Nr C 740
Januari 2023

LCA Systemanalys av återanvändbara förpackningar för take-away mat och dryck

På uppdrag av Naturvårdsverket

Annelise de Jong, Stanislava Borisova, Lisa Hallberg, Jonas Sondal, Elvira Molin, Matilda Lidfeldt

ivl
SVENSKA MILJÖINSTITUTET

Författare: Annelise de Jong, Stanislava Borisova, Lisa Hallberg, Jonas Sondal, Elvira Molin, Matilda Lidfeldt
På uppdrag av: Naturvårdsverket
ISBN: 978-91-7883-468-6
Rapportnummer C 740

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2023
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Förkortningar 5

Sammanfattning 6

Summary 7

1 Inledning 9

2 Val av material och scenarier 10

2.1 Metod 10
2.2 Användningsscenarier 10

2.2.1 System för återanvändbara förpackningar 10
2.2.2 Val av scenarier 11

2.3 Materialval 12

2.3.1 Andra studier 12
2.3.2 Val av material i denna studie 13

3 LCA 14

3.1 Inledning 14
3.2 Livscykelanalys som metod 14

3.2.1 Mål och omfattning 15

3.3 Livscykelinventering 21

3.3.1 Material 21
3.3.2 Transport av material 22
3.3.3 Tillverkning av behållare 22
3.3.4 Transport av behållare till användare 23
3.3.5 Diskning 23
3.3.6 Transport till och från diskning 24
3.3.7 Transport till avfallshantering 24
3.3.8 Avfallshantering 24
3.3.9 Energi 25
3.3.10 Transporter 25

3.4 Resultat 25

3.4.1 Muggar 25
3.4.2 Matlådor 28

3.5 Material och dess miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv 32

3.5.1 Plast och gummi 32
3.5.2 Metall 33
3.5.3 Glas 33

4 Slutsatser och diskussion 34

Referenslista 36

5 Bilaga A - Sammanställning av för och nackdelar med olika material 39

Förkortningar

Bio-PE	Bio-baserad polyeten
BYO	Bring-your-own (Att ta med egen förpackning)
CO_2	Koldioxid
CO_2 ekvivalenter	Måttet på fossil klimatpåverkan
LCA	Livscykelanalys
PP	Polypropen

Sammanfattning

Den här studien har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Naturvårdsverket och undersöker miljöpåverkan av återanvändbara förpackningar för take-away mat och dryck. Rapporten fungerar som underlag till ett Regeringsuppdrag som genomförs av Naturvårdsverket och Livsmedelsverket för att ta fram vägledning och riktlinjer för verksamheter gällande återanvändbara muggar och matlådor (M2021/02087). I den nya förordningen (2021:996) om engångsprodukter, lyfts ökade krav på återanvändning av förpackningar till januari 2024 och även att system ska registreras hos Naturvårdsverket. Där finns även krav på aktörer att informera deras kunder om miljöpåverkan av användning av engångsförpackningar samt om fördelar av minskad förbrukning av dessa.

Naturvårdsverket har beställt denna studie för att ta framkunskapsunderlag inom miljöpåverkan av flergångsförpackningar, baserat på hela livscykeln för allt från tillverkning av flergångsförpackningar till flera användningscyklar, och sen avfallshantering. Materialval för muggar som analyserades är fossil plast, biobaserad plast, och stål, och för matlådor fossil plast, biobaserad plast, glas och stål.
En systemanalys (LCA) tillämpades för att svara på följande frågor i studien:

- På vilket sätt (när och hur) medhavda återanvändbara muggar och matlådor bör användas
- Vilka material i återanvändbara muggar och matlådor som bör användas för att uppnå störst miljönytta

.
Resultatet visar att råvaruutvinningen dominerar klimatpåverkan för alla materialalternativ, utom för fossil plast där även förbränningen i avfallsskedet har en betydande klimatpåverkan. Om inte hänsyn tas till att glas eller stål kan användas fler gånger än plast blir glas och stål mycket sämre än plast på grund av att det är tyngre. Stål har även en större klimatpåverkan per kg material vid tillverkningen av materialet. Det studien ändå signalerar är att fossil-baserad plast (i denna studie PP) sannolikt är det sämsta materialet ur klimatsynpunkt, vilket till stor del beror på att när behållaren förr eller senare förbränns så bidrar detta till fossil klimatpåverkan.

Det bio-baserade plast alternativet är bra ur klimatsynpunkt, främst eftersom förbränning av ett bio-baserat material inte bidrar till fossil klimatpåverkan, men också för att klimatpåverkan vid tillverkningen av materialet är lägre. Även om det där finns en större osäkerhet då de data som använts i den här studien baseras på en LCA är publicerad av en enda leverantör. För stålförpackningar har utmaningen i analysen varit dels att försöka göra detta material rättvisa då det kan användas fler gånger än plastmaterialen, men också det som nämnts ovan att det varit svårt att definiera en produktvikt som är representativ i jämförelsen med de andra materialen. Studien visar också att glas (som bara är relaterad till matlådor i denna studie) också är ett bra alternativ, Valet av material har alltså stor betydelse, och det/de material som kan användas flest gånger bör beaktas.

Transporter har relativt liten påverkan totalt sett men transporten till ”användare” syns även om den har lägre påverkan än diskningen. Ju tyngre mugg/låda desto större är påverkan från transporter. Diskningen har betydelse, men är relativt liten jämfört med råmaterialet till muggen/lådan. Icke-centraliserad diskning har inte analyserats men borde ge en lägre påverkan (p.g.a. ingen transport), men eventuellt högre påverkan (p.g.a. lägre effektivitet), och detta skulle möjligen kunna ta ut varandra, men det har som sagt inte analyserats. Att ta med egen matlåda

eller mugg skulle troligen ha större påverkan från diskning i hemmamiljö än industriell diskning på grund av att det kan antas vara mer ineffektivare.

Summary

This study is reported by IVL Swedish Environmental Research Institute on behalf of the Swedish Environmental Protection Agency and investigates the environmental impact of reusable packaging for takeaway food and beverages. The report serves as a basis for a government assignment carried out by the Swedish Environmental Protection Agency and the National Food Agency to produce guidance and guidelines for reusable food boxes and cups (M2021/02087). In the new regulation (2021: 996) on disposable products, increased requirements for reuse of packaging are in place from January 2024 including registration of reuse systems at the Swedish Environmental Protection Agency. There are also requirements for actors to inform their customers about the environmental impact of the use of disposable packaging and about the benefits of reduced consumption of the packaging. The Swedish Environmental Protection Agency has commissioned this study to develop knowledge on the environmental impact of reusable packaging and to show advantages of these over single-use packaging, based on the entire life cycle from the manufacture of reusable packaging to several use cycles, and waste management. Materials that were analyzed for mugs are fossil-based plastics, biobased plastics, and steel, and for boxes materials are fossil-based plastics, biobased plastics, glass, and steel.

A system analysis (LCA) was applied to answer the following questions in the study:

- How (when and how) customers' own (BYO) reusable cups and lunchboxes should be used?
- Which materials for reusable cups and lunchboxes should be used to maximize environmental benefits?

Results show that raw material extraction dominates for all material alternatives, except for fossil plastics where the incineration in the waste stage also has a significant climate impact. If not accounting for the fact that glass or steel can be used more times than plastic, glass and steel have a much higher impact than plastic due to higher weight since steel also has a greater climate impact per kg of material when manufacturing the material. Still the study signals that fossil-based plastic (in this study PP) is probably the worst material from a climate point of view, which is largely due to the fact that incineration of the container sooner or later contributes to fossil climate impact.

The bio-based plastic alternative is good from a climate point of view, mainly because the combustion of a bio-based material does not contribute to fossil climate impact, but also because the impact of production of the material is lower, although this is uncertain as the data used in this study is based on an LCA published by a single supplier. For steel packaging the challenge in the analysis was partly to try to do this material justice as it can be used more times than the plastic materials, but also that it has been difficult to define a product weight that is representative in comparison with the other materials. The study also shows that glass (which is only related to food boxes in this study) is a good option. The choice of material for mugs or boxes is thus important and should involve consideration of the durability of the material(s) in terms of number of usages.

Transport has a relatively small impact overall, but the transport to "users" is visible, although less than cleaning. The heavier the mug/box is, the higher the impact from transport. Cleaning is an important part of the impact but is relatively small compared to the raw material phase of packaging production. Non-centralized cleaning has not been analysed but should give a lower

impact (due to absence of transport), but possibly has a higher impact (due to less efficiency), which could possibly weigh each other out. Bringing your own (BYO) lunch box or mug would probably have a higher impact from cleaning in a home environment compared to industrial cleaning due to expected efficiency losses.

1 Inledning

Den här studien har genomförts av IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Naturvårdsverket (NV-05767-22), och undersöker miljöpåverkan av återanvändbara förpackningar för take-away mat och dryck. Detta är en screening livscykelanalys studie (LCA-studie) som jämför flergångsmuggar respektive flergångsmatlådor, men jämför inte dessa flergångsalternativ med motsvarande engångsartiklar. Studien utfördes i enlighet med standarderna ISO 14040:2006 och ISO 14044:2006. Resultaten är tänkt att användas som vägledning för tillverkare av muggar och matlådor (i rapporten också omnämnt som ''förpackning'' eller "behållare") och aktörer inom gastronomiindustrin i deras ansträngningar att minska sin miljöbelastning. De övergripande resultaten kan också förmedlas till konsumenterna, till exempel genom att underlätta för aktörer att tillhandahålla information och rekommendationer om användning och val av behållare.

Rapporten fungerar som underlag till ett Regeringsuppdrag som genomförs av Naturvårdsverket och Livsmedelsverket för att ta fram vägledning och riktlinjer för verksamheter gällande återanvändbara muggar och matlådor (M2021/02087). I den nya förordningen (2021:996) om engångsprodukter, införs ökade krav på återanvändning av förpackningar till januari 2024 och även att system ska registreras hos Naturvårdsverket. Där finns även krav på aktörer att informera deras kunder om miljöpåverkan av användning av engångsförpackningar samt om fördelar av minskad förbrukning av dessa. I ett tidigare projekt inom utveckling och implementering av ett take-away system med återanvändbara take-away förpackningar (De Jong et al, 2021) har vi konstaterat att det finns önskemål av både konsumenter samt aktörer i branschen att få information om miljöpåverkan av olika typer av återanvändbara förpackningar.

Definitioner av återanvändbara take-away förpackningar finns i lagstiftningen. En återanvändbar förpackning definieras enligt förordning (2018:1462) om producentansvar för förpackningar som en förpackning "som har utformats, konstruerats och släppts ut på marknaden för att under sin livscykel återanvändas flera gånger genom att återfyllas eller återanvändas för samma ändamål som den utformades för". En återanvändbar förpackning kan ingå i ett "system för yrkesmässig återanvändning av förpackningar", ett system som genom organisatoriska, tekniska eller finansiella arrangemang säkerställer att återanvändbara förpackningar gör flera rotationer och alltså återanvänds. I studien har take-away förpackningar avgränsats till muggar och lådor (definierade enligt Förordning 2021:996), för definitioner hänvisas till Naturvårdsverkets information på webbsidan (Naturvårdsverket, 2023).

En systemanalys (LCA) tillämpades för att svara på följande frågor i studien:

- På vilket sätt (när och hur) medhavda återanvändbara muggar och matlådor bör användas?
- Vilka material i återanvändbara muggar och matlådor som bör användas for att uppnå störst miljönytta?

I nästa Kapitel 2 kommer vi belysa olika användningsscenarier som representerar möjliga situationer för tillämpning av återanvändbara förpackningar inklusive materialval. I Kapitel 3 presenterar vi LCA studien och sen följer slutsatser och diskussion i Kapitel 4.

2 Val av material och scenarier

2.1 Metod

Genom en litteraturstudie, samt en uppföljande websökning och personlig kontakt med leverantörer har information om olika återanvändbara förpackningar och deras användning i olika situationer i verkligheten, så kallade 'användningsscenarier', samlats in. Syftet av detta var att ta fram viktiga faktorer för LCA beräkningar, såsom förpackningens dimensioner, transporter och diskning, samt antal gånger som tillverkaren anger att en förpackning kan användas.

2.2 Användningsscenarier

2.2.1 System för återanvändbara förpackningar

I Sverige finns några få systemaktörer som erbjuder återanvändning av take-away förpackningar. I andra europeiska länder och till exempel i USA finns en mängd av system på marknaden (De Jong et al., 2021). I nuläget pågår dock projektexperiment och tester i Sverige som erbjuder återanvändningssystem för förpackningar för take-away mat och dryck, där till exempel cateringföretag, livsmedelsbutiker, storkök och restauranger/kaféer osv. kan ansluta sig (Charpentier et al., 2022). Det finns också system i Sverige för medhavda muggar, eller flergångsmuggar under eget märke (De Jong et al., 2021).

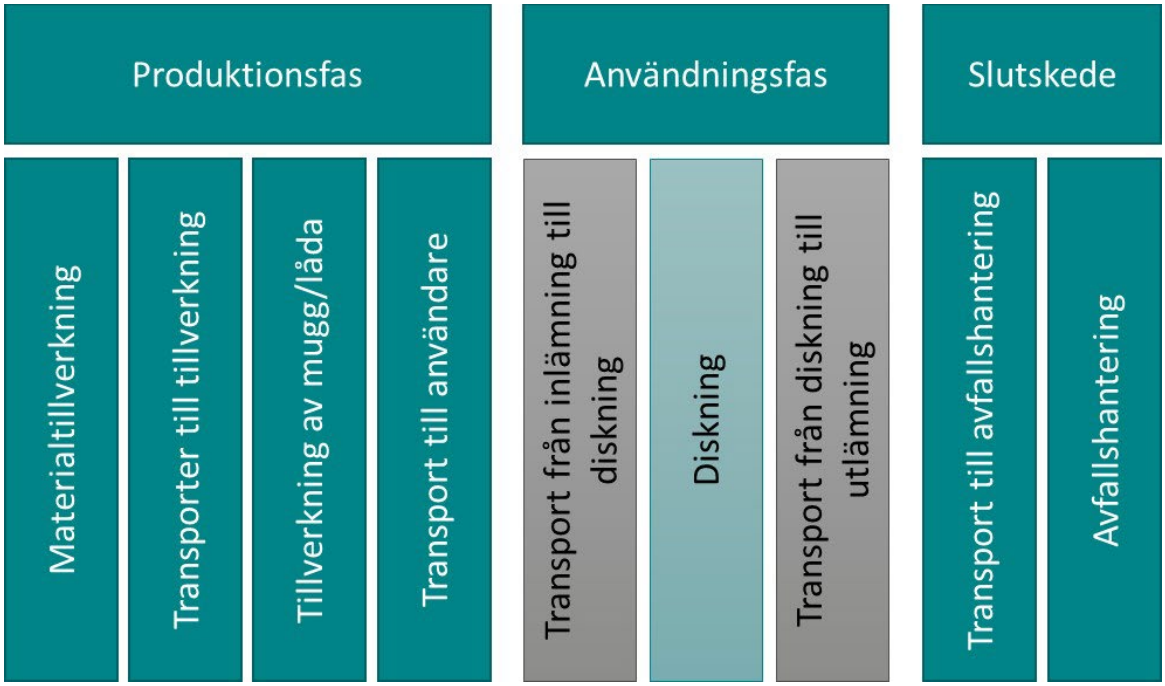
Internationellt har flergångssystem utvecklats på olika sätt och med olika material till förpackningar. Till exempel i Tyskland och England används generellt plastmuggar, och i USA även stålmuggar (se t.ex. De Jong et al., 2021). Generellt finns en uppdelning av system i litteraturen utifrån om de är stängda (för ett eller flera specifika företag, kontorskomplex eller evenemang), semi-öppna för universitetsområde eller tågstation som till stor del har återkommande kunder, samt öppna system som sträcker sig över ett större område med flera aktörer (Brynteson & Lundqvist, 2022). Förutom storkök, restauranger och kaféer erbjuder dagligvaruhandel också take-away mat och dryck. Dock kan det finnas specifika behov för vissa typer av behållare och logistik som kan göra det mer lämpligt för stora aktörer med större volymer att utveckla egna system.

Vid sidan av hur öppet systemet är kan diskningen vara centraliserad eller decentraliserad. Med centraliserad diskning menas att det finns särskilda platser för diskning dit förpackningar fraktas från retursystemets inlämningsplatser. Efter diskning fraktas förpackningar ut till restauranger och caféer som är anslutna till systemet. Decentraliserad diskning utgörs istället av att varje restaurang och café diskar de smutsiga förpackningar som tas emot. I ett decentraliserat system behövs viss frakt för att kompensera för den snedfördelning som kan ske om vissa restauranger eller caféer tar emot mer förpackningar än de säljer, eller tvärtom. I det senare fallet behövs en logistik för att hantera de restauranger eller caféer som har fler inlämnade förpackningar än utlämnade, och tvärtom.

2.2.2 Val av scenarier

För analysen valdes att utgå från ett bas-scenario. I det bas-scenariot (1) utgick vi ifrån ett öppet retursystem med centraliserad diskning. Detta med antagandet att det skulle ge störst mängd transporter och på så sätt vara ett scenario där vi inte underskattar transporternas inverkan på miljöpåverkan. Särskilt vad gäller lådor finns det en skillnad i antaganden om antal lådor per transport och det sågs därför som intressant att se hur detta kunde ge utslag i en analys av hela livscykeln.

I studien har två alternativa scenarier urskilts. I scenario 2 har vi utgått ifrån ett öppet system med decentraliserad diskning, och för detta scenario räknades transporterna bort helt. På detta sätt skiljer det sig i stor utsträckning från det bas-scenariot som blir intressanta att jämföra. För diskningen antogs användande av industridiskmaskin i båda scenarierna. Ett tredje alternativ är Bring-your-own (BYO), att konsumenterna tar med egna förpackningar som sen diskas i hemmet. I detta scenario användes samma produktion och avfallshantering av förpackningar som i scenario ett och två. Däremot inkluderades inga transporter kopplade till användningsfas, eftersom det inte är användningen av förpackningarna som driver transporter. För överblick över scenarierna och hur de relaterar till de olika faserna i LCA-studien se Figur 2.1.



Figur 2.1: Faser med underkategorier som ingår i livscykelanalysen. Gråmarkerade delar ingår bara i scenario för central diskning. Diskning är markerad med annan färg eftersom den hanteras olika beroende om industriell diskmaskin används (centraliserat eller decentraliserat på restauranger/caféer) eller om hushållsdiskmaskin och handdisk ingår i scenariot (BYO).

2.3 Materialval

2.3.1 Andra studier

Flera studier har utvärderat miljöpåverkan av engång- och flergångsförpackningar i olika typer av material. De skiljer sig i stor utsträckning beroende på vilket sammanhang studien avser, till exempel vad gäller vilket land den utförs i, vilken energimix som antas och vilka transporter som räknas med. Även miljöpåverkansindikatorer som studerats skiljer sig åt, till exempel påverkan på klimatet, eller på resursanvändning. Detta gör det svårt att jämföra studier rakt av.

Oftast resulterar studier i en översikt av så kallade 'break-even points', d.v.s. hur många gånger en flergångsförpackning ska användas för att leda till mindre miljöpåverkan än engångsförpackningar över en hel livscykel. Antalet användningar är en viktig parameter i användningsfasen av förpackningen, eftersom system med flergångsförpackningar för take-away ännu knappt finns i verkligheten i Sverige och baseras detta projekts LCA-beräkningar på ett antagande av antal användningar. Det är också antaganden om t.ex. antal användningar som påverkar andra viktiga parametrar såsom diskning samt transporter i användningsfasen, eftersom varje gång en förpackning används ska den diskas och i vissa fall transporteras fram och tillbaka till försäljningsplatsen. Nedan följer en kort och avgränsad översikt av andra studier som jämfört engångsförpackningar med flergångsalternativ, och i vissa fall mellan olika material för flergångsförpackningar:

- Almeida et al (2018) som jämförde i uppdrag av KeepCup i Australien miljöpåverkan genom flera indikatorer inklusive GWP av deras muggar i plast och glas med engångsmuggar i papper och komposterbart material samt med flergångsmuggar i plast (PP) och i bambu. Det visade sig att alla KeepCup flergångsmuggar har mindre miljöpåverkan än de engångsmuggar och flergångsmuggar, med break-even points efter 10 användningar (för komposterbart material) till 24 (för papper) användningar.
- Gallego-Schmid et al (2018) genomförde en LCA studie (flera indikatorer inklusive GWP) under europeiska förhållande med plastlådor i PP samt glascontainers och kom fram till att baserat på 50 användningar av en plastlåda ska en glaslåda användas minst 175 gånger för att ha minskad miljöpåverkan.
- Nästa studie från Gallego-Schmid et al. (2019) rapporterar minskad miljöpåverkan (flera indikatorer inklusive GWP) av flergångslådor i PP jämfört med engångslådor i PS vid en användning av mer än 18 gånger.
- VTT, (2019) som i uppdrag av Huhtamaki och Stora Enso jämförde flergångsmugg i rostfritt stål i Finland med engångsmugg i papper. Flergångsmuggen ska användas minst 130 gånger för att orsaka mindre utsläpp (GWP) och uppnå en miljöpåverkan som motsvarar en pappersmugg med plastlock
- Johannesson et al. (2019) jämförde i en svensk studie i uppdrag av Håll Sverige Rent klimatpåverkan (flera indikatorer inklusive GWP) av engångsmuggar i plast och flergångsmuggar (termosmugg) i rostfritt stål och bambu. Engångsmuggen har visat sig att ha 6 gånger högre klimatpåverkan jämfört med en flergångsmugg i bambu om man ser till 1 års användning.
- Changwichan & Gheewala, 2020 i Thailand som jämförde klimatpåverkan (flera indikatorer inklusive GWP) av flera typer av engångsmuggar i bioplast och i plast med

en stålmugg. Det visade sig att muggar i rostfritt stål är bättre utifrån miljöperspektivet vid längre användning (mer än 140 gånger).

- UNEP (2020) gjorde en meta-analys av flera studier inom jämförelse av engångsmaterial för take-away matlådor i plast och flergångsmaterial i glas, plast, kartong och trä. Resultat visar att flergångsförpackningar har mindre miljöpåverkan än engångsalternativ generellt, men att studiens upplägg såsom val av transporter, material, diskning, funktionella parametrar såsom volym av förpackningen, avyttring samt geografisk kontext har stor betydelse för beräkningar av klimatpåverkan.
- I ett utkast till en standard för flergångsförpackningar för take-away mat och dryck bl.a. baserad på experters åsikter i Sverige, rekommenderas av SIS (2022) att en förpackning borde kunna hålla minst 125 gånger.

Litteraturöversikten visar att undersökta materialför flergångsförpackningar vanligtvis är plast, stål eller glas. Även bambu har undersökts, men i svensk kontext är bambu inte rekommenderad enligt Livsmedelsverket på grund av produktion med materialet melamin. I de flesta studier har faktorn break-even points används för att jämföra de olika alternativ, vilket vi också gjort i denna studie.

2.3.2 Val av material i denna studie

Valet av undersökta material i förpackningarna bygger på en bedömning av troliga material som skulle kunna användas utifrån tillgång på marknaden idag. Både för lådor och muggar är plast vanligt att använda. Traditionellt utgörs detta av fossil PP plast men samtidigt pågår en utveckling av nya typer av bioplast. Därför återfinns fossil plast och bioplast som material för både muggar och lådor.

För muggar finns det idag ett utbud av olika typer av termosmuggar, särskilt vid Bring-your-own (BYO. För att vidare analysera skillnaden mellan olika material valdes termosmugg som till stor del består av metall. Detta val gjordes med medvetenhet om att det finns termosmuggar av plast. Det är viktigt att påpeka att termosmuggen har en annan funktion än de andra två muggarna genom att vara mer värme-isolerande. Egentligen ska denna typ av analyser göras mellan produkter med så lika funktioner som möjligt, men eftersom målet är att jämföra möjliga scenarion har valet ändå varit att låta det vara en skillnad i funktion. Muggarnas storlek är dock den samma. Muggar av fossil plast samt termosmugg antogs producerade i Kina, medan bioplastmugg antogs vara producerad i Sverige.

För lådor finns det idag även glas- och metallådor på marknaden. Antagandet var att dessa har större miljöpåverkan vid produktion men att de samtidigt klarar fler rotationer än plastlådorna, vilket var en viktig aspekt att analysera som en del av uppdraget. Alla lådor väntas ha samma funktion eftersom det finns metallådor som går att använda i mikrovågsugn om man tar av locket. Låda i fossilplast antogs vara producerad i Kina, för glaslådan antogs Centraleuropa medan bioplast- och metalllådorna antogs vara tillverkade i Sverige för att spegla hur marknaden ser ut idag. Glas produceras ofta nära källan på grund av dess vikt (Gallego-Schmid et al, 2018).

Sammanfattningsvis är materialvalet för muggar fossil plast (PP), bioplast (bio PE), och en termosmugg av metall (rostfritt stål), och för lådor är det fossil plast (PP), bioplast (bio PE), glas (med plastlock), och en metallåda i rostfritt stål.

I avsnitt 3.2.1 presenteras de valda material och dimensioner av förpackningar i mer detalj, samt tillhörande parametrarna inom antal användningar, diskning och transport.

3 LCA

3.1 Inledning

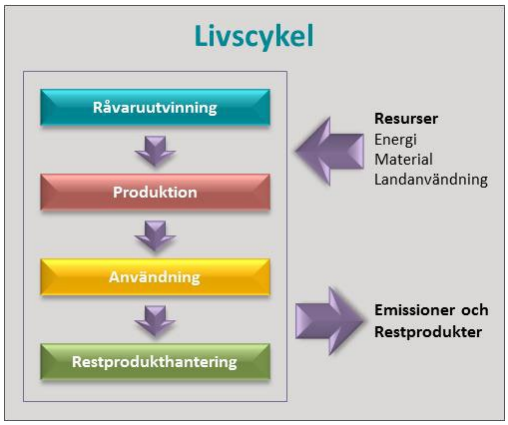
Livscykelanalysen har modellerats i LCA-programvaran GaBi med databasversion 2022.1 (Sphera, 2022).

I denna studie har inte konsekvenser så som undviken produktion av engångsförpackningar eller ”krediter” i form av undviken klimatnytta från generering av energi eller material i avfallskedet beaktats, utan enbart klimatpåverkan från det studerade systemet har inkluderats. Med andra ord är detta en bokförings-LCA och inte en konsekvens-LCA. Utifrån resultatet i den inledande litteraturstudien har livscykelanalyser genomförts för ett basscenario baserat på ett öppet system med centraliserad diskning, se avsnitt 2.2 för mer information.

Nedan följer en beskrivning av LCA som metod. Sedan presenteras använd metodik och resultaten från LCA beräkningarna med en efterföljande diskussion om för- och nackdelar med olika materialalternativ.

3.2 Livscykelanalys som metod

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att utvärdera miljöpåverkan från en produkt, process eller tjänst i ett livscykelperspektiv, standardiserat i ISO 14 040:2006 och 14 044:2006. LCA är en allmänt använd metod och en inlärningsprocess för att förstå en produkts, process eller tjänsts miljöprestanda. Produktens livscykel består av processer och transporter i alla stadier så som råvaruutvinning, produktion, användning och restproduktshantering (Figur 3.1).



Figur 3.1: Illustration av LCA-metoden.

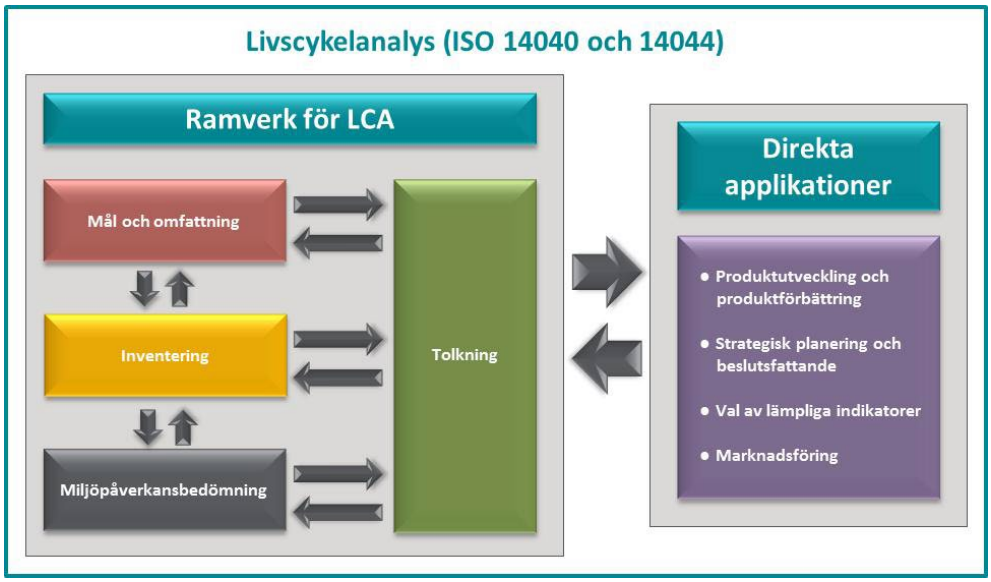
LCA-metoden omfattar fyra olika faser. Det första steget är definition av mål och omfattning, där målet och målgrupperna för LCA studien definieras liksom systemgränserna, kvaliteten på de data som används och den funktionella enheten för studien.

Det andra steget är livscykelinventering (LCI) där en kartläggning av resurser och utsläpp för livscykelns processteg utförs. Detta inbegriper kartläggning av de råmaterial- och energiresurser som används samt undersökning av de transportslag som används och av produktens och avfallets slutskede inom livscykeln.

I det tredje steget omvandlas de kartlagda inventeringsflödena till miljöpåverkan i fasen miljöpåverkansbedömning (Life Cycle Impact Assessment; LCIA). För att omvandla inventeringsflödena till miljöpåverkan används metoder för miljöpåverkansbedömning (karakteriseringsmetoder).

I det sista steget (fas fyra) tolkas LCIA-resultaten genom olika analyser (t.ex. bidragsanalys). Olika analyser utförs för att dra slutsatser och lägga fram rekommendationer som är relaterade till studiens mål och omfattning.

Det är viktigt att komma ihåg att LCA är en iterativ process, vilket innebär att vissa delar kan komma att omdefinieras under studiens gång. En schematisk översikt över ramverket samt de fyra faserna illustreras i Figur 3.2.



Figur 3.2: LCA-studiens olika faser.

3.2.1 Mål och omfattning

I det här avsnittet anges och förklaras målet och omfattningen av denna LCA, vilket inbegriper systemgränserna, de viktigaste antagandena, den funktionella enheten och studiens begränsningar. Definitionen av mål och omfattning är viktig eftersom den påverkar resultatet som därför bör tolkas i förhållande till denna.

3.2.1.1 Mål

Syftet med studien är att beräkna och presentera miljöprestanda för två produktkategorier, nämligen muggar och matlådor, i olika materialalternativ som för närvarande finns på marknaden, och att få en faktabaserad jämförelse av dessa materialalternativs miljöprestanda.

Resultaten ska användas externt som vägledning för tillverkare av muggar och matlådor och aktörer inom gastronomiindustrin i deras ansträngningar att minska sin miljöbelastning, men de övergripande resultaten kan också förmedlas till konsumenterna, till exempel genom att tillhandahålla information och rekommendationer om användning och val av behållare.

3.2.1.2 Studerade produktsystem

LCA studien inbegriper två produktsystem för behållare; flergångsmuggar för dryck och flergångslådor för måltider.

Muggar

Tre typer av muggar studerades (Tabell 3.1).

Tabell 3.1: Studerade muggar

Muggarnas egenskaper Muggalternativ	Vikt kg	Volym ml	Potentiellt antal användningar
Polypropenmugg (PP mugg)	0,116	350	100
Bio-baserad polyetenmugg (Bio-PE mugg)	0,116	360	100
Ståltermos	0,249	320	1000

Antalet användningar är baserade på leverantörens produktinformation, och är troligen en konservativ uppskattning i praktiken. Denna studie beaktar inte svinn som av olika anledningar uppstår i ett retursystem, och som då påverkar antalet användningar, utan fokuserar i stället på valet av material och hur dessa material förhåller sig till varandra.

Studien fokuserar på den relativa skillnaden mellan materialen och inte så mycket på de absoluta värdena i resultatet för klimatpåverkan, varför det viktiga inte heller är om plastmuggen kan användas just 100 gånger eller kanske bara 50 gånger.

LCA-beräkningen behöver dock någon slags beräkningsbas för att kunna jämföra de olika alternativa materialen trots att antalet användningar är okänt.

Ansatsen blev därför att utgå ifrån att plastmuggarna kan användas 100 gånger, så detta ska ses som referensen för beräkningarna.

Att ståltermosen kan användas väldigt många gånger mer än 100 gånger är mycket sannolikt (t ex för att stål är ett beständigare material som inte går sönder lika lätt eller som inte på samma sätt kontamineras av ingrodd dryck), men det går förstås inte att veta exakt, så 1000 gånger (som i tabellen ovan) är endast det som angavs av leverantören. I LCA-studien analyserades dock tre scenarier med avseende på antal användningar för ståltermosen, och här har en ”break-even” beräknats för hur många gånger ståltermosen behöver användas för att ge samma klimatpåverkan som 100 användningar av PP mugg respektive 100 användningar av Bio-PE mugg.

Ingen hänsyn har tagits till att de olika muggarna har något varierande volym, utan det antas att alla muggar uppfyller behovet av att ta med sig en portion dryck.

Lådor

Fyra typer av lådor studerades (Tabell 3.2).

Tabell 3.2: Studerade lådor

Lådornas egenskaper Lådalternativ	Vikt kg	Volym ml	Potentiellt antal användningar
Polypropenlåda (PP låda)	0,260	1000	100
Bio-baserad polyetenlåda (Bio-PE låda)	0,260	1000	100
Glaslåda	0,820	1000	500
Stållåda	0,400	950	1000

Precis som för muggar antogs plastlådorna kunna användas 100 gånger, så detta ska alltså ses som utgångspunkten (referensen för beräkningarna).

Samma resonemang som applicerades för muggarna har även applicerats för lådorna. Det är svårt att spekulera i exakt hur många gånger mer en glaslåda eller en stållåda kan användas, även om det är sannolikt att dessa används många fler gånger än plastlådorna. Därför används 500 gånger för glaslåda och 1000 gånger för stållåda (som i tabellen ovan), som angavs av leverantören.

Dessutom, i enlighet med muggarna gjordes beräkningar (simuleringar) baserat på olika antal användningar för glaslådor och stållådor, och där har en ”break-even” beräknats för hur många gånger en sådan låda behöver användas för att ge samma klimatpåverkan som 100 användningar av PP låda respektive 100 användningar av Bio-PE låda.

Ingen hänsyn har tagits till att de olika lådorna har något varierande volym, utan det antas att alla lådor uppfyller behovet av att ta med sig en portion mat.

Beskrivning av jämförelsen mellan de olika materialen

Samma beräkningsprincip användes för både muggar och lådor, varför detta beskrivs här i ett gemensamt avsnitt.

LCA systemen modellerades med ett referensflöde på 1 kg och resultaten skalades sedan om till per en stycken produkt i Excel.

Beräkningar baserat på olika antal användningar har också gjorts, och där har en ”break-even” beräknats för hur många gånger en stål- eller glasbehållare behöver användas för att ge samma klimatpåverkan som 100 användningar av PP- respektive 100 användningar av Bio-PE behållare.

Simuleringen av dessa scenarier bygger på följande antaganden:

- Plastbehållarna tillverkas och avfallshanteras en gång samt används och därmed diskas 100 gånger (här ingår även transporter till och från diskning).
- Stål- och glasbehållarna används och diskas 100 gånger för att jämföra samma sak
- För stål- och glasbehållarna skalades dock följande delar ned; råvarutillverkning, transport av råvara, tillverkning av behållaren, transport till användare samt transport till avfallshantering och avfallshantering.
- Denna nedskalning gjordes baserat på antalet användningar jämfört med plastmuggarna, och här utgicks ifrån de ”break-even” värden för antalet användningar

som simulerats fram. Detta gjordes för att spegla att glas- och stålbehållarna inte bör bära samma börda för tillverkning av material etc. samt avfallshantering som plastbehållarna eftersom de kan användas fler gånger.

Beräkningsexempel baserat på ståltermosen och plastmuggarna

Som man kan se i resultatet (avsnitt 3.4.1.2), så blev break-even mellan ståltermos och PP mugg 275 användningar för ståltermosen.

- PP muggen tillverkas och avfallshanteras en gång samt används och därmed diskas 100 gånger.
- Ståltermosen används och diskas 100 gånger för att jämföra samma sak.
- ”Tillverkning och avfallshantering” d.v.s. allt utom ”diskning och transport till och från diskning” skalades ned med (dividerades med) en faktor 2,75 d.v.s. med 275/100, där 100 är plastmuggarnas antal användningar.
- Detta gjordes för att spegla hur många gånger mer ståltermosen i praktiken kan användas jämfört med plastmuggarna och därmed skall ståltermosen inte bära samma ”börda” för materialet och avfallshanteringen.

3.2.1.3 Avfallshantering

I produkternas slutskede separerades materialen i förekommande fall och en kombination av behandlingsscenarier bestående av förbränning, återvinning och deponering analyserades. Detta förklaras i mera detalj i avsnitt 3.3.8.

Vissa av behållarna innehåller även lite silikon som isolering till lock (ståltermos samt alla lådor utom stållådan). Mängden är dock försumbar och har exkluderats i modelleringen av avfallshanteringen.

3.2.1.4 Funktionell enhet

En funktionell enhet återspeglar funktionen hos det studerade produktsystemet.

I den här LCA studien finns flera aspekter att ta hänsyn till vilket gör det komplext att prata om funktionell enhet.

Som beskrivits i avsnitt 3.2.1.2, så är mugg- och lådbehållarnas antal användningar en viktig aspekt som påverkar hur de olika materialalternativen kan eller ”bör” jämföras med varandra för att erhålla en rättvis jämförelse.

Givet denna ansats som LCA-studien bygger på (avsnitt 3.2.1.2) så är ”funktionen” i beräkningarna 100 användningar och därmed diskningar av plastbehållarna och därmed lika många diskningar av glas- respektive stålbehållarna.

Funktionen hos de studerade behållarna anses vara lika även om volymerna skiljer sig något åt.

3.2.1.5 Systemgränser

Från vagga till grav

Den här studien har ett vagga-till-graven-perspektiv, vilket innebär att studien omfattar all verksamhet från utvinning av råmaterial, tillverkning av behållare, all transport och slutet av livscykeln (d.v.s. förbränning, återvinning eller deponering).

Gränser mot naturen

Inventeringsflödena kartläggs från "vaggan" där naturresurserna utvinns till "graven" där behållare skickas till avfallshanteringen. I alla steg används naturresurser och utsläpp sker till luft, vatten och mark.

Geografiska gränser

Studien speglar material som tillverkas i olika länder, nämligen:

- Råmaterial; polypropen, stål, glas och silikon från EU
- Biobaserad polyeten från Brasilien
- Tillverkning av behållare i Sverige

Tidsgränser

Sekundärdata som samlats in (t.ex. energianvändning för tillverkning av behållare) avser år 2018, baserade på en LCA-studie (Gallego-Schmid, Mendoza, & Azapagic, 2018). Generiska databasdata som tillämpas (till exempel för ståltillverkning, elproduktion och grundläggande transportdata) baseras på LCA programvaran Gabis databas (version 2022.1).

3.2.1.6 Systemexpansion

Systemexpansion har inte applicerats in den här studien d.v.s. när ”krediter” ges för att belysa miljönyttan med genererad energi vid avfallshantering eller material från materialåtervinning.

Däremot gjordes i studien en beräkning med systemexpansion (som inte redovisas i rapporten) där det konstaterades att en minskning av miljöbelastningen genom genererade krediter inte förändrade rangordningen och den relativa skillnaden mellan de studerade alternativen.

3.2.1.7 Begränsningar och viktiga antaganden

Den viktigaste faktorn för jämförelsen av de olika materialalternativen är den antagna vikten för behållarna. Ju större vikt desto större klimatpåverkan får förstås behållaren. I fallet ståltermos, så väger denna ungefär dubbelt så mycket som plastmuggarna den jämförs med. Här hade det varit önskvärt att analysera fler alternativ.

Om diskningen hade antagits ske utanför Sverige d.v.s. beräknad med en el mix med högre klimatpåverkan, hade diskningens andel av den total klimatpåverkan varit högre.

När det gäller tillverkningsprocessen för behållare beaktas inte materialspill, eftersom de valda produktalternativen är ganska generiska, avsedda att representera ett större utbud av produkter som finns på marknaden. Så länge spillet inte varierar allt för mycket mellan alternativen, så påverkar detta inte studiens slutsatser.

I det svenska pantsystemet för plastflaskor återlämnas endast 90 procent av de sålda flaskorna (Johansson, 2022). Även om denna procentsats kan tyckas vara stor innebär den i praktiken att efter sju cykler av försäljning av en dryck i en plastflaska, återlämnande av flaskan och påfyllning av den, finns det bara 47 % av det ursprungliga antalet flaskor kvar i systemet. Resultaten av denna LCA-studie tar inte hänsyn till sådana förluster och i stället antas det att retursystemets kretslopp är slutet. Det kan dock vara relevant att tänka på den här aspekten i framtida studier, men analogt med resonemanget om spill vid tillverkning av behållare ovan, så är denna aspekt endast viktig om sådana förluster i systemet varierar mycket mellan jämförda alternativ.

Denna LCA-studie studerar endast effekterna av behållare som lånas ut på en restaurang/ett café. Med andra ord tas inte hänsyn till alternativ som innebär att man kan ta med sig egna behållare.

Antalet användningar som antogs som studiens beräkningsbas (d.v.s. 100 användningar för plastbehållare och som sedan glas- och stålbehållare relaterades till) har inte någon stor betydelse för studiens resultat för den relativa jämförelsen mellan materialalternativen. Däremot påverkar detta de ”absoluta värdena” för klimatpåverkan d.v.s. ”skalan” i diagrammen. Studiens syfte var dock att analysera de relativa skillnaderna mellan materialen.

3.2.1.8 Datakvalitet och representativitet

Både datakvalitet och datarepresentativitet är viktiga i en LCA.

För framtagandet av produktalternativen hämtades uppgifter från litteratur för de vanligaste återanvändbara produkterna som finns på marknaden. De flesta litteraturkällor var vetenskapliga artiklar för insamling av data, men även rapporter och webbaserad information för specifika produkter så som diskmaskin och användning av diskmedel.

För andra processer har generiska LCI-data från databaser använts, där huvudreferensen är LCA programvaran GaBis databas (version 2022.1) från Sphera härefter kallad ”Gabi/Spheras databas”, vilken i sin tur innehåller data från olika branschorganisationer t.ex. Eurofer för rostfritt stål och Plastics Europe för fossil polypropen. För biobaserad polyeten användes data från en LCA rapport publicerad av den Brasilianska tillverkaren Braskem, medan data för glas enbart baseras på GaBis databas. Denna användes också för generiska data för transporter (olika transportslag) samt energi.

Generellt används den data som finns tillgänglig och som representerar senast publicerade data samt representativitet med avseende på geografisk täckning. För tillverkning av olika material handlar det ofta om europeiska genomsnitt. Exakta datakällor som använts in den här studien presenteras i avsnitt 0.

3.2.1.9 Tillämpade miljöindikatorer

Denna studie beaktar endast fossil klimatpåverkan (global uppvärmningspotential (GWP - kg CO_2-ekvivalenter).

Biogen GWP kunde också ha analyserats eftersom ett material är förnybart (biobaserad polyeten). Om man bara fokuserar på biogent kol skulle nettoresultatet över livscykeln för en behållare av biobaserad polyeten bli noll. Detta eftersom utsläppet av biogen CO_2 vid förbränning i produktens slutskede skulle tas ut av upptaget av biogen CO_2 d.v.s. den CO_2 som finns lagrad i materialet p.g.a. att den gröda plasten tillverkats från (t ex sockerrör) har assimilerat CO_2 under sin tillväxt.

Biogent GWP är dock bara intressant att analysera om växtodling bedrivs så att upptaget av koldioxid under tillväxten är större än utsläppen när ett förnybart material förr eller senare slutligen förbränns. Med andra ord, om fler plantor planteras än avverkas sker faktiskt ett nettoupptag av koldioxid, annars sker det motsatta.

Att undersöka om detta är fallet för den biobaserade polyeten som används för bio-PE-behållarna i den här studien går långt utöver vad som är möjligt att bedöma i en förenklad LCA. Därför har biogent GWP inte tagits med i denna LCA-studie.

3.3 Livscykelinventering

I det här avsnittet beskrivs den data och information som används i studien.

3.3.1 Material

3.3.1.1 Muggar

Muggarnas egenskaper och sammansättning presenteras i Tabell 3.3.

Tabell 3.3: Muggarnas egenskaper och sammansättning.

Muggalternativ	Vikt kg	Volym ml	Potentiellt antal användningar	Material per kg låda			
				Fossil PP	Bio-PE	Rostfritt stål	Silikon
Polypropenmugg (PP mugg)	0,116	350	100	1	-	-	-
Bio-baserad polyetenmugg (Bio-PE mugg)	0,116	360	100	0	1	-	-
Ståltermos	0,249	320	1000	0.21	0	0.78	0.02

Endast ståltermosen består av flera material (78% rostfritt stål, 21% fossil PP samt ca 1% silikon).

3.3.1.2 Lådor

Lådornas egenskaper och sammansättning presenteras i Tabell 3.4.

Tabell 3.4: Lådornas egenskaper och sammansättning.

Lådalternativ	Vikt kg	Volym ml	Potentiellt antal användningar	Material per kg låda				
				Fossil PP	Bio-PE	Rostfritt stål	Silikon	Glas
Polypropenlåda (PP låda)	0,260	1000	100	0,962	-	-	0,038	-
Bio-baserad polyetenlåda (Bio-PE låda)	0,260	1000	100	-	0,962	-	0,038	-
Glaslåda	0,820	1000	500	0,169	-	-	0,012	0,819
Stållåda	0,400	950	1000	-	-	1,000	-	-

Glaslådan har ett plastlock. Eftersom det potentiella antalet användningstillfällen för plastlådan (och dess lock) bör vara lägre än för glaslådan, skulle det vara möjligt att anta att locket på glaslådan måste bytas ut under glaslådans livslängd, men detta har inte beaktats i denna studie.

Endast stållådan består av enbart ett material (två ståldelar som klickar in i varandra och inte behöver någon isolering). De andra lådorna innehåller ett plastlock med en silikonisolering.

3.3.1.3 Data för tillverkningen av materialen

Data som har använts för tillverkning av materialen är:

- PP: Plastics Europe 2014 (1,7kg CO_2-ekvivalenter per kg)
- Bio-PE: Braskem 2017 (0,95 kg CO_2-ekvivalenter per kg)
- Rostfritt stål: Eurofer 2008 (4,1 kg CO_2-ekvivalenter per kg)
- Silikon: Sphera 2021 (6,0 kg CO_2-ekvivalenter per kg)
- Glas: Sphera 2021 (0,80 kg CO_2-ekvivalenter per kg)

3.3.2 Transport av material

Det antas att polypropen, stål, glas och silikon kommer från Europa, medan biobaserad polyeten antas komma från Brasilien, eftersom Brasilien är en av de största producenterna av biobaserad polyeten.

Polypropen, stål, glas och silikon antas transporteras 1 000 km med diesellastbil. Biobaserad polyeten från Brasilien antas transporteras 7 600 km med containerfartyg och 2 900 km med diesellastbil.

3.3.3 Tillverkning av behållare

Mängden energi (värme och elektricitet) för tillverkning av behållare av polypropen, bio-polyeten och glas baseras på Gallego-Schmid et al. (2018), med antagandet att bio-polyeten har samma energibehov som polypropen. Data för tillverkning av stålprodukter baseras på data from Gabi/Spheras databas 2021.

3.3.3.1 Muggar

Energianvändningen sammanfattas i Tabell 3.5 omräknad till per kg mugg.

Tabell 3.5: Energianvändning för tillverkning av muggar.

Muggalternativ	El MJ/kg mugg	Värme MJ/kg mugg
Polypropenmugg (PP mugg)	5,5	3,1
Bio-baserad polyetenmugg (PE mugg)	5,5	3,1
Ståltermos	2,0	-

3.3.3.2 Lådor

Energianvändningen sammanfattas i Tabell 3.6 omräknad till per kg mugg.

Tabell 3.6: Energibehov för tillverkning av lådor.

Lådalternativ	El MJ/kg låda	Värme MJ/kg låda
Polypropenlåda (PP låda)	5,5	3,1
Bio-baserad polyetenlåda (PE låda)	5,5	3,1
Glaslåda	0,86	0,46
Stållåda	2,02	-

3.3.4 Transport av behållare till användare

Behållarna transporteras till användarna, i det här fallet restauranger/caféer, en antagen sträcka på 500 km. Alla transporter inom Sverige sker med lastbilar med diesel MK1 (reduktionspliktsdiesel 2022).

3.3.5 Diskning

I diskningsprocessen ingår vatten, elektricitet och diskmedel. Vattenförbrukningen är baserad på NorrlandsDisk och Sv.Technicus (2019), medan värden för användning av diskmedel kommer från Gastro Sweden Tech AB och elförbrukningen från Widab (2022).

Vattenförbrukningen per diskning är 22,5 liter vatten. Vattnet byts ut efter varje 50 diskningar och innehåller 2 g diskmedel per liter vatten. Samtidigt antog vi 50 diskbackar per timme och 0,24 kWh elförbrukning per diskback.

3.3.5.1 Muggar

Tabell 3.7 sammanfattar förbrukningen av el, vatten och diskmedel per kg mugg.

Tabell 3.7: Data för diskning per muggalternativ.

Muggalternativ	El MJ/kg mugg	Vatten kg/kg mugg	Diskmedel kg/kg mugg
Polypropenmugg (PP mugg)	0,298	0,155	0,0003
Bio-baserad polyetenmugg (PE mugg)	0,298	0,155	0,0003
Ståltermos	0,139	0,072	0,0001

Alla muggalternativ kräver lika mycket utrymme i diskmaskinen, vilket betyder att samma mängd används för alla alternativ. Per kg mugg blir värdena olika beroende på dess olika vikter.

3.3.5.2 Lådor

Tabell 3.8 sammanfattar förbrukningen av el, vatten och diskmedel per kg låda.

Tabell 3.8: Data för diskning per lådalternativ.

Lådalternativ	El MJ/kg låda	Vatten kg/kg låda	Diskmedel kg/kg låda
Polypropenlåda (PP låda)	0,277	0,144	0,0003
Bio-baserad polyetenlåda (PE låda)	0,277	0,144	0,0003
Glaslåda	0,116	0,060	0,0001
Stållåda	0,180	0,094	0,0002

Eftersom glaslådor inte kan staplas lika mycket som andra alternativ kan endast nio av dem rymmas i en bricka, jämfört med tolv för de andra alternativen. Det betyder att glaslådorna kräver större mängd av el, vatten och diskmedel per styck än de andra lådorna gör.

3.3.6 Transport till och från diskning

Behållarna diskas på en central plats, med tanke på att inte alla användare har möjlighet att hämta och diska produkterna på plats. Eftersom det antas att detta retursystem sker i ett tätbefolkat område, beräknas avståndet mellan restaurangerna/kaféerna och den centrala platsen vara 10 km. Den totala transporten till och från användaren blir då 20 km.

3.3.7 Transport till avfallshantering

När behållarna är uttjänta transporteras de slutligen till en sorterings- och behandlingsanläggning, som antas ligga 300 km från den centrala diskplatsen. Samma avstånd har antagits för förbränning, återvinning och deponi, vilket är något konservativt för förbränning och deponi.

3.3.8 Avfallshantering

3.3.8.1 Avfallshanteringsscenarier – mix av förbränning, återvinning och deponi

I avfallshanteringen separeras de olika materialströmmarna. När det gäller plast, både PP och bio-PE, antas två tredjedelar förbrännas medan en tredjedel återvinns. När det gäller stål och glas sker ingen förbränning, utan den stora majoriteten antas återvinnas och resten deponeras.

Tabell 3.9 sammanfattar den data som använts för avfallshanteringsscenarierna per materialalternativ.

Tabell 3.9: Avfallshanteringsscenarier.

Materialalternativ	Avfallshantering scenarier [1]		
	Förbränning	Återvinning	Deponering
Polypropen	66%	34%	-
Bio-baserad polyeten	66%	34%	-
Stål	-	90%	10%
Glas	-	94%	6%

(1) SCB, Återvinning av förpackningar i Sverige 2021, (https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/miljo/atervinning-av-forpackningar-i-sverige/)

3.3.8.2 Data för avfallsprocesser

Generiska data från Gabi/Spheras databas 2021 användes för:

- Förbränning av fossil PP (3,0 kg CO_2-ekvivalenter per kg)
- Förbränning av bio-baserad PE (0 kg CO_2-ekvivalenter per kg). Den biogena CO_2-emissionen bidrar inte till fossil klimatpåverkan

Data för återvinning:

- Återvinning av PP och PE
  Baseras på IVLs interna databas, i sin tur baserad på olika projekt
- Återvinning av stål
  Smältning av stålskrot i ljusbågsugn, baserad på data från IVLs interna databas

Data för deponering av stål respektive glas kommer från generiska data från Gabi/Spheras databas 2021, med väldigt låg klimatpåverkan per kg.

3.3.9 Energi

För tillverkning av behållarna används elektricitet och bränsle (naturgas antogs). Vid diskning åtgår elektricitet.

Generiska data från Gabi/Spheras databas 2021 användes:

- Elektricitet enligt svenskt genomsnitt (0,046 kg CO_2-ekvivalenter per MJ)
- Värme från naturgas enligt europeiskt genomsnitt (0,066 kg CO_2-ekvivalenter per MJ)

3.3.10 Transporter

Generiska data från Gabi/Spheras databas 2021 användes.

3.4 Resultat

Som nämndes i avsnitt 0, modellerades de olika alternativen per kg i LCA programvaran Gabi och sedan skalades resultaten om till per en mugg eller låda i resultatfilen. Därefter gjordes olika simuleringar baserat på antalet användningar (eller mera korrekt; antalet portioner av drycker eller måltider).

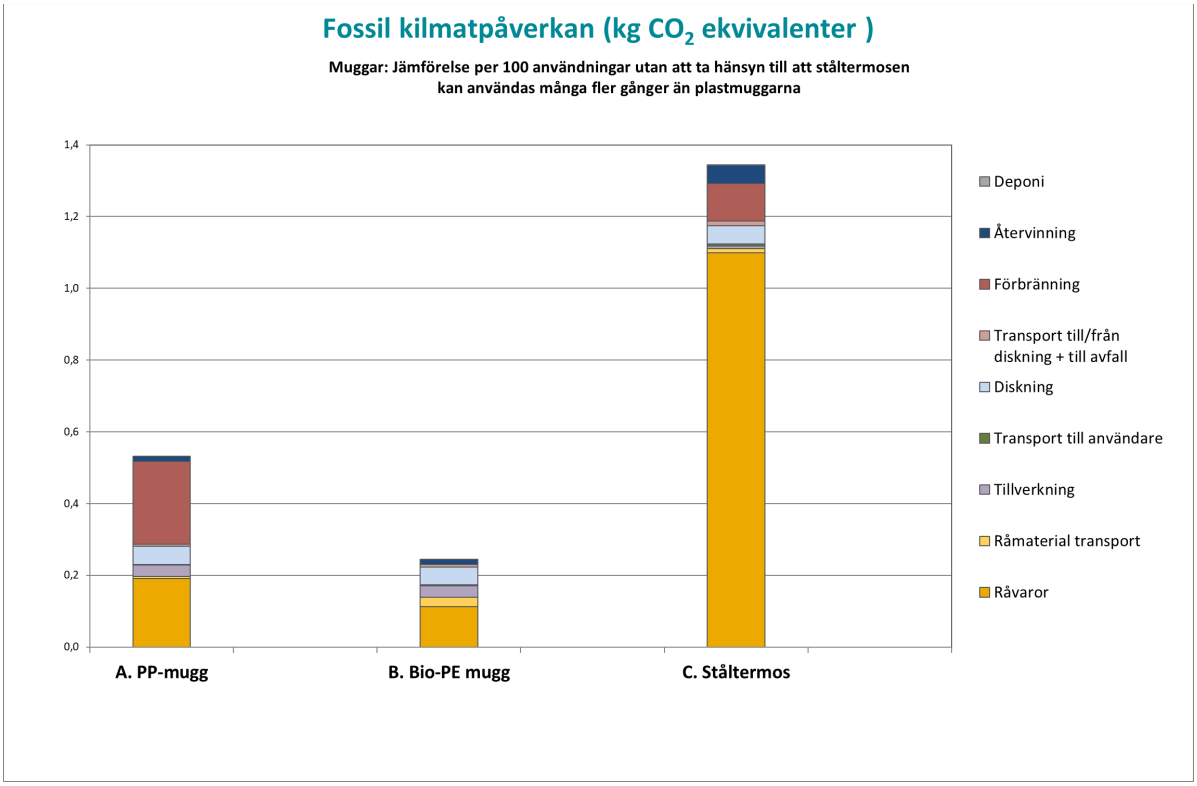
3.4.1 Muggar

3.4.1.1 Jämförelse baserat på 100 användningar

I detta avsnitt presenteras resultatet baserat på 100 användningar (eller kanske mera korrekt uttryckt; 100 portioner av dryck). Hundra användningar är ju referensen (beräkningsbasen) i LCA

studien d.v.s. att 100 användningar antas gälla för plastmuggarna, medan antalet användningar för ståltermosen sannolikt är väsentligt högre.

I detta fall (Figur 3.3) har dock ingen hänsyn tagits till att ståltermosen kan användas många fler gånger än plastmuggarna, vilket förstås inte är en rättvis jämförelse, men detta presenteras som en utgångspunkt i tolkningen av resultaten.



Figur 3.3: Muggar - Jämförelse per 100 användningar utan att ta hänsyn till att ståltermosen kan användas många fler gånger än plastmuggarna (kg CO_2 ekvivalenter per 100 användningar av en mugg/termos).

Om man inte tar hänsyn till att ståltermosen sannolikt används ganska många gånger mer än de 100 gånger som är studiens referens för plastmuggarna, så faller ståltermosen ut 2,5 gånger sämre än PP muggen och 5,6 gånger sämre än Bio-PE muggen.

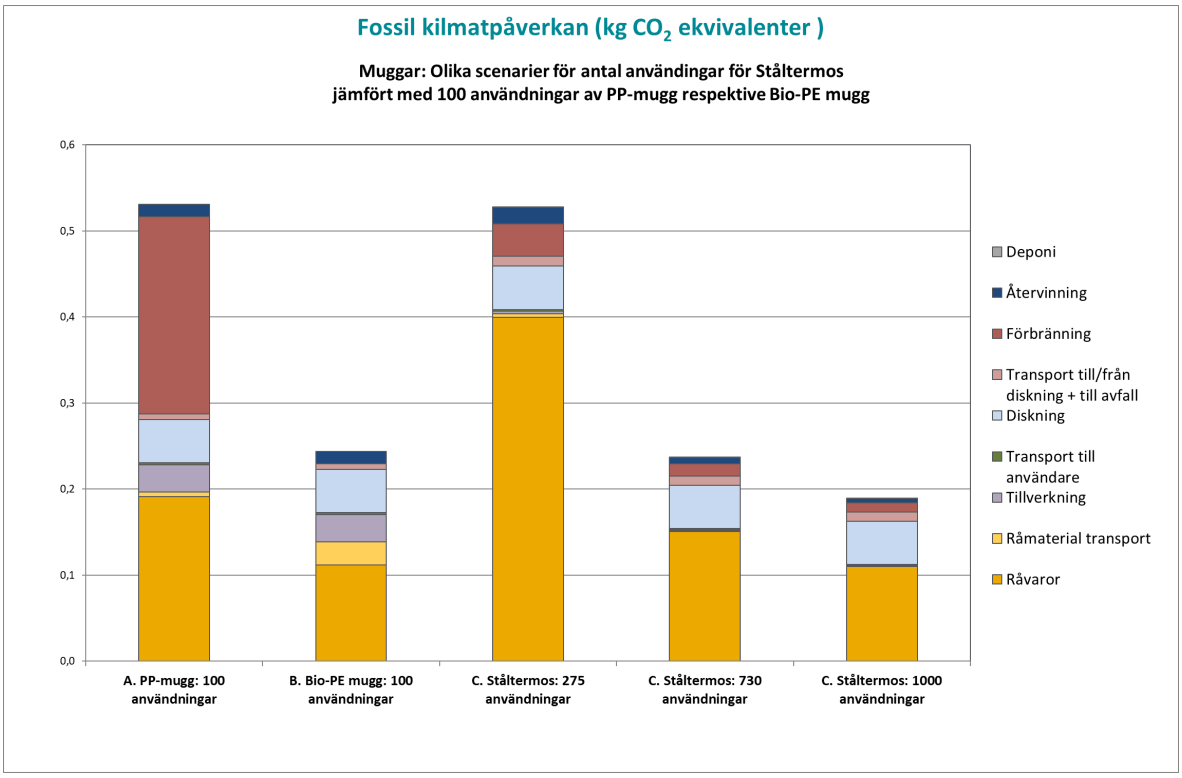
Detta beror på att stålmuggen väger drygt 2 gånger mer än plastmuggarna (vilka väger samma) samt att tillverkning av rostfritt stål har ett högre klimatavtryck per kg jämfört med både fossil PP och Bio-PE.

Att PP muggen faller ut sämre än Bio PE muggen beror främst på att när PP-muggen förbränns så genereras fossil CO_2, och så är ju inte fallet för den biobaserade PE-muggen vars biogena CO_2 utsläpp från förbränning inte bidrar till fossil klimatpåverkan. Tillverkning av PP har också ett något högre klimatavtryck än tillverkning av Bio-PE.

Ökad återvinning hade gynnat PP-muggen eftersom detta hade inneburit en lägre andel förbränning, men eftersom detta är en plast av fossilt ursprung som förr eller senare förbränns så är PP-muggen sannolikt det sämsta materialet ur klimatsynpunkt.

3.4.1.2 Olika scenarier för ståltermosen jämfört med plastmuggarna

Simuleringar av antalet användningar för ståltermosen gjordes för att identifiera en ”break even” d.v.s. när ståltermosen ger samma klimatpåverkan som 100 användningar av plastmuggarna (Figur 3.4).



Figur 3.4: Muggar - Olika scenarier för antal användningar för ståltermos jämfört med 100 användningar av PP-mugg respektive Bio-PE mugg (kg CO_2 ekvivalenter per 100 användningar av en mugg/termos).

I Figur 3.3 visades att om man inte tar hänsyn till att ståltermosen används fler gånger än plastmuggarna så blev dess klimatpåverkan väldigt mycket högre.

Simuleringen i Figur 3.4 bygger däremot på studiens referens (beräkningsbas) d.v.s. att plastmuggarna används 100 gånger, vilket i sin tur innebär att en plastmugg diskas 100 gånger samt tillverkas och avfallshanteras en gång.

För ståltermosen har antagits att den också diskas 100 gånger eftersom samma funktion måste jämföras och eftersom studiens fokus ligger på materialval och inte på klimatpåverkan i absoluta tal. Detta innebär att diskningen får samma klimatpåverkan för både plastmuggar och ståltermos.

Det hade inte varit rättvist gentemot ståltermosen om diskningsprocessen hade skalats upp till 275, 730 eller 1000 gånger eftersom detta inte är jämförbart med att plastmuggarna bara diskas 100 gånger.

Eftersom ståltermosen kan användas många fler gånger i praktiken, så har uppströms tillverkning och nedströms avfallshantering dividerats med en faktor som speglar hur många gånger mer ståltermosen kan användas jämfört med plastmuggarna.

Exempelvis är denna faktor = 10 om ståltermosen antas användas 1000 gånger (1000 användningar för ståltermos/100 användningar för plastmuggarna). Resultaten visar att om ståltermosen används 275 gånger så erhålls samma klimatpåverkan som PP muggen och om den används 730 gånger så

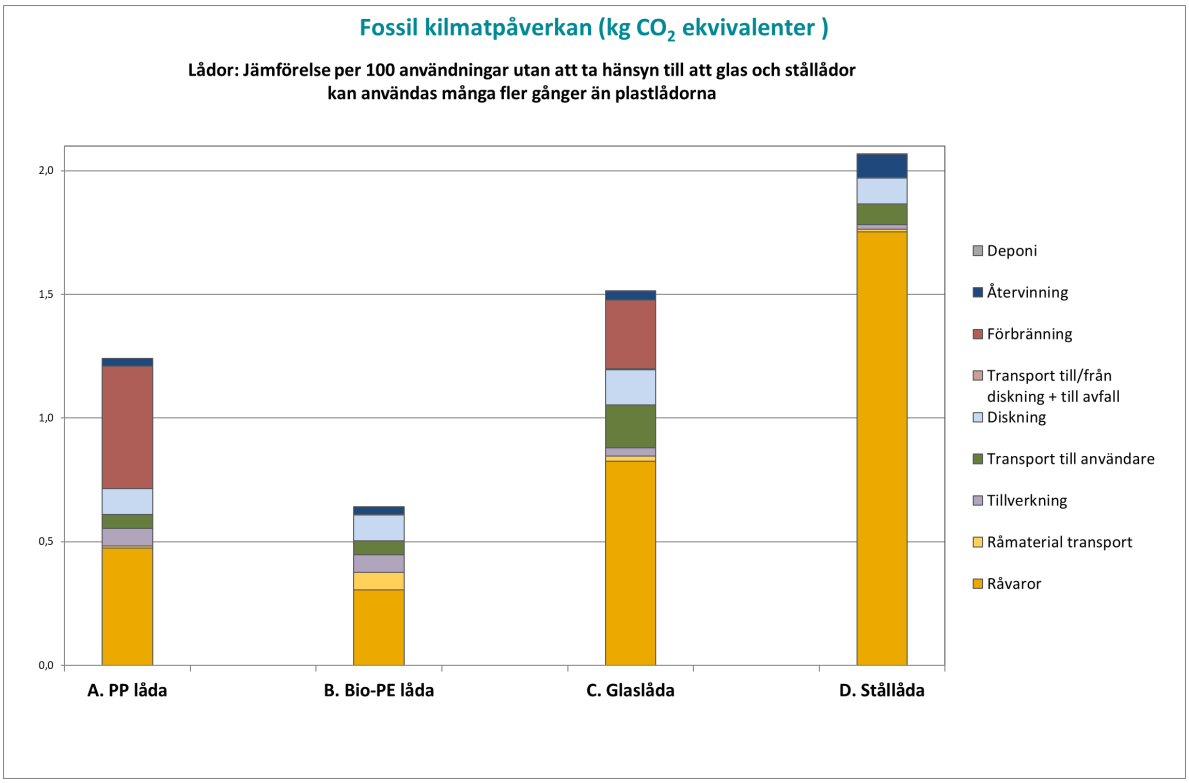
erhålls samma klimatpåverkan som Bio-PE muggen d.v.s. om ståltermosen används mer än 730 gånger så är den det bästa alternativet. I diagrammet finns även alternativet om ståltermosen används 1000 gånger (se avsnitt 3.2.1.2), och stapeln visar mest att fler användningar ger lägre klimatpåverkan.

3.4.2 Matlådor

3.4.2.1 Jämförelse baserat på 100 användningar

I det här avsnittet presenteras resultaten från 100 användningar av en matlåda. Precis som för muggar applicerades samma referens om hundra användningar för att beräkna klimatavtrycket, även om det är troligt att både stål- och glasalternativ kan användas många fler gånger än så.

Figur 3.5 illustrerar resultaten, utan att ta hänsyn till att glas- och stållådan kan användas många fler gånger än plastmuggarna, vilket förstås inte är en rättvis jämförelse, men detta presenteras som en utgångspunkt i tolkningen av resultaten.



Figur 3.5: Lådor - Jämförelse per 100 användningar utan att ta hänsyn till att glaslåda och stållåda kan användas många fler gånger än plastlådorna (kg CO_2 ekvivalenter per 100 användningar av en låda).

Om man bortser från att glas- och stållådor kan användas ett antal gånger mer än studiens referens (användning av plastlådor 100 gånger), så är ståltermosen 1,7 gånger sämre än PP-lådan, 3,2 gånger sämre än Bio-PE-lådan och 1,4 gånger sämre än glaslådan. Dessutom har glaslådan en 1,2 gånger större miljöpåverkan än PP-lådan och 2,4 gånger större påverkan än bio-PE-lådan.

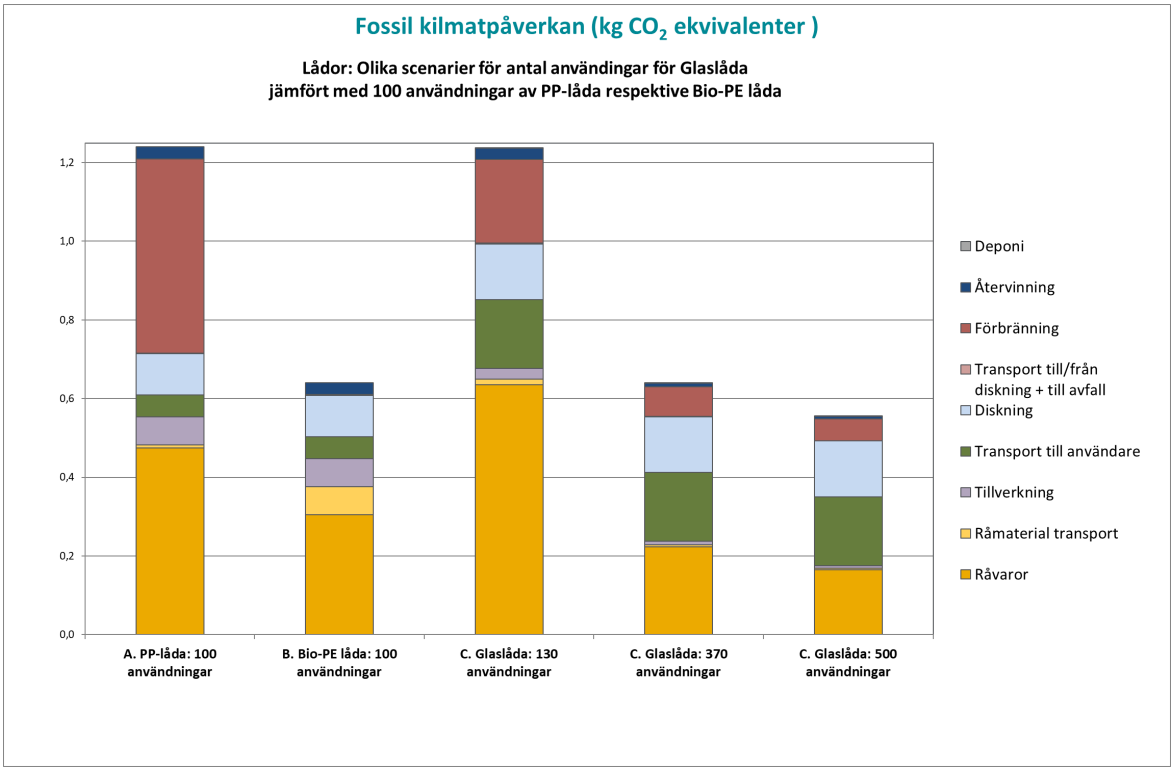
Detta resultat beror på produkternas varierande vikt, med andra ord på att stållådan väger 1,5 gånger mer än plastlådorna (som väger lika mycket) och dessutom har produktionen av rostfritt stål ett högre koldioxidavtryck per kg jämfört med både fossil PP och Bio-PE. När det gäller glaslådan, så är den tyngst av de fyra alternativen, mer än tre gånger tyngre än plastlådan och mer

än dubbelt så tung som stållådan. Detta kan också observeras i fråga om påverkan från transport till användare (i grönt), vilket är direkt korrelerat till produkternas vikt.

På samma sätt som för muggar, beror det högre klimatavtrycket för PP-lådan jämfört med bio-PE-lådan främst på att förbränning av PP-lådan genererar fossil koldioxid, vilket inte är fallet för den biobaserade PE-lådan, vars biogena koldioxidutsläpp från förbränning inte bidrar till det fossila koldioxidavtrycket. Produktionen av PP har också ett något högre koldioxidavtryck än produktionen av bio-PE.

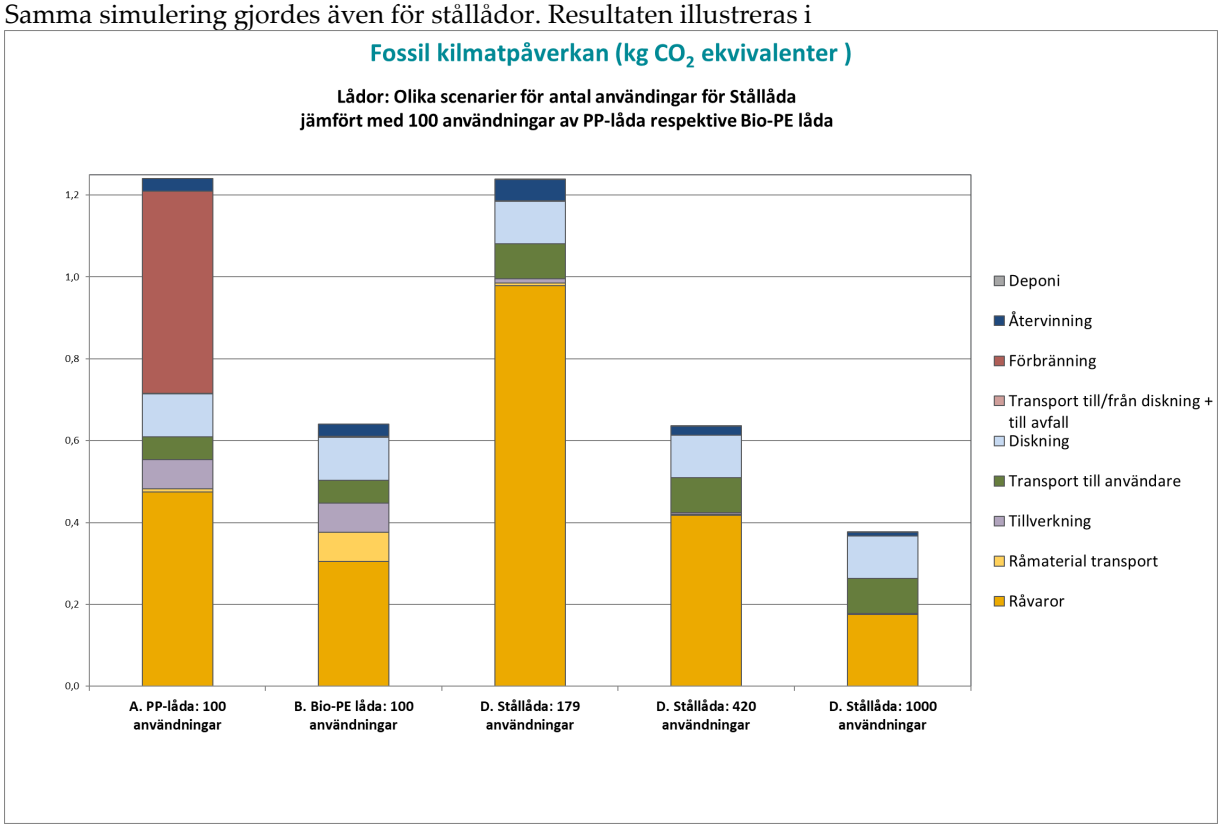
3.4.2.2 Olika scenarier för glas- och stållådor jämfört med plastlådorna

För att observera när glaslådan kommer att uppnå samma klimatpåverkan som PP-lådan och bio-PE-lådan gjordes simuleringar som resulterade i en så kallad "break-even" (Figur 3.6). Exakt samma beräkningsprincip användes som för muggarna d.v.s. att studiens referens (beräkningsbas) innebär att plastlådorna används 100 gånger, vilket i sin tur innebär att en stycken plastlåda diskas 100 gånger samt tillverkas och avfallshanteras en gång. Eftersom glas- och stållådor kan användas många fler gånger i praktiken, så har uppströms tillverkning och nedströms avfallshantering dividerats med en faktor som speglar hur många gånger mer dessa kan användas jämfört med plastlådorna.

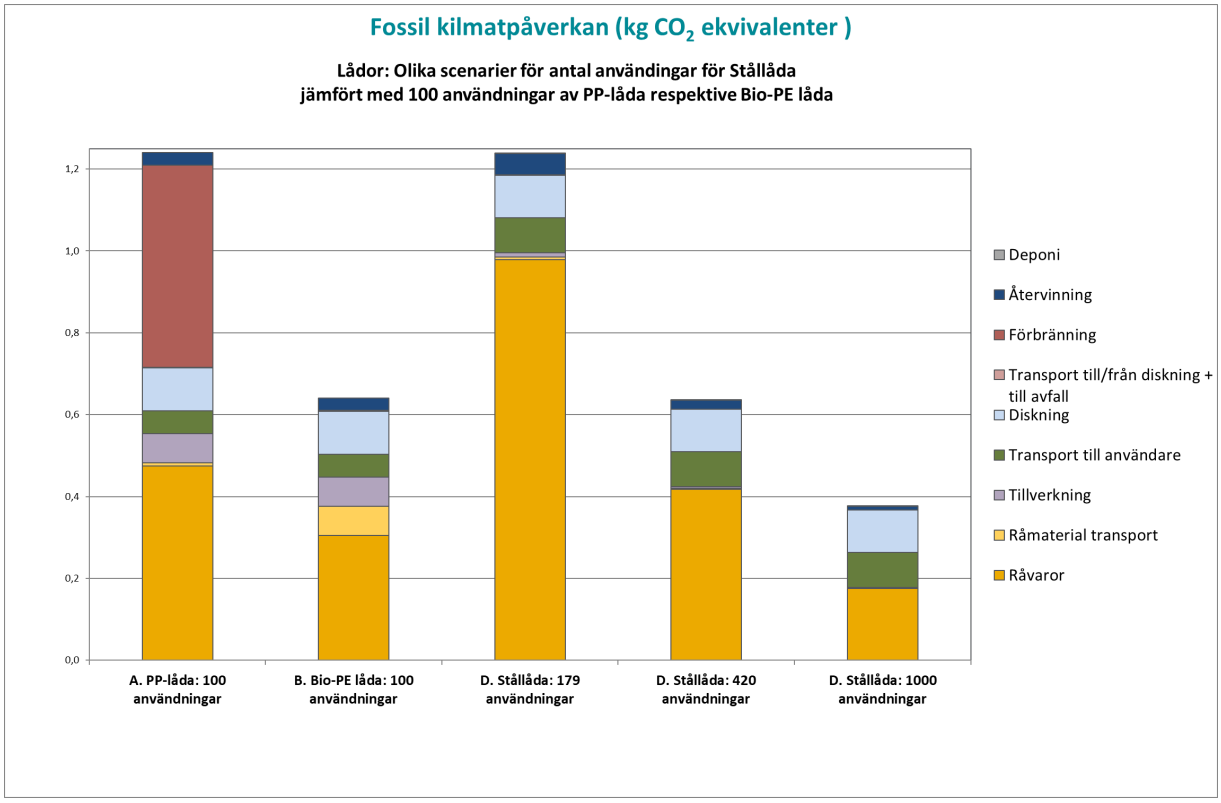


Figur 3.6: Lådor - Olika scenarier för antal användningar för glaslåda jämfört med 100 användningar av PP-låda respektive Bio-PE låda (kg CO2 ekvivalenter per 100 användningar av en låda).

Samma simulering gjordes även för stållådor. Resultaten illustreras i



Figur 3.7.



Figur 3.7: Lådor - Olika scenarier för antal användningar för stållåda jämfört med 100 användningar av PP-låda respektive Bio-PE låda (kg CO_2 ekvivalenter per 100 användningar av en låda).

Å ena sidan visar Figur 3.5 att klimatpåverkan från både glas- och stållådor är mycket större om man inte tar hänsyn till materialens högre återanvändningspotential. Å andra sidan visar simuleringarna i figurerna 3.6 och 3.7 att om materialet kan återanvändas många fler gånger än referensantalet 100, är det möjligt att uppnå en mycket lägre klimatpåverkan både för glas- och stållådan.

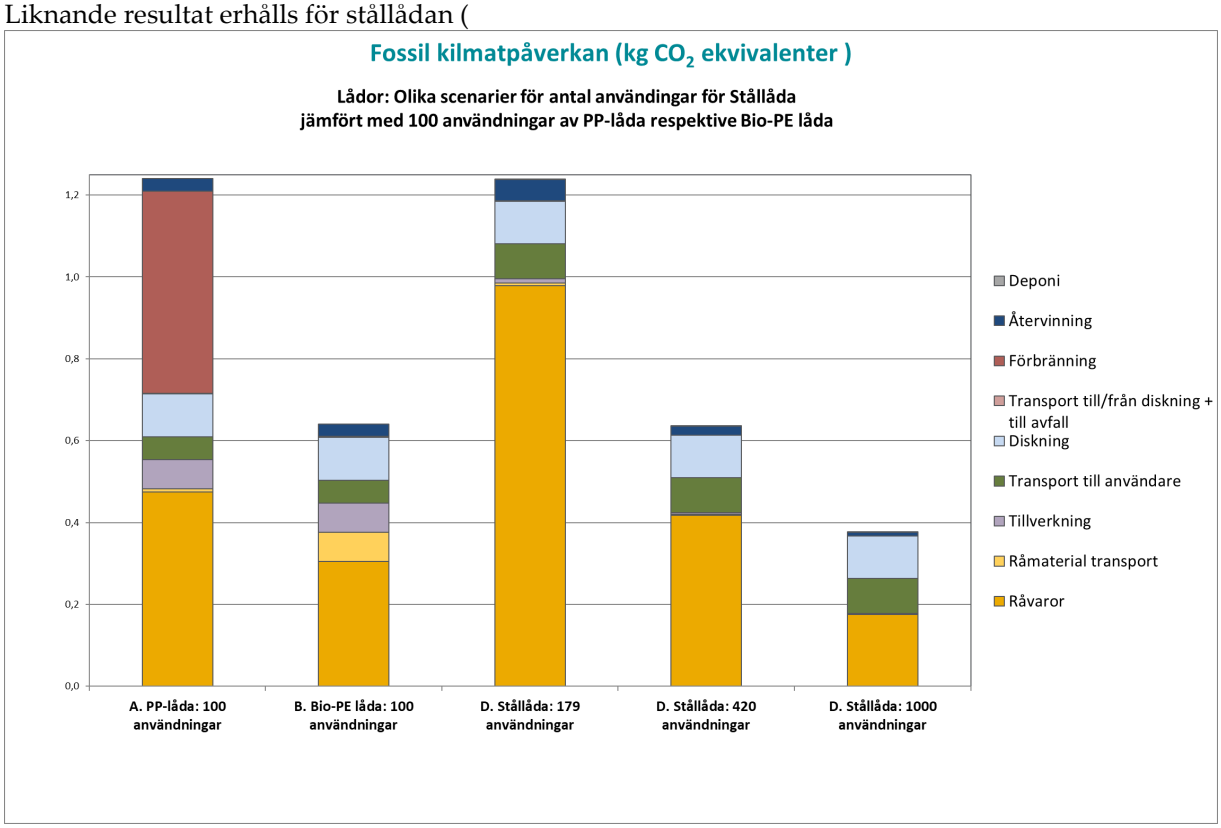
För att få en konsekvent jämförelse har det antagits att glas- och stållådor också diskas 100 gånger. Målet var att kunna jämföra samma funktion och samtidigt ligger studiens fokus på materialval snarare än på en uppskalad påverkan från diskningen.

Det skulle med andra ord inte ha varit konsekvent och rättvist mot glas- och stållådorna om tvättprocessen hade utökats till 130, 370 och 500 gånger respektive 179, 420 och 1 000 gånger, eftersom detta inte är jämförbart med plastmuggar som endast tvättas 100 gånger.

Eftersom glas- och stållådor kan användas många fler gånger, har ”tillverkning och avfallshantering” dividerats med en faktor som återspeglar hur många fler gånger dessa lådor kan användas i praktiken jämfört med plastlådorna (se avsnitt 3.2.1.2).

Resultaten visar att om glaslådan (Figur 3.6) används 130 gånger så erhålls samma klimatpåverkan som PP lådan och om den används 370 gånger så erhålls samma klimatpåverkan som Bio-PE lådan d.v.s. om glaslådan används mer än 370 gånger så är den det bästa alternativet. I diagrammet finns även alternativet om glaslådan används 500 gånger (se avsnitt 3.2.1.2), och stapeln visar mest att fler användningar ger lägre klimatpåverkan.

Liknande resultat erhålls för stållådan (



Figur 3.7), där det krävs 179 användningar för att nå ned till samma klimatpåverkan som PP lådan och 420 användningar för att nå ned till samma klimatpåverkan som Bio-PE lådan.

3.5 Material och dess miljöpåverkan ur ett livscykelperspektiv

Detta avsnitt handlar om material som studerades i rapporten. En jämförelse mellan olika material och miljöpåverkan i tre livscykelfaser återfinns i Tabell 5.1: För- och nackdelar av olika material i kapitel 5 Bilaga A.

3.5.1 Plast och gummi

Plast är ett viktigt material i dagens samhälle men det finns mycket i hur, var och när vi använder materialet som kan förbättras. Den huvudsakliga klimatpåverkan sker vid produktionen, mest signifikant för plast baserad på fossil råvara (Real, 2022). Senare i livscykeln ger plastanvändningen upphov till stora volymer avfall, kvarvarande föroreningar och nedskräpning med negativ påverkan på biodiversiteten i haven och naturlivet generellt. En viktig åtgärd är att ha strategier på plats för återanvändning och återvinning för båda fossil- och bio-baserade plast (PE och PP).

Plast och gummi finns i många olika former och kan skapas både av fossil råvara eller bioodlad råvara. Det senare brukar kallas bioplast. Produkter gjorda av plast innehåller ofta ett flertal additiv. Additiv är tillsatsämnen som blandas ihop med plastmaterialet för att ge den slutliga produkten de önskade egenskaperna, som t.ex. en viss färg eller funktion. När en plastprodukt skapas av fossila källor så är första steget att utvinna råolja och gas från marken. Sedan separeras oljan och gasen i olika fraktioner som kan ge olika typer av plast. Därefter behandlas de i flera steg med tryck och temperatur för att skäras ner och bilda ett granulat.

Plastgranulat används för att tillverka plastprodukter, som t.ex. plastbägare med formsprutning, eller t.ex. plastpåsar med filmblåsning. Biobaseradeplaster kan vara gjorda på olika biobaserade råvaror, som t.ex. majs eller sockerrör. Biobaseradeplaster kan vara bionedbrytbara eller komposterbara, men behöver inte nödvändigtvis vara det. Ett vanligt antagande är att den kan förmultna ute i naturen. Bionedbrytbarplast kräver dock en industriell rötningsprocess om ca 70°C samt att luftfuktigheten är mer än 70%.

Biobaserade nedbrytbara plaster bör inte blandas med fossila plaster vid tillverkning och återvinning. Vid inbladning av bionedbrytbar plast i återvinningsprocessen försämras materialets kvalitet och det kan inte längre användas till vissa områden så som t.ex. medicins utrustning som kräver viss tillförlitlighet (Naturvårdsverket, 2022). Biobaserade, så kallade ”drop-in-plaster” (där man gör en plastmolekyl som är likadan som en fossil plastmolekyl), kan blandas i ett återvunnet material (Naturvårdsverket, 2022). Exempel på drop-in-plaster är bio-PE.

Vid återvinning av plast smälts använda plastprodukter ner för att skapa plastgranulat som kan användas för att skapa ny plast igen. Plast som inte återvinns och ändå hamnar i soporna förbränns i Sverige. De plastprodukter som hamnar i naturen kan vara kvar väldigt länge innan de bryts ner (Naturvårdsverket, 2022).

Några av de vanligaste materialen för livsmedelsbehållare är Polyeten (PE), Polypropen (PP) och Polylaktid (PLA). Eftersom denna studie är fokuserad på PP och PE, kommer vi bara beskriva dessa material.

Polyeten (PE) är den vanligaste termoplasten, som till skillnad från härdplast kan smältas ned och formas om. Polyeten är billig att tillverka och används ofta i köksredskap, leksaker, rör och kablar m.m. Det är en elastisk plast med goda mekaniska egenskaper och tål att utsättas för olika kemiska ämnen, kemisk påfrestning, som t.ex. sura livsmedel (Kemikalieinspektionen, 2022). Traditionell polyeten är fossilbaserad men det finns även biobaserad, bio-polyeten (Johannesson et al., 2019).

Polypropen (PP) är en termoplast och används vanligen till matbehållare, leksaker, möbler och textilier. Det är en slitstark plast som tål kemisk påfrestning under längre tid (Kemikalieinspektionen, 2022). Liksom polyeten är traditionell polypropenen tillverkad av fossilråvara men det finns även bio-polypropen (Johannesson et al., 2019).

3.5.2 Metall

Av utsläppen från Sveriges industrier dominerar järn- och stålindustrin. Utsläppen ökade fram till 2004, men har därefter minskat (Naturvårdsverket, 2021a). Stål tillverkas av järnmalm som bryt i täkter. Den största miljöpåverkan från stål uppkommer i masugnsprocessen där järnet reduceras med hjälp av kol, med utsläpp av växthusgaser som följd. (Burchart-Korol, 2013). Övriga utsläpp kommer från användning av bränslen i valsningsugnar samt till värmebehandling. Stål är det material som återvunnits mest genom historien och det behåller sina egenskaper oavsett hur många gånger det återvinns (SSAB, 2022).

3.5.3 Glas

Glas framställs av sand, soda och kalk under hög temperatur (Rathore et al., 2016). Liksom metall uppstår de största utsläppen vid tillverkningen och energiåtgången för att hetta upp ugnarna. Vid tillverkning frigörs också ämnena bly och arsenik, vilka är giftiga för levande organismer (Naturvårdsverket, 2021b). Glas bryts ned långsamt i naturen och orsakar därför nedskräpning. Det finn dock goda möjligheter för återvinning då glas kan smältas ned och återvinnas om och om igen.

4 Slutsatser och diskussion

Studien har resulterat i en jämförelse av klimatpåverkan av olika material för flergångsanvändning av take-away förpackningar med följande slutsatser som besvarar frågorna som står centralt i studien.

På vilket sätt (när och hur) medhavda återanvändbara muggar och matlådor bör användas

Det scenariot som utvärderades baserades på ett öppet system för ett flertal aktörer samt centraliserad diskning kring storstäderna. Vi har även presenterat två varianter på det, nämligen icke-centraliserad diskning och medhavda förpackningar (BYO), som inte analyserades i LCA utan reflekterades på i analysen.

Resultatet visar att transporter har relativt liten påverkan totalt sett men transporten till ”användare” syns även om den betyder mindre än diskningen. Ju tyngre mugg/låda desto större påverkan från transporter.

Diskningen har betydelse, men är relativt liten jämfört med råmaterialet. Icke-centraliserad diskning har inte analyserats men borde ge en lägre påverkan (p.g.a. ingen transport), men eventuellt högre påverkan (p.g.a. mindre effektivitet), och detta skulle möjligen kunna ta ut varandra. Bring Your Own skulle troligen ha större påverkan från diskning på grund av ineffektiv diskning

Vilka återanvändbara muggar och matlådor som bör användas for att uppnå störst miljönytta

Råvaruutvinningen dominerar för alla materialalternativ, utom för fossil PP där även förbränningen i avfallsskedet har en betydande klimatpåverkan.

Om ingen hänsyn tas till att glas eller stål kan användas fler gånger än plast blir glas och stål mycket sämre än plast på grund av större vikt och för att stål också har en större klimatpåverkan per kg material vid tillverkningen av materialet. Valet av material för behållare har alltså stor betydelse, och det/de material som kan användas flest gånger bör beaktas.

Den viktigaste faktorn för jämförelsen av de olika materialalternativen är den antagna vikten för behållarna. Ju större vikt desto större klimatpåverkan får förstås behållaren. I fallet ståltermos, så väger denna ungefär dubbelt så mycket som plastmuggarna den jämförs med. Här hade det varit önskvärt att analysera fler alternativ. En snabb analys gjordes (vars detaljresultat inte presenteras i rapporten) och denna visar att om ståltermosens vikt minskar med en tredjedel så behöver ståltermosen för att nå break-even jämfört med bio-baserad PE-mugg bara användas 400 gånger (att jämföra med de 730 gånger som denna studies resultat visar). Detta belyser verkligen att behållarvikten är helt avgörande och för att erhålla en rättvis jämförelse mellan olika material hade en djupare inventering behövts göras om vilka alternativ som finns och att inkludera ett flertal olika alternativ i analysen avseende behållarvikter. Det är en utmaning att göra jämförelser på icke-etablerade system och det blir lätt att man delvis jämför ”äpplen och päron”.

Det studien ändå signalerar är att fossil-baserad plast (i denna studie PP) sannolikt är det sämsta materialet ur klimatsynpunkt, vilket till stor del beror på att när behållaren förr eller senare förbränns så bidrar detta till fossil klimatpåverkan.

Det bio-baserade alternativet är bra ur klimatsynpunkt, främst eftersom förbränning av ett bio-baserat material inte bidrar till fossil klimatpåverkan, men också för att tillverkningen av materialet också är lägre även om det där finns en större osäkerhet då de data som använts i den här studien baseras på en LCA publicerad av en enda leverantör.

Stål har redan nämnts och här var utmaningen i analysen dels att försöka göra detta material rättvisa då det kan användas fler gånger än plastmaterialen, men också det som nämnts ovan att det varit svårt att definiera en produktvikt som är representativ i jämförelsen med de andra materialen.

Studien visar också att glas (som bara är relevant för matlådor) också är ett bra alternativ. Glas är lätt att hålla rent och bör därmed ha lång livslängd, men tappar man en glaslåda i golvet så går den sönder och det är därmed förstås svårt att veta hur många användningar som är rimliga i praktiken.

De olika resonemangen ovan visar på hur komplext det är att göra en sådan här analys, där de viktiga antaganden som måste göras påverkas resultaten väldigt mycket. För att summera är dessa viktiga antaganden;

- behållarnas vikter för att kunna jämföra samma funktion
- hur lång livslängd (hur många gånger en viss behållare kan användas jämfört med en annan behållare) vilket också har bäring på att jämföra samma funktion

Det ska också nämnas att en simulering genomfördes, där hänsyn togs till ”krediter” d.v.s. när produktion av genererad elektricitet och värme vid för bränning samt genererad plast i samband med återvinning ges en kredit som ska återspegla dess klimatnytta. Slutsatsen från detta var att det inte ändrar rangordningen mellan de olika materialalternativen samt att den relativa skillnaden dem emellan hamnar på en liknande nivå.

Övrigt

I ett intressentgruppmöte om den nya lagstiftningen för återanvändbara take-away förpackningar med representanter av branschen som organiserades av Naturvårdsverket den 24 januari 2023, kom det fram några diskussionspunkter som vi vill nämna här. Eftersom system för återanvändbara förpackningar för take-away mat och dryck inte finns etablerat än, saknas data att använda i studien som ledde till ett antal antagande om användningsfasen, såsom antal rotationer och materialval samt avgränsningar, såsom exkludering av bortfall (effektivitet av insamlingen).

Antagandet av 100 rotationer uppfattades av vissa för högt som baserades på befintliga pantsystem med glasflaskor t.ex. Våra beräkningar har visat upp att ett mindre antal rotationer i relativa värden inte leder till skillnader mellan förpackningar utan först när man når upp till break-even points i antal rotationer mellan förpackningar. Å andra sidan kom information av en plastproducent som tillhandahåller återanvändbara tallrikar till skolor i en sluten cirkel, att antalet rotationer blev så mycket som flera tusental som då baseras på tillämpad system i det offentliga.

Angående valet av termosmuggen i stål har nämnts i rapporten att en enkelvägg mugg i stål skulle ge mindre påverkan i resultat på grund av mindre vikt som är en stor del av klimatpåverkan av muggen. Eftersom uppdragets syfte inkluderades den Bring your own scenarion valdes att ta med ståltermos som en av de vanligaste produkter för take-away varm dryck.

Referenslista

Almeida, J., Pellec, M. L., & Bengtsson, J. (2018). Reusable coffee cups life cycle assessment and benchmark. Technical report, Edge Australia. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35083.13607.

Brynteson, M. & Lundqvist, E. (2022). RU Retur Litteraturöversikt, Intern rapport, Stockholm, Naturvårdsverket, Stockholm.

Burchart-Korol, D. (2013). Life cycle assessment of steel production in Poland: a case study. Journal of cleaner production, 54, 235-243.

Changwichan, K., & Gheewala, S. H. (2020). Choice of materials for takeaway beverage cups towards a circular economy. Sustainable Production and Consumption, 22, 34-44. https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.02.004 Closed Loop Partners (2021).

Charpentier, S. K. Hedvall, N. Laninge, O. Rexfelt, H. Strömberg (2022). Behavioural insight to promote reusable cups; a field study to reduce the use of single-use cups. Chalmers Industriteknik, 2022, https://www.oneplanetnetwork.org/knowledge-centre/projects/behavioural-insight-promote-reusable-cups-field-study-reducing-use-single Hämtat 30 januari 2023.

Coelho, P. M., Corona, B., ten Klooster, R., & Worrell, E. (2020). Sustainability of reusable packaging–Current situation and trends. Resources, Conservation & Recycling: X, 6, 100037. https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2020.100037

Gallego-Schmid, A., Mendoza, J. M. F., & Azapagic, A. (2018). Improving the environmental sustainability of reusable food containers in Europe. Science of The Total Environment, 628, 979-989. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.128

Gallego-Schmid, A., Mendoza, J. M. F., & Azapagic, A. (2019). Environmental impacts of takeaway food containers. Journal of Cleaner Production, 211, 41–427.

Gastro Sweden Tech AB. (u.d.) Maskindismedel MD-20. Hämtat från Gastrobutiken.se: https://www.gastrobutiken.se/FOR/Produkter/Ovrigt/Kemikalier/Maskindiskmedel-MD-20?id=DB102010 Hämtat 9 december 2022.

Johannesson, C., Sanne, K., Youhanan, L., Zhang, Y. (2019). Hejdå engångsmugg! Vilken kaffemugg är bäst för miljön? Livscykelanalys av engångsmuggar och flergångsmuggar för on the go-kaffe. IVL Svenska Miljöinstitutet på uppdrag av Håll Sverige Rent.

Johansson, Albin. (Personlig kontakt den 8 november 2022). Retursystemet och inverkan av return rate. Splitvision AB Stockholm, elektronisk korrespondens.

Jong, Annelise de, Maja Nellström, Lena Bergman Esk, Linda Glad, Hanna Lundén. (2021). Minskad användning av take away engångsförpackningar genom retursystem för flergångsmuggar och flergångsmatlådor, Rapport C589, IVL Svenska Miljöinstitutet, 2021.

Kemikalieinspektionen, (2022). Några vanliga plastsorter. https://www.kemi.se/kemikalier-i-vardagen/kemikalier-i-material/plast/nagra-vanliga-plastsorter Hämtat 6 december 2022.

Naturvårdsverket, 2021a. Industri, utsläpp av växthusgaser. https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-utslapp-fran-industrin/ Hämtat 30 december 2022.

Naturvårdsverket, 2021b. Metaller som miljögift. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/. Hämtat 30 december 2022.

Naturvårdsverket, 2022. Vanliga begrepp inom plast. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/plast/vanliga-begrepp-inom-plast/. Hämtat 31 december 2022.

Naturvårdsverket, 2023. Erbjuda servering i återanvändbara muggar och matlådor. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/plast/erbjuda-servering-i-ateranvandbara-muggar-och-matlador/, hämtat 11 januari 2023.

NorrlandsDisk, (u.d.). Diskskola. Hämtat från NorrlandsDisk: https://www.norrlandsdisk.se/diskskola/ den 9 december 2022

Rathore, D. K., Prusty, R. K., Kumar, D. S. & Ray, B. C. (2016). Mechanical performance of CNT-filled glass fiber/epoxy composite in in-situ elevated temperature environments emphasizing the role of CNT content. Composites. Part A, Applied science and manufacturing, 84, 364-376.

Real, L. E. P. (2022). Recycled Materials for Construction Applications: Plastic Products and Composites, Cham, Springer International Publishing AG.

SSAB. 2022. Stålets livscykel [Online]. https://www.ssab.com/sv-se/ssab-koncern/hallbarhet/hallbarhetsomraden/stalets-livscykel. Hämtat 30 december 2022.

Sveriges Institut för Standarder (2022). Förpackningar - Retursystem för återanvändbara förpackningar - hämtmat och dryck, SIS rapport WA 4_2022. https://www.sis.se/produkter/forpackningar-och-distribution/forpackningsmaterial-och-tillbehor/ss-siswa-42022/. Hämtat 24 januari 2023.

Sv.Techinfus (2019). Hur mycket vatten diskmaskin spenderar: vad flödet beror på. Hämtat från Techinfus.com: https://sv.techinfus.com/dlya-chistoty-i-poryadka/posudomoechnaya-mashina/skolko-vody-tratit.html. Hämtat 9 december 2022.

UNEP (2020). Single-use plastic take-away food packaging and its alternatives – Recommendations from Life Cycle Assessments. https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2020/10/Take-Away-food-containers_REPORT_LR.pdf. Hämtat 24 januari 2023.

UNEP. (2021). Single-use beverage cups and their alternatives – Recommendations from Life Cycle Assessments. https://www.lifecycleinitiative.org/library/single-use-beverage-cups-and-their-alternatives-lca/. Hämtat 24 januari 2023.

UNEP (2022). Supermarket food packaging and its alternatives – Recommendations from Life Cycle Assessments. https://www.lifecycleinitiative.org/library/single-use-supermarket-food-packaging-and-its-alternatives-recommendations-from-life-cycle-assessments/. Hämtat 24 januari 2023.

VTT. (2019). Life Cycle Analysis Study – Taking a closer look at paper cups for coffee. https://www.huhtamaki.com/globalassets/global/highlights/responsibility/taking-a-closer-look-at-paper-cups-for-coffee.pdf. Hämtat 24 januari 2023.

Widab, (2022). Storkök & restaurangutrustning med snabb leverans. https://www.widab.se/inspiration/allt-om-olika-diskmaskiner/?vat_disp=1. Hämtat den 9 december 2022.

5 Bilaga A - Sammanställning av för och nackdelar med olika material

Tabell 5.1: För- och nackdelar av olika material

	Fossilplast	Biobaserad plast	Glas	Metall
Fördel råvaruutvinning	• Oljespill är inte lika vanliga som vad de var förr.	• Förnybar råvara • Latexhandskar brukar komma från gummiträd, alltså är det en förnybar råvara.	• Förnybar råvara	• Förnybar råvara
Nackdel råvaruutvinning	• Är ej en förnybar råvara • Olja kan komma från t.ex. Ryssland och kräver då långa transportsträckor och tveksamma samarbeten • Växthusgasutsläpp som metan vid borrning för olja är vanligt. • Ljudföroreningar och förstöring av vildmark och land beroende på var borrningen sker. • Oljespill i vatten och mark kan leda till katastrofala miljökonsekvenser för den omgivande naturen. • Utsläpp av olja och kemikalier vid borrning och extraktion av olja och gas skadar djur och växtliv.	• Kräver mycket land för att odla grödorna som kan användas som t.ex. mat istället. • Utsläpp av bekämpningsmedel i jord och vattenmiljön.	• Energikrävande • Avger bly och arsenik vid tillverkning, går at ersätta med zink och ammonium som är mindre toxiskt.	• Energikrävande

	Fossilplast	Biobaserad plast	Glas	Metall
Fördel Miljöaspekter produktion	• Relativt billig tillverkning. • Enkelt att designa med den exakta formen och egenskaper man vill. • Kan göras både genomskinliga och ogenomskinliga. Kan göras med olika färger och texturer med olika additiv och tillverkningsmetoder.	• Det finns möjligheter till förbättrad produktion som kan leda till att bioplaster kan kosta mindre att tillverka i framtiden.	• Tungt, kräver mer bränsle vid transport	• Tungt, kräver mer bränsle vid transport
Nackdel Miljöaspekter produktion	• Det finns additiv och kemikalier i plasten och på ytan som kan orsaka hälsoproblem (t.ex. ftalater, BPA, Högflourerade ämnen och flamskyddsmedel8)	• Kräver fler steg i tillverkning än fossila plaster för att göra om till bränslematerial som görs till plast. • Kostar mer än fossila plaster att producera i dagsläget. • Mer komplex produktion än fossila plaster.		
Fördel återvinning och återanvändning	• PP återvinningsbart 4–5 gånger • PS är återvinningsbart ungefär 4–5 gånger.	Liknande egenskaper som fossil plast	Går att återanvända många gånger utan försämrad prestanda så länge helt.	Går att återanvända
Nackdel återvinning och återanvändning	• Det finns additiv och kemikalier i plasten och på ytan som kan finnas i plaster som kan orsaka hälsoproblem (t.ex. ftalater, BPA, Högflourerade ämnen och flamskyddsmedel8).	Liknande egenskaper som fossil plast	• Kräver relativt mycket energi för att återvinnas.	• Kräver relativt mycket energi för att återvinnas.
Fördel avfallshantering och nedskräpning	• PP är bionedbrytningsbar i UV-ljus • Hårda PP förpackningar kan återanvändas	Liknande egenskaper som fossil plast	Ej toxiskt	Ej toxiskt

	Fossilplast	Biobaserad plast	Glas	Metall
Nackdel avfallshantering och nedskräpning	• Stor CO2 utsläpp vid förbränning • Mikroplaster i naturen	• Är generellt ej bionedbrytbart i vare sig labbmiljö eller kompost. • Är det vanligtvis inte materialåtervunnen • Stor CO2 utsläpp vid förbränning • Mikroplaster i naturen	• Kan vara farligt/vasst i naturen • Lång tid för nedbrytning • Kan vara farligt/vasst i naturen • Kan ej energi utvinnas, genererar slagg	• Kan vara farligt/vasst i naturen • Lång tid för nedbrytning • Kan ej energi utvinnas, genererar metallskrot

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se