering i styrmedel. Sådana avvägningar kan bestå i att använda LCA-underlag för vissa produktkategorier, snarare än specifika produktmodeller. Det kan innebära att man istället använder genomsnittsvärden för olika produktkategorier. De senare skulle till exempel kunna vara elbilar med olika batteristorlek, laddhybrider eller bilar med biobränsle som drivmedel. Resultaten från en analytisk CE-LCA-modell kan då användas för att bedöma vilka styrmedelskombinationer som är effektivast längs värdekedjorna för dessa produktkategorier.

En annan typ av avvägning kan vara att lyfta ut ämnen som orsakar störst externa effekter inom en produktkategori och låta de externa effekterna från dessa ämnen vara underlag för analyser av styrmedelskombinationer längs livscykeln.

4.5 Framtida forskningsbehov

Projektets främsta syfte har varit att utveckla en integrerad ansats mellan cirkuläreconomiska modeller och LCA som kan leverera grundläggande principer för styrmedelskombinationer längs livscyklar. Projektet har för detta syfte haft en tvärvetenskaplig strategi som kombinerar cirkuläreconomiska (CE) modeller med livscykelanalys (LCA). Projektet har dock bara tagit de första stegen inom forskningsområdet och lämnar flera frågor till framtida forskning inom detta tvärvetenskapliga område. Några av dessa tas upp i detta kapitel.

4.5.1 Asymmetrisk Information vid genomförande LCA

LCA är ett verktyg som traditionellt används bland annat av industrin inom produktdesign för att ta fram nya produkter med lägre miljöpåverkan. Ofta tas LCA fram inom forskningsprojekt som finansieras av producenter. Underlag för LCA tas fram av producenten och det är inte alltid som producenten vill sprida hela underlaget kopplat till specifika produkter av bland annat konkurrensskäl. För en beslutsfattare som använder information från producenters LCA till utformning av miljöpolitiska styrmedel blir det är viktigt att kunna bedöma hur tillförlitlig informationen är.

Empirisk evidens tyder på att producenter världen över ökar sin finansiering av forskning och i flera fall har påverkat den vetenskapliga evidensen för de risker som deras produkter genererar, vilket påverkat införandet av miljöpolitiska styrmedel. Oberoende forskning är därför viktig för att undersöka om industrier kan påverka införande eller utformning av miljöpolitiska styrmedel genom att finansiera eller utföra forskning vars resultat är gynnsamma för branschen.

I ett redan beviljat projekt till Handelshögskolan vid Göteborgs Universitet, IVL Svenska Miljöinstitutet samt Chalmers Tekniska Högskola från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag 2021–2023 kommer vi att undersöka om, och i så fall i vilken utsträckning, industrier har påverkat införande eller utformning av miljöpolitiska styrmedel genom att finansiera eller utföra forskning vars resultat är gynnsamma för branschen. Vi kommer att använda text-analys och artificiell intelligens (AI) för att analysera en stor del av den vetenskapliga litteraturen och därigenom skapa en objektiv bild av gällande evidens. Projektet syftar till att förbättra utformningen av miljöpolitiska styrmedel genom att undersöka hur, och i vilken utsträckning informationspåverkan påverkar miljöpolitik, samt analysera hur politiska styrmedel som korregerar detta marknadsmisslyckande kan utformas.

4.5.2 Upplösningsnivåer hos LCA data som är underlag för utformning av miljöpolitik

Inom projektet har detaljerade data från specifika produktmodeller använts för att få underlag till ett urval av åtgärder inom respektive produktkategori i syfte att illustrera principerna bakom CE-LCA. Detta är dock inte en proportionellt lämplig upplösningsnivå för analys av effektiva styrmedelskombinationer i CE-LCA.

När LCA underlag används i en integrerad CE-LCA modell behöver andra avvägningar göras mellan nyttan av en högre differentiering och administrativa kostnader för densamma (se avsnitt 4.4.2). Avvägningar kan bestå i att använda genomsnittsvärden för olika produktkategorier framför specifika produktmodeller eller att lyfta ut material och ämnen som orsakar störst externa effekter inom en produktkategori. Framtida forskning behöver finna lämpliga upplösningsnivåer hos underlag som används i analyser av effektiva styrmedelskombinationer.

4.5.3 Förutsättningar för aktörsbaserade LCA

I CE-LCA-modeller behöver energi- och materialflöden och miljöpåverkan kopplas till respektive aktörs beslut. Aktörsbaserade tillvägagångssätt för LCA har föreslagits tidigare (Berlin et al, 2008; Brunklau et al 2010 och Baumann et al 2011). Data från vissa databaser som används inom LCA bygger i vissa fall på att vissa allokeringar av påverkan redan har gjorts. Dessa stämmer inte nödvändigtvis alltid överens med den aktörsbaserade påverkan som uppkommer i CE-LCA. I dessa fall behövs alltså mer forskning som går bortom data som redan finns i befintliga LCA databaser.

4.5.4 Dynamiska analyser

Den teoretiska CE-LCA-modellen är en dynamisk modell som potentiellt kan ta hänsyn till investeringar och förändringar över år flera livscyklar. En dynamisk CE-LCA modell behöver ha tekniska underlag för nya alternativa återprocesser som ännu bara finns i begränsad utsträckning på marknaden. Vid integreringen med LCA i fallstudierna användes en statisk jämviktsmodell som begränsas till en livscykel eftersom LCA data inte fanns tillgängliga för flertalet processer som träder in när produkter övergår från en livscykel till nästa livscykel. Det rör sig om processer som kopplas till återanvändning, återtillverkning och materialåtervinning. En annan osäkerhet gäller systemgränser och allokeringsspörsmål såsom hur miljöpåverkan allokteras mellan olika livscyklar i en dynamisk modell.

Sammantaget har detta gjort att analyserna i fallstudierna i detta projekt fokuserat på åtgärder inom främst avfallshanteringsfasen. Styrmedelskombinationer för produktdesign har av samma förklaring inskränkts till ekonomiska styrmedel vilka skapar ekonomiska incitament till produktdesign utan att peka exakt på hur designen ser ut. Styrmedel i form av kravnivåer skulle framför allt ha förutsatt mer specifika underlag om hur framtida produktdesign kopplas till exempelvis återanvändning och återtillverkning.

Framtida forskning inom området behöver därför ta fram fler LCA underlag för ny produktdesign som redan finns och är kopplad till exempelvis återanvändning eller återtillverkade komponenter i nya produkter. Forskning behövs också kring systemgränser och hur miljöpåverkan allokteras mellan livscyklar.

4.5.5 Andra marknadsmisslyckanden

Hennlock et al (2021a) studerar hur optimala styrmedelskombinationer (första-bästa lösningar) varierar med begränsningar som kan uppkomma vid val av styrmedel vid politiska misslyckanden eller asymmetrisk information och likaså hur optimala styrmedelskombinationer varierar med olika transaktionskostnader (andra-bästa lösningar).

Det finns dock ett flertal andra transaktionskostnader och marknadsmisslyckanden som inte analyseras i Hennlock et al (2021a, 2021d) och som därmed lämnas till framtida forskning. Andra externa effekter och marknadsmisslyckanden kan skapa behov för andra eller fler styrmedel än de som hanteras i Hennlock et al (2021a, 2021d). Det kan röra sig om andra externa effekter som följer av odefinierade rättigheter och skyldigheter i lagstiftning eller marknadsmisslyckanden som till exempel marknadsmakt eller att privata aktörer har ofullständig information om produkter och miljöpåverkan (Sterner och Coria, 2012).

5 Slutsatser och förslag

I detta kapitel sammanfattas allmänna slutsatser från projektet och hur resultatet kan och bör användas av Naturvårdsverket samt inom forskning. Kapitlet börjar med en återkoppling till projektets överliggande syften och mål i kapitel 5.1. Detta följs av en kort beskrivning av CE-LCA i kapitel 5.2. I kapitlen 5.3 och 5.4 ges en kortare sammanfattning om hur analyser görs i CE-LCA. Kapitel 5.5 sammanfattar hur CE-LCA kan användas av Naturvårdsverket samt Havs- och vattenmyndigheten. Kapitlet avslutas med en sammanfattning av framtida forskningsbehov i kapitel 5.6.

5.1 Forskningens syfte och mål

En linjär ekonomi är ett samhälligt problem eftersom det uppkommer på grund av ett flertal samverkande externa effekter och marknadsmisslyckanden. Det beror på att aktörer påverkar varandra på ett flertal marknader, från råmaterialutvinning till återvinning och återanvändning, som är sammankopplade via flöden av produkter, material och energi. Ett stort antal praktiker och forskare har kommit med förslag på styrmedel för cirkulär ekonomi. Dock har styrmedel för cirkulär ekonomi sett utifrån allmänna jämviktsförhållanden fått mindre uppmärksamhet i tillämpad forskningslitteratur.

POLICIA-projektet har haft detta som en utgångspunkt för att utveckla en integrerad modellansats mellan cirkuläreconomiska modeller och LCA som kan användas för att studera styrmedelskombinationer i de fall internalisering av externa effekter innebär en övergång till cirkulära flöden på bekostnad av linjära flöden. Projektet har gjort detta med en ny tvärvetenskaplig strategi inom styrmedelsforskning som kombinerar cirkuläreconomiska (CE) modeller med livscykelanalys (LCA).

5.2 Hur kan CE-LCA användas?

Vid analyser av styrmedel som ska nå mål för miljöpåverkan eller internalisera externa effekter som innebär att linjära flöden behöver ersättas med cirkulära flöden kommer ett flertal aktörer längs produktens livscykel att behöva förändra sina beteenden. Förståelsen för hur allmän jämvikt bildas mellan marknaderna längs produktens livscykel blir avgörande för att kunna styra mot mål med effektiva styrmedel. Följande fall exemplifierar detta:

Sedan 1990-talet har gratisinsamling på återvinningsstationer tillsammans med information om hur man lättast gör sig av med sitt avfall varit viktiga delar i avfallspolitiken. Det har motverkat att avfall som redan har genererats inte slängs på fel ställe med större miljöpåverkan som följd. Sett utifrån ett systemperspektiv är dock gratis inlämning av avfall miljöskadliga subventioner som bidragit till mer miljöpåverkan från ökad produktion och konsumtion samt en större avfallsgenerering. Gratis avfallshantering bidrar till ett slit- och-släng-samhälle genom att göra det gratis och lätt att slänga.

Man kunde då istället tänka sig att ta ut avgifter för avfallshandlingens kostnader när konsumenter lämnar in sitt avfall vid återvinningsstationer och återvinningscentraler. Det skulle minska såväl avfallsgenerering som produktion och konsumtion och därmed också minska miljöpåverkan från dessa processer. Men samma avgifter skulle samtidigt riskera att konsumenterna i högre grad gjorde sig av med avfallet på illegala ställen. Risken finns att avgifter inte skulle få en styrande effekt. Gratis inlämning och avfallshandling är viktiga styrmedel för att förhindra illegalt bortskaffande av avfall men som samtidigt bidrar till ökad produktion och konsumtion.

Gratis avfallshandling kan således inte vara hela lösningen. Den subventionerade avfallshandlingen behöver kombineras med andra styrmedel som håller tillbaka den ökade produktion, konsumtion och avfallsgenerering som den subventionerade avfallshandlingen bidrar till. Med andra ord, för att kunna internalisera alla externa effekter när dessa innebär en styrning från linjära till mer cirkulära flöden på marknader i en allmän jämvikt, behövs en ”väl avstämd” kombination av styrmedel riktade till aktörerna längs livscykeln. I sådana fall bör styrmedelsanalys göras i en allmän jämviktsmodell.

CE-LCA-modeller är ett exempel på allmänna jämviktsmodeller som använder LCA för att identifiera den miljöpåverkan som respektive aktör orsakar längs produkters livscyklar. Vid myndighetsarbete kan resultat från CE-LCA-modeller utgöra underlag till exempelvis styrmedelsanalyser eller samhällsekonomiska konsekvensanalyser.

5.3 Hur görs analyser i CE-LCA?

Eftersom CE-LCA är en analys av styrmedel i en allmän jämviktsmodell följer den sedvanliga analyssteg vid analyser av styrmedel i ekonomiska modeller. En första väsentlig skillnad med enklare partiella jämviktsmodeller är att det är en optimal kombination av samverkande styrmedel som analyseras i en allmän jämviktsmodell snarare än ett styrmedel. En annan skillnad är att modellen ofta innehåller ett större antal externa effekter från ett flertal aktörer, vilka ofta påverkar varandra via marknadsmekanismerna i den allmänna jämvikten.

Bortsett från dessa skillnader är CE-LCA ekonomiska modeller varför också samma analysmoment görs i CE-LCA som i andra enklare ekonomiska modeller. En analys i CE-LCA kan beskrivas med följande 3 steg:

1. **Primära styrmedelskombinationer** identifieras i allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa kombinationer är första-bästa lösningar som kan nå mål och/eller internalisera externa effekter. Därefter undersöks vilka av dessa som har störst möjligheter att genomföras efter att man vägt in politiska misslyckanden och vissa andra marknadsmisslyckanden som kan begränsa den politiska beslutsfattarens val av styrmedel.

2. **Verifierbarhet, mätbarhet och tillsyn (VMT)** identifieras. För kunna utforma och införa effektiva styrmedelskombinationer behöver externa effekter kunna verifieras, mätas och tillsynas. Detta inkluderar att dessa effekter kan differentieras mellan aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden. I praktiken blir transaktionskostnaderna för att verifiera, mäta och bedriva tillsyn avgörande för graden av differentiering samt om den sker över aktörer (processer), produkter, material- eller energiflöden.
3. **Sekundära styrmedelskombinationer** identifieras i allmän jämviktsmodell CE-LCA. Dessa kombinationer är andra-bästa styrmedelskombinationer som även hanterar transaktionskostnader från punkt 2 eller beteendeanomalier.

Om det inte finns några transaktionskostnader i modellen finns normalt ett flertal primära styrmedelskombinationer som alla är första-bästa lösningar och vilka ger samma utfall och samma internalisering. När det finns transaktionskostnader för ett eller flera styrmedel kommer olika primära styrmedelskombinationer generellt inte längre att prestera lika effektivt. Vilken styrmedelskombination som då är effektivast (andra-bästa lösning) beror på var transaktionskostnaderna finns och hur stora de är.

5.3.1 Tre elementärt styrande effekter

Primära styrmedelskombinationer som förmår nå mål eller internalisera externa effekter innehåller tre elementära effekter som vi här kallar ”bromsa” (negativ outputeffekt), ”styr” (relativpriseffekt) och ”gasa” (positiv outputeffekt). När inga transaktionskostnader förekommer kan dessa effekter genereras med primära (första-bästa) styrmedelskombinationer bestående av enbart ekonomiska styrmedel.

Dessa effekter finns generellt i ekonomiska modeller som analyserar styrmedel för att internalisera externa effekter. I partiella jämviktsmodeller med ett styrmedel skapar dock det enda styrmedlet både outputeffekt och relativpriseffekt. I en allmän jämviktsmodell som CE-LCA kommer de elementära effekterna att genereras med en optimal kombination av styrmedel. Vid kvalitativa analyser av styrmedelskombinationer bör man därför kartlägga var i livscykeln som outputeffekter och relativpriseffekter behöver finnas för att internalisera externa effekter. Det blir sedan en grund för att förstå vilka styrmedelskombinationer som kan internalisera. Det finns generellt sett ett stort antal första-bästa styrmedelskombinationer som kan generera de elementära effekterna och som därmed ger full internalisering. Skillnaden mellan olika första-bästa styrmedelskombinationer är att effekterna ”bromsa”, ”styr” respektive ”gasa” hamnar på olika ställen längs livscykeln.

Transaktionskostnader påverkar möjligheten att generera elementära effekter med styrmedelskombinationer. Om till exempel priserna på produkter eller komponenter från återprocesser är negativa (marknader för återprocesser

etableras inte) samtidigt som transaktionskostnader för att differentiera ekonomiska styrmedel för återprocesser är höga kan till exempel ett producentansvar med kravnivåer bli effektivare för att generera de tre effekterna än en kombination bestående av ekonomiska styrmedel.

5.4 Användning vid myndigheter

Vi bedömer att de vetenskapliga bidragen från en integrerad CE-LCA ansats är en grund för framtida forskning om styrmedelskombinationer i allmänna jämviktsmodeller med cirkulära flöden. Användningen av empiriska LCA underlag i dessa modeller ökar deras tillämpbarhet i myndigheters analyser av styrmedelskombinationer för omställning till en cirkulär ekonomi. Vid myndighetsarbete kan en CE-LCA utgöra en del av styrmedelsanalyser eller del av samhällsekonomiska konsekvensanalyser.

Eftersom CE-LCA modeller innehåller analyser i allmänna jämviktsmodeller och LCA kommer de främst sannolikt att användas och utvecklas vid forskningsinstanser. Vi ser två användningsområden för resultat från CE-LCA vid myndigheter; dels en metod för kvalitativa analyser baserad på kartläggningar av effektiva styrmedelskombinationer och dels upphandlingskunskap för att upphandla modellkörningar med CE-LCA från konsultbranschen.

I det första fallet kan teoretiska CE-LCA modeller i framtida forskningsprojekt kartlägga styrmedelskombinationer till vanligt förekommande externa effekter och andra marknadsmisslyckanden för vissa produktkategorier. Det kan handla om vilka styrmedel som ingår i effektiva styrmedelskombinationer samt vilka aktörer de riktar sig till beroende på vilka marknadsförhållandena är.

Kartläggningarna kan sedan användas i kvalitativa analyser inom myndigheternas arbete för att identifiera primära (första-bästa) styrmedelskombinationer. Tillsammans med resultat från till exempel samhällsekonomiska konsekvensanalyser om bland annat kostnader och marknadsmisslyckanden kan kartläggningarna utgöra underlag för att bedöma vilka styrmedelskombinationer som har störst potential att vara mest effektiva för vissa produktkategorier och marknadsförhållanden.

I det andra fallet kan numerisk CE-LCA modellering för en produktkategori ta fram kvantitativa egenskaper hos styrmedelskombinationer. Det kan röra sig om nivåer på skatter, subventioner eller krav för att nå mål eller internalisera externa effekter. Detta förutsätter att kompetens finns inom numerisk modellering med allmänna jämviktsmodeller liksom att genomföra LCA. Sådana kompetenser finns hos flera aktörer inom konsultbranschen. Efter sammanföring och uppbyggnad av ny kompetens om CE-LCA inom konsultbranschen kan sådana analyser handlas upp av myndigheter för berörda produktkategorier. Dessa kan sedan användas som underlag i till exempel samhällsekonomiska analyser som behandlar större omställningar mot en mer cirkulär ekonomi.

5.5 Framtida forskningsbehov

Projektet lämnar flera forskningsfrågor och utmaningar till framtida forskning inom det tvärvetenskapliga området CE-LCA.

- LCA har hittills varit ett verktyg som bland annat används av industrin inom produktdesign för att ta fram nya produkter med lägre miljöpåverkan. För beslutsfattare som använder information som kommer från producenter till politiska beslut och utformning av miljöpolitiska styrmedel blir det är viktigt att kunna bedöma hur tillförlitlig informationen är. Oberoende forskning är därför viktigt för att undersöka om producenter kan påverka införande eller utformning av miljöpolitiska styrmedel genom att finansiera eller utföra forskning vars resultat är gynnsamma för branschen. Sådana forskningsfrågor kommer att hanteras i ett redan beviljat projekt ”Hur Påverkar Smudging Miljöreglering?” från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag under perioden 2021–2023.
- Detaljerade data från specifika produktmodeller som idag används inom industrin är ofta utvecklade för specifika produktmodeller. Framtida forskning behöver finna lämpliga upplösningsnivåer för underlag som används i analyser av effektiva styrmedelskombinationer.
- Data från vissa databaser som används inom LCA bygger på att vissa allokeringar av påverkan redan gjorts vilka inte är nödvändigtvis alltid stämmer överens med den allokering som uppkommer i CE-LCA. I detta fall behövs mer forskning som går bortom data som finns i befintliga LCA databaser.
- Den teoretiska CE-LCA modellen är en dynamisk modell som potentiellt kan ta hänsyn till investeringar och förändringar över flera livscyklar. Vid integreringen med LCA användes i fallstudierna en statisk CE-LCA modell eftersom LCA data inte fanns tillgängliga för processer som träder in när produkter övergår från en livscykel till nästa livscykel. Styrmedelskombinationer för produktdesign har av samma förklaring inskränkts till ekonomiska styrmedel vilka skapar ekonomiska incitament till produkt-design utan att peka på egenskaper hos sådan produkt-design. Framtida forskning inom området behöver därför ta fram fler LCA underlag för ny produkt-design som redan finns kopplad till nya återprocesser som till exempel återanvändning eller återtillverkade komponenter. Forskning behövs också kring systemgränser och hur miljöpåverkan allokeras mellan livscyklar.
- Projektet har studerat hur optimala styrmedelskombinationer (första-bästa lösningar) varierar med begränsningar som kan uppkomma vid val av styrmedel vid politiska misslyckanden eller asymmetrisk information samt hur optimala styrmedelskombinationer varierar med olika transaktionskostnader (andra-bästa lösningar). Det finns dock ett flertal andra transaktionskostnader och marknadsmisslyckanden som inte analyserats i projektet och som därmed lämnas till framtida forskning.

6 Tack

Projektet vill tacka alla som bidragit till projektet: deltagande forskare, intressenter och deltagare i workshops och referensgrupper och många andra. Ett antal workshoppar med referensgrupperna har hållits och varit viktiga bidrag för undersökningen av empiriska förhållanden och hypotesformulering.

En första workshop hölls med fritidsbåtssektorn som ett tvådagars-evenemang på Båtmässa 6–7 februari 2017 på Svenska Mässan i Göteborg. Intressenter från fritidsbåtssektorn som representerade produktion, återförsäljning, användning (båt- och yachtklubbar), återvinningsindustrin samt statliga myndigheter. Vi tackar representanter för Båtmiljörådet, Sweboat, Nimbus, Göteborgs Yacht Club, Stena Recycling, Svenska Kryssarklubben, SBU (Svenska Båtunionen), Transportstyrelsen och Havs- och Vattenmyndigheten.

En första workshop med mobiltelefonsektorn hölls som ett tvådagars-evenemang i Stockholm 21–22 februari 2017 där forskarna träffade 11 intressenter som representerade mobiltelefonernas livscykel; produktions- och detaljhandeln, konsumtion, återanvändning och återvinning som statliga myndigheter. Vi tackar representanter för Sony Mobile, Huawei, TeliaSonera, Inrego, Atea, Elkretsen, Recipo, Samsung, Stena Recycling, TCO, Energi-myndigheten, Konsumentverket, Tillväxtverket och Naturvårdsverket.

Vi tackar även representanter för Förpacknings- och tidningsinsamlingen (FTI), Returpack AB, Electrolux, Trioplast, Elkretsen, Stena Metall för medverkan i referensgrupper om producentansvar i en serie av workshoppar under våren 2019.

Vi har fått många värdefulla kommentarer från granskare och personal på Naturvårdsverket. Vi vill rikta särskilda tack till de vetenskapliga granskarna, Ann-Sophie Crépin och Göran Finnveden, samt till relevansgranskarna, Ficare Zehaie och Johanna Andreasson, som alla gett konstruktiva synpunkter på rapporten.

7 Källförteckning

- Andersen, M. S., (2007). An introductory note on the environmental economics of the circular economy, *Sustain Sci* (2007) 2:133–140.
- Aristoteles (2003). Politiken, Paul Åströms förlag, översättning: Karin Blomqvist, ISBN:91-7081-129-6.
- Ayres, R. U. och Martinàs K., (1995). ‘Waste Potential Entropy: The Ultimate Ecotoxic?’, in S. Faucheux (ed.), special issue of *Economique Applique*, in press, 1995.
- Ayres R. U., (1998). Eco-thermodynamics: economics and the second law *Ecological Economics*, Volume 26, Issue 2, August 1998, Pages 189–209.
- Atasu, A. and Subramanian. R (2009). Design Incentives in Take-Back Legislation. Working Paper. Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA.
- Baldé, C.P., Forti V., Gray, V., Kuehr, R., Stegmann, P. (2017). The Global E-waste Monitor, United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Vienna.
- Baumann H., Berlin J., Brunklaus B., Lindkvist M., Löfgren B. and Tillman A-M. (2011). in *Towards Life Cycle Sustainability Management*, ed. M. Finkbeiner, Springer, ISBN: 9789400718982.
- Berlin, J., Sonesson, U. and Tillman, A-M., (2008). Product Chain Actors’ Potential for Greening the Product Life Cycle. *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 12, No. 1, 95–110.
- Boulding, K.E., (1966). The economics of the coming spaceship earth. In: Jarrett, H. (Ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy: Essays from the Sixth RFF Forum*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 1–20.
- Bouma, J. A., Verbraak, M., Dietz, F., & Brouwer, R. (2019). Policy mix: mess or merit? *Journal of Environmental Economics and Policy*, 8(1), 32–47.
- Brunklaus, B., Thormark C. and Baumann, H. (2010). Illustrating limitations of energy studies of buildings with LCA and actor analysis. *Building Research & Information* Vol. 38, No. 3, 265-279.
- Burtraw, D., Linn, J., Palmer, K., Paul, A. (2014). The Costs and Consequences of Greenhouse Gas Regulation under the Clean Air Act, *American Economic Review: Papers & Proceedings* 104(5): 557–562.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., (2006). Scenario types and techniques – towards a user’s guide. *Futures* 34, 723–739.
- Calcott, P. and M. Walls. (2000). Can downstream waste disposal policies encourage upstream “design for environment”? *American Economic Review*, 90(2), 233–237.

- Calcott, P. and M. Walls. (2002). Waste, Recycling, and Design for Environment: Roles for Markets and Policy Instruments, Resources for the Future. Discussion Paper 00-30REV.
- Carlsson F. and Johansson-Stenman, O. (2012). Behavioral Economics and Environmental Policy, *Annual Review of Resource Economics* 4:75–3.
- Choe C., Fraser, I.M. (1998). The economics of household waste management: A review, *Austral J. Agricultural Resource Economics* 42(3): 269–302.
- Coria J. och K. Mohlin (2015). On Refunding of Emission Taxes and Technology Diffusion, *Strategic Behavior and the Environment* 6(3):1–44.
- Coria, J. and Kyriakopoulou E., (2018). Environmental Policy, Technology Adoption and the Size Distribution of Firms. *Energy Economics* 72:470–485.
- Daly, H. (2005). Economics in a full world, In Daly, H. (2007) (ed.). *Ecological Economics and Sustainable Development*. Selected Essays of Herman Daly. Cheltenham: Edward Elgar.
- Dobbs, R., Oppenheim, J., Thompson, F., Brinkman, M. and Zornes, M. (2011). Resource revolution: Meeting the world's energy, materials, food and water needs. McKinsey Global Institute.
- Ellen MacArthur Foundation, (2013). *Towards the Circular Economy*, vol. 1 and 2, Isle of Wight.
- Ekvall, T., Tillman, A. (1997). Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. *Int. J. LCA* 2, 155.
- Ercan E. M., (2013). Global Warming Potential of a Smartphone Using Life Cycle Assessment Methodology, Master of Science Thesis TRITA-IM-EX 2013:01, Industrial Ecology, Royal Institute of Technology.
- Erkman, S. (1997). Industrial ecology: an historical view, *Journal of Cleaner Production*, 5, pp 1–10.
- ETSI, (2011). Environmental Engineering (EE); Life Cycle Assessment (LCA) of ICT equipment, networks and services; General methodology and common requirements [Internet] France: ETSI.
- Ferguson M.E och Souza G.C., (2010). *Closed-Loop Supply Chains, New Developments to Improve the Sustainability of Business Practices*, Taylor and Francis Group, LLC, USA.
- Finnveden, G Hauschild, M.Z., Ekvall, T., Guinée J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment, *Journal of Environmental Management*, Vol. 91, Issue 1, Pp 1-21, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>.
- Fischer, C. (2011). Market power and output-based refunding of environmental policy revenues. *Resource and Energy Economics*, 33(1): 212–230.

- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., (2005). Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 441–473.
- Fullerton, D., Kinnaman, T.C. (1995). Garbage, Recycling, and Illicit Burning or Dumping', *Journal of Environmental Economics and Management*, 29 (1): 78–91.
- Fullerton, D., och Wu, W. (1998). Policies for Green Design, *Journal of Environmental Economics and Management*, 36 (2): 131–48.
- Fullerton, D., och Wolverton, A., (1999). The Case for a Two-Part Instrument: Presumptive Tax and Environmental Subsidy. In Paul R. Portney and Robert M. Schwab, eds., *Environmental Economics and Public Policy: Essays in Honor of Wallace E. Oates*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Ltd.
- Fullerton, D., och Wolverton. A., (2000). Two Generalizations of a Deposit-Refund System, *American Economic Review Papers and Proceedings* 90(2): 238–242.
- Gartner, (2015). *Reused, Resold, Recycled — Where Do Old Smartphones Go?* Report available at <http://www.gartner.com/document/2979318>.
- George, D. A. R., Lin, B. C.-a., & Chen, Y. (2015). A circular economy model of economic growth. *Environmental Modelling & Software*, 73, 60–63.
- Georgescu-Roegen, N. (1977). The steady state and ecological salvation: a thermodynamic analysis. *BioScience*, 27(4), 266–270.
- Georgescu-Roegen, N. (1979). Myths about energy and matter. *Growth and Change*, 10(1), 16–23
- Geyer R and Doctori Blass V, (2010). *The economics of cell phone reuse and recycling*. Int J Adv Manuf Technol. 47:515-525. <https://doi.org/10.1007/s00170-009-2228-z>
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32.
- Giuntini och Gaudette, (2003). Remanufacturing: The next great opportunity for boosting US productivity. *Business Horizons* 41-48.
- Green Alliance (2013). Why we need landfill bans. http://www.green-alliance.org.uk/whylandfillbans_sources.php
- Group, M. (2015). A Swedish nationwide recycling system for end of life boats. Baltic Marine Environment Protection Commission, pp. MARITIME 15–2015.
- Guinee, J. ; Heijungs, R.; Huppes, G.; Zamagni, A.; Masoni, P.; Buonamici, R.; Ekvall, T.; Rydberg, T. (2011). Life cycle assessment: past, present and future, *Environmental Science & Technology*, 45 (1), 90-96.

Ingebrigtsen, S., Jakobsen O. D. (2007). *Circulation Economics, Theory and Practice*, ISBN 9783039110896.

ISO (2006a). ISO 14040 Environmental management- Life Cycle Assessment- Principles and framework: Electronic documents. Geneva: ISO.

ISO (2006b). ISO 14044 Environmental management- Life Cycle Assessment- Requirements and Guidelines: Electronic documents. Geneva: ISO.

ITU (2012). L.1410: Methodology for environmental impact assessment of information and communication technologies (ICT) goods, networks and services.

Kemp, R., Pontoglio, S. (2011). The innovation effects of environmental policy instruments — A typical case of the blind men and the elephant?, *Ecological Economics* 72(15): 28-36.

Lieder, M. and Rashid A., (2016). Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 115, pp. 36-51.

Hage, O., (2007). The Swedish producer responsibility for paper packaging: An effective waste management policy? *Resources, Conservation and Recycling* 51 (2007) 314–344.

Heese H, Cattani K, Ferrer G, Gilland W, Roth A. (2005). Competitive advantage through take-back of used products. *European Journal of Operational Research* 164(1): 143–157.

Hennlock M, M., zu Castell-Rüdenhausen, M., Wahlström, B. Kjær, L. Milios, E. Veia, D. Watson, O. J. Hanssen, A. Fråne, Å. Stenmarck, H. Tekie. (2014). *Economic policy instruments for plastic waste – a review with Nordic perspectives*, Nordic Council.

Kama, K. (2015). Circling the economy: Resource-making and marketization in EU electronic waste policy. *Area* 47(1): 16– 23.

Krugman P. and Robin Wells R., (2006). *Economics*, Worth Publishers

Lavery, G., Pennel N., Brown S., Evans S., (2013). *Non-Labour Resource Productivity and its Potential for UK Manufacturing*, Next Manufacturing Revolution.

Martin, M. och Harris, S. (2018). Prospecting the sustainability implications of an emerging industrial symbiosis network, *Resources, Conservation and Recycling*, Volume 138, Pp 246-256, <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.026>.

Matsueda N. and Nagase Y. (2008). Economic Instruments and Resource Use in a Recyclable Product Market, Discussion Paper No 41, Discussion Paper Series, School of Economics Kwansai Gakuin University.

- Mont. O., (2008). *Product-Service Systems: Panacea or Myth?* VDM Verlag, ISBN-10:9783639080186
- Moreau, R., (2009). Nautical Activities: What Impact on the Environmental Life Cycle Approach for “Clear Blue” Boating. European Confederation of Nautical Industries – ECNI.
- Palmer, K., M. Walls, and H. Sigman. (1997). The cost of reducing municipal solid waste. *Journal of Environmental Economics and Management*, 33(2), 128–150.
- Palmer, K. and M. Walls. (1997). Optimal policies for solid waste disposal taxes, subsidies, and standards. *Journal of Public Economics*, 65(2), 193–205.
- Palmer, K. and M. Walls. (1999). Extended Product Responsibility: An Economic Assessment of Alternative Policies, Resources for the Future. Discussion Paper 99-12.
- Pennington D.W. and T. Rydberg, (2005). Life cycle assessment, in P. Wexler (ed. in-chief), *Encyclopedia of Toxicology* (Second Edition), Pages 715–719, Academic Press (Elsevier).
- Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W.-P. Schmidt, S. Suh, B.P. Weidema, D.W. Pennington. (2004). Life cycle assessment Part 1: Goal & scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, Volume 30, Issue 5, July 2004, Pages 701–720
- Skatteverket och Kemikalieinspektionen (2020). Utvärdering av skatten på kemikalier i viss elektronik, Redovisning av regeringsuppdrag Fi2019/04008/S2
- Stahel, W. R., & Reday, G. (1977). The Potential for Substituting Manpower for Energy. Final Report, Brussels, Commission of the European Communities.
- Stahel, W. R., & Reday-Mulvey, G. (1981). *Jobs for tomorrow, the potential for substituting manpower for energy*. New York: Vantage Press.
- Stahel WR. (2013). Policy for material efficiency—sustainable taxation as a departure from the throwaway society. *Phil Trans R Soc A* 371: 20110567
- Steen, B, (1999a). A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in In Product Development (EPS). Version 2000 – General System Characteristics. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM) Report 1999:4, Gothenburg 1999.
- Steen, B, (1999b). A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in In Product Development (EPS). Version 2000 – Models and Data. Chalmers University of Technology, Centre for Environmental Assessment of Products and material Systems (CPM) Report 1999:5, Gothenburg 1999.
- Steen, B, (2015a). Environmental Priority Strategies EPS 2015d, Report 2015:4 from The Swedish Life Cycle Center, Chalmers University of Technology available at <http://lifecyclecenter.se/publications/>

- Steen, B. (2015b). The EPS 2015d impact assessment method – an overview, Report 2015:5 from The Swedish Life Cycle Center, Chalmers University of Technology available at <http://lifecyclecenter.se/publications/>
- Steinhilper, (2006). Remanufacturing: The Ultimate Form of Recycling, Verlag, 6.
- Transportstyrelsen (2011). Båtlivsundersökningen 2010 – en undersökning av svenska fritidsbåtar och hur de används.
- Umpfenbach, K.. (2013). How will we know if absolute decoupling has been achieved? Common Approach for DYNAMIX, Deliverable D1.2, Ecologic Institute, European Union FP7 ENV.2010.4.2.3-1 grant agreement n° 308674.
- Van Ostaeyen, J., Van Horenbeek, A., Pintelon, L., Duflou, J.R. (2013). A refined typology of Product-Service Systems based on Functional Hierarchy Modeling, *Journal of Cleaner Production* 51(15): 261–276.
- Walls, M. and P. Calcott. (2000). Can Downstream Waste Disposal Policies Encourage Upstream “Design for Environment”?, *American Economic Review*, American Economic Association, vol. 90(2): 233–237
- Walls, M. (2003). Extended Producer Responsibility and Product Design, Resources for the Future. Discussion Paper 03-11.
- Walls, M. (2006). The Role of Economics in Extended Producer Responsibility: Making Policy Choices and Setting Policy Goals, Resources for the Future. Discussion Paper 06-08. Walls, M. and K. Palmer. 2000. Upstream Pollution, Downstream Waste Disposal, and the
- Vats MC and Singh SK, 2016. *Assessment of gold and silver in assorted mobile phone printed circuit boards (PCBs): Original article*. J. of Waste Management. Vol. 45, November 2016. pp. 280–288.
- Webster, K. (2013). What might we say about a circular economy? Some temptations to avoid if possible. *World Futures: The Journal of New Paradigm Research* 69(7–8): 542–554.

8 Publikationer

Coria J., (2019). Political Economy of Listing of Substances of Very High Concern in the European REACH Regulation, Working paper in Economics 778, Department of Economics, University of Gothenburg, October 2019.

Coria J. och Johansson-Stenman O., (2021). A Chemical Green Paradox, Working paper, Department of Economics, University of Gothenburg.

Coria, J., Kristiansson E. och Gustavsson M., (2021). Drivers of the REACH's Regulation of Chemical Substances of Very High Concern. Working paper, Department of Economics, University of Gothenburg.

Harris, S., Romare, M., Zhang, Y., Exploring scenarios of circular design potential through life cycle assessment of a boat and smartphone, Working paper, IVL Swedish Environmental Research Institute.

Hennlock M., Coria J., Sterner T., (2021a). Policy Systems for Life cycles. Working paper, IVL Swedish Environmental Research Institute.

Hennlock M., Coria J., Steen B., Harris S., Romare M., Zhang Y., (2021b). Policies for Life cycles – an integrated assessment between circular economic models and LCA, Working paper, IVL Swedish Environmental Research Institute.

Hennlock, M., Löfgren Å. and Wollbrant, C. (2021c). Prices vs Standards and Firm Behavior: Prices versus Standards and Firm Behavior: New Evidence from an Artefactual Field Experiment. Working paper, Department of Economics, University of Gothenburg.

Hennlock M., Coria J., Sterner T (2021d) Policy Systems for Life cycles – the Case of Transaction Costs, Working paper, IVL Swedish Environmental Research Institute.

Hennlock, M., Almasi, A., Stenmarck Å., (2019). Differentierat producentansvarssystem för en cirkulär ekonomi – en empirisk översikt, IVL rapport serie C, nummer C 422, Juni 2019.

Romare M., Harris S., Zhang, Y., Steen B., Hennlock M., (2021). Investigating the potential circularity of a phone using Life Cycle Assessment, IVL rapport serie C, nummer C594, 2021.

Steen B., Harris S., Hennlock M., Romare M., Rydberg T., Wikström A., (2021). Identifying system boundaries of circular economies by life cycle sustainability assessment, Working paper, IVL Swedish Environmental Research Institute.

Zhang, Y., Harris S., Romare M., Steen B., Hennlock M., (2021). Investigating the potential circularity of a motorboat using Life Cycle Assessment, IVL rapport serie C, nummer C595, 2021.

Styrmedel för livscyklar

RAPPORT 6961

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6961-2
ISSN 0282-7298

en integrerad modellansats mellan
cirkuläreconomiska modeller och livscykelanalys

Slutrapport

MAGNUS HENNLOCK, MIA ROMARE, YUQING ZHANG, STEVE HARRIS,
BENGT STEEN, TOMAS RYDBERG

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

För att skapa förutsättningar för en övergång till cirkulär ekonomi krävs kombinationer av styrmedel som samverkar.

Rapporten presenterar ett underlag som kan användas för att identifiera och analysera kombinationer av styrmedel, antingen för att nå samhällsekonomiskt effektiva lösningar eller nå miljömål med kostnadseffektiva åtgärder i denna övergång. Projektet har tillämpat en ny tvärvetenskaplig strategi inom styrmedelsforskning som kombinerar modeller för cirkulär ekonomi med livscykelanalys.

Aktörer längs produkternas livscyklar behöver förändra sina beteenden. Samtidigt påverkar aktörerna varandra på flera marknader som är sammankopplade via flöden av produkter, material och energi. Ett styrmedel riktat till en aktör kommer därför att påverka även andra aktörers beteenden. Nya marknader för återtillverkning och återanvändning behöver skapas. Då är det viktigt att befintliga marknader för exempelvis materialåtervinning inte tränger tillbaka dessa nya marknader.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

