

Miljø- og klimaeffekter ved at vælge Svanemærket i offentlige indkøb

Udgivet af:
Miljømærkning Danmark

Projektleder:
Peter Skov Hansen

Forfattere:
Marie Kampmann Eriksen
Maggie Søndergaard
Mathilde Dahl
Julie Elleby
Marie Kristine Mikkelsen
Peter Skov Hansen

Kvalitetssikring:
Heidi Belinda Bugge

Version:
Version 1.0

Dato:
9. april 2025

Kontaktinformation:
Miljømærkning Danmark
Göteborg Plads 1
2150 Nordhavn
info@ecolabel.dk
www.svanemaerket.dk

© Miljømærkning Danmark 2025. Alle rettigheder forbeholdes.

Indholdsfortegnelse

1	Kort sammenfatning	4
2	Læsevejledning	9
3	Baggrund og formål	10
3.1	Oversigt over inkluderede produktgrupper	11
4	Metodevalg på tværs af produktgrupper	13
4.1	Valgte miljødimensioner og generel metode	13
4.1.1	Klima	13
4.1.2	Cirkulær økonomi	20
4.1.3	Uønsket kemi	21
4.2	Kriterier for udvælgelse af krav	22
5	Kemisk-tekniske produkter	24
5.1	Fælles metode	24
5.1.1	Udvælgelse af krav til uønsket kemi	24
5.1.2	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning	26
5.1.3	Metode til vurdering af uønsket kemi	28
5.2	Tekstilvaskemidler (006)	31
5.2.1	Baggrund	31
5.2.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	32
5.2.3	Udvælgelse af krav	33
5.2.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning	34
5.2.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	39
5.2.6	Resultater og konklusioner	39
5.3	Maskinopvask (017)	49
5.3.1	Baggrund	49
5.3.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	49
5.3.3	Udvælgelse af krav	50
5.3.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning	52
5.3.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	55
5.3.6	Resultater og konklusioner	56
5.4	Håndopvask (025)	64
5.4.1	Baggrund	64
5.4.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	64
5.4.3	Udvælgelse af krav	65
5.4.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning	67
5.4.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	70
5.4.6	Resultater og konklusioner – Håndopvask til forbrugere	71
5.5	Handsæbe	82
5.5.1	Baggrund	82
5.5.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	83
5.5.3	Udvælgelse af krav	84

5.5.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	85
5.5.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	88
5.5.6	Resultater og konklusioner	89
5.6	Plejeprodukter til transportmidler.....	96
5.6.1	Baggrund	96
5.6.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	98
5.6.3	Udvælgelse af krav	99
5.6.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	100
5.6.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	105
5.6.6	Resultater og konklusioner	106
6	Tekstilrelaterede produkter	116
6.1	Tekstiler (039)	116
6.1.1	Baggrund	116
6.1.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	118
6.1.3	Udvælgelse af krav	122
6.1.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	125
6.1.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	130
6.1.6	Resultater og konklusioner	132
6.2	Tekstiler der indeholder mikrofibere (083).....	142
6.2.1	Baggrund	142
6.2.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	143
6.2.3	Udvælgelse af krav	145
6.2.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	147
6.2.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	150
6.2.6	Resultater og konklusioner	151
7	Services	156
7.1	Fælles metode.....	156
7.1.1	Metode til vurdering af uønsket kemi	156
7.2	Rengøringstjenester (076).....	158
7.2.1	Baggrund	158
7.2.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	160
7.2.3	Udvælgelse af krav	162
7.2.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	165
7.2.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	170
7.2.6	Resultater og konklusioner	171
7.3	Tekstilservice (075).....	180
7.3.1	Baggrund	180
7.3.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	181
7.3.3	Udvælgelse af krav	184
7.3.4	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	186
7.3.5	Metode til vurdering af uønsket kemi	192
7.3.6	Resultater og konklusioner	192
8	Andre produktgrupper	201



8.1	Hæve-sænkeborde	201
8.1.1	Baggrund	201
8.1.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	204
8.1.3	Udvælgelse af krav	205
8.1.4	Metode til vurdering af uønsket kemi	208
8.1.5	Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning.....	211
8.1.6	Resultater og konklusioner	217
8.2	Genfremstillede tonerkassetter (008)	225
8.2.1	Baggrund	225
8.2.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	227
8.2.3	Udvælgelse af krav	231
8.2.4	Opstilling af proces LCA.....	232
8.2.5	Resultater og konklusioner	236
8.3	Engangsbleer til børn	242
8.3.1	Baggrund	242
8.3.2	Baggrund for kvalitativ miljøvurdering	245
8.3.3	Resultater af kvalitativ miljøvurdering.....	246
8.4	Nye bygninger (089)	249
8.4.1	Baggrund	249
8.4.2	Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots	252
8.4.3	Udvælgelse af krav	255
8.4.4	Resultater og konklusioner	260
9	Produktgrupper uden tilstrækkeligt datagrundlag.....	265
10	Refleksion, Læring og Fremtidsperspektiver	267

1 Kort sammenfatning

Projektets baggrund

Klimakrisen kræver handling fra alle samfundssektorer, og den offentlige sektor i Danmark spiller en afgørende rolle med et årligt indkøb på 415 milliarder kroner, hvilket svarer til 16 millioner tons drivhusgasudledning. Her er Svanemærket et oplagt redskab til at mindske både miljø- og klimaaftryk fra offentlige indkøb

Det officielle nordiske miljømærke Svanemærket sikrer, at certificerede produkter lever op til strenge miljøkrav, og at der er set på alle relevante miljøparametre i hele produktets livscyklus – fra produktion til bortskaffelse. Svanemærket gør det lettere for indkøbere at træffe mere miljømæssigt bæredygtige valg uden at skulle gennemgå komplekse miljøvurderinger, hvilket fremmer grøn omstilling i praksis. Samtidig skaber efterspørgsel på svanemærkede produkter og services i offentlige indkøb incitament for virksomheder til at udvikle mere miljømæssigt bæredygtige løsninger, og det kan dermed være med til at skabe langsigtede strukturelle ændringer, der fremmer en mere miljøvenlig udvikling på tværs af sektorer.

Projektet understøtter strategien “Grønne indkøb for en grøn fremtid” fra 2020 der bl.a har til hensigt at reducere klimaaftrykket fra offentlige indkøb ved at gøre det obligatorisk for offentlige indkøbere at vælge miljømærkede produkter senest i 2030 på områder, hvor der er tilstrækkelig konkurrence og ingen betydelig prisforskel.

Projektets formål

Formålet med projektet er at få et dybere indblik i forskellene mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter og services og dokumentere miljø- og klimaeffekterne ved at vælge Svanemærket i offentlige indkøb.

En central del af projektet er udarbejdelsen af en række detaljerede livscyklusanalyser (LCA'er). Disse LCA'er kortlægger produkternes miljøpåvirkning gennem hele deres livscyklus – fra produktion til bortskaffelse. Formålet er at skabe en mere præcis og kvantitativ forståelse af de klima- og miljømæssige fordele ved at vælge svanemærkede produkter.

Generel metodisk tilgang

Der er foretaget kvantitative effektvurderinger ved at sammenligne et gennemsnitligt svanemærket og ikke-svanemærket produkt/service på det danske marked (i enkelte tilfælde det nordiske marked). Resultaterne er derfor ikke repræsentative for specifikke produkter, men vurderer effekten bredt ud fra et gennemsnit af produkter på markedet. Sammenligninger er foretaget på følgende grundlag:

- **Det svanemærkede produkt/service** er defineret på baggrund af datapunkter estimeret ud fra krav, Svanemærket stiller, eller realiserede materiale- og forbrugsdata, som er indsamlet i certificeringsprocessen samt via tilgængelig og relevant faglitteratur og LCA-databaser.

- **Det ikke-svanemærkede produkt/service** er defineret på baggrund af data fra forskellige kilder, som fx publicerede gennemsnitsdata for markedet eller estimerede markedsgennemsnit på baggrund af specifikke markedsdata samt litteratursøgning. Det er tilstræbt, at alle datapunkter er baseret på et bredt og repræsentativt udsnit af markedet, fraregnet svanemærkede produkter.

Effekten af Svanemærkets kriterier er vurderet indenfor forskellige miljødimensioner, der er i overensstemmelse med Svanemærkets holistiske fokus som type I miljømærke:

- **Klimapåvirkning:** Hvor det har været muligt at kvantificere en forskel, er dette gjort med udgangspunkt i et CO₂-aftryk, baseret på LCA metode.
- **Cirkulær økonomi:** Hvor det har været muligt at kvantificere en forskel, er dette gjort baseret på en massestrømsanalyse af input og output.
- **Uønsket kemi:** Hvor det har været muligt, er der foretaget en kvantitativ vurdering af uønsket kemi. Metoden har varieret alt efter tilgængeligt data for den analyserede produktgruppe. Dette har inkluderet vurderinger baseret på data fra Tænks Kemiluppen, offentligt tilgængelige sikkerhedsdatablade og information fra litteraturen.

Svanemærket ser på alle relevante miljøparametre i produktets livscyklus. Det betyder, at Svanemærket stiller en lang række krav, som ikke indgår i beregningerne – fx krav, der har fokus på at fremme biodiversiteten. Denne miljøparameter er dog ikke inddraget i projektet, da der på nuværende tidspunkt ikke er valide metoder og data til at måle effekten.

Metodiske begrænsninger

Det har kun været muligt at kvantificere effekten af udvalgte krav, da det kræver, at alle nedenstående punkter er opfyldt:

1. Svanemærkets krav skal være stillet på en sådan måde, at det kan kvantificeres på en form, som kan indgå i vurderingerne af enten klima, cirkulær økonomi og/eller uønsket kemi.
2. Information, svarende til det Svanemærket sætter krav til, skal være tilgængelig for alternative ikke-svanemærkede produkter på markedet i en sådan udstrækning, at der med rimelighed kan antages et gennemsnit for markedet, som et gennemsnitligt svanemærket produkt kan sammenlignes med.
3. For at kunne vurdere klimapåvirkningen, er det ligeledes nødvendigt, at eksisterende LCA-databaser eller tilgængelig LCA-litteratur indeholder datasæt, der i tilstrækkelig grad repræsenterer informationen fundet i de forrige punkter.

Da det kun er et mindre udvalg af krav, der lever op til ovenstående, viser resultaterne af de kvantitative vurderinger derfor ikke effekten af alle krav i Svanemærkets kriterier. Fx har det ikke været muligt at vurdere forskellen i kemikaliesammensætning for svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter i LCA-metoden.

Desuden har det været nødvendigt at lave en række antagelser i de kvantitative vurderinger af klima og cirkulær økonomi, som har indflydelse på resultaterne. I rapporten præsenteres

teres resultaterne derfor både for et basisscenarie og et varierende antal sensitivitetsscenarier, og klimapåvirkningsresultaterne præsenteres både som et gennemsnit, samt med en mulig variation fra gennemsnittet.

Overordnede konklusioner og diskussion

Rapporten inkluderer vurderinger af 13 produkt- og servicegrupper, hvor det for 13 af dem har været metodisk muligt at udføre kvantitative vurderinger.

De 13 produkt- og servicegrupper er følgende:

- Tekstilvaskemidler
- Maskinopvask
- Håndopvask
- Plejeprodukter til transportmidler
- Handsæbe
- Genfremstillede tonerkassetter
- Tekstiler
- Tekstiler der indeholder mikrofibre
- Møbler
- Rengøringstjenester
- Tekstilservice
- Engangsbleer til børn
- Nye bygninger

For samtlige 13 produkt- og servicegrupper blev der fundet en effekt i minimum 1 miljødimension (klima, cirkulær økonomi, uønsket kemi) og i de fleste tilfælde i alle tre.

I forhold til:

- **Klima** er forskellen mellem 5% og 63% for de forskellige beregninger, som ofte stammer fra et reduceret energi- eller materialeforbrug
- **cirkulær økonomi** udmærker de Svanemærkede produkter sig ved at udvise høj kvalitet, lang levetid og med fokus på at kunne genbruges og siden genanvendes. I de enkelte beregninger er der sat procenter på estimeret øget levetid, genfremstilling eller genanvendelse.
- **uønsket kemi** er det for alle 13 analyser påvist, at svanemærkede produkter har et mærkbart reduceret indhold af uønsket kemi sammenlignet med markedet.

Ser man eksempelvis på klimaberegningerne ift. nye bygninger, viser de, at svanemærkede daginstitutioner i gennemsnit er væsentligt mere energieffektive end andre daginstitutioner. Svanemærkede daginstitutioner bruger således kun 67% af den lovfastsatte energiramme i gennemsnit sammenlignet med 86,3% for offentlige institutioner generelt.

Et andet eksempel, hvor der ses en markant klimaeffekt, er ved svanemærkede tonerkassetter, der har en gennemsnitlig klimabesparelse på 44% sammenlignet med ikke-svanemærkede tonerkassetter.

Ser man på cirkulær økonomi indenfor samme produktkategori, viser beregningerne, at hele 85% af komponenterne i svanemærkede tonerkassetter genbruges, mod kun 15% for gennemsnitlige, hvilket er med til at fremme en mere cirkulær økonomi.

For kemikalier er der generel en stor forskel på svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. Det gælder fx håndsæber, tekstilvaskemidler og opvasketabs, hvor både potentielt allergifremkaldende og miljøskadelige kemikalier, som er bredt anvendt i ikke-svanemærkede produkter, undgås i svanemærkede produkter. Dette afspejles bl.a. i TÆNKES "Kemiluppen", hvor 83% af de svanemærkede håndsæber eksempelvis får en A-kolbe mod kun 7% af de ikke-svanemærkede.

Rapporten påviser betydelige forskelle ved samtlige 13 produkt- og servicegrupper, selvom analyseresultaterne kun dækker en begrænset del af de krav, der stilles til svanemærkede produkter, ligesom det kun har været muligt at lave effektberegninger på de områder, hvor der er data at sammenligne med.

De detaljerede resultater præsenteres i resultatafsnittene for den enkelte produktgruppe, hvor klima, cirkulær økonomi og uønsket kemi præsenteres. Alle resultatafsnit starter med en figur med opbygning som vist nedenfor, der kort opsummerer resultaterne.



Under klima er det muligt at se, hvilke livscyklusfaser og hvilke af Svanemærkets krav der er inkluderet i beregningerne samt de overordnede resultater af den udførte LCA/analyse. Resultaterne vises som en procentvis forskel på konventionelle og svanemærkede produkter og services.



Under cirkulær økonomi er det muligt at se den estimerede effekt af udvalgte af Svanemærkets krav inden for cirkulær økonomi. De parametre der præsenteres inden for cirkulær økonomi er blandt andet levetid, genbrug, genanvendelighed og ressourceforbrug. Resultaterne vises som en procentvis forskel på konventionelle og svanemærkede produkter og services.



Under uønsket kemi er det muligt at se forskellen mellem indholdet af uønsket kemi i svanemærkede og konventionelle produkter og services. Forskellen er baseret på de af Svanemærkets krav, hvor det har været muligt at finde markedsdata. Markedsdata kan enten være fundet ved gennemgang af sikkerhedsdatablade, gennemgang af data i kemiluppen eller gennemgang af relevant litteratur.

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at de beregnede miljøpotentialer af svanemærkede produkter og serviceydelser ofte kun opnås, hvis produkterne håndteres af brugeren efter hensigten, fx ved at overholde de angivne doseringer eller sortere emballage korrekt. Derudover bør det fremhæves, at resultaterne også afspejler den tilgængelige data, hvilket betyder at for nogle produktgrupper har det ikke været muligt at beregne nogen forskel, da der ikke har været tilstrækkelig og pålidelige data til rådighed.

Det er vigtigt at understrege, at projektets resultater bygger på realiserede data og eksisterende produkter på markedet, og derfor giver et øjebliksbillede af situationen. Samtidig skal man være opmærksom på, at Svanemærkets krav løbende bliver strammet: Nogle krav er netop blevet revideret, mens andre står over for en revision. Når det offentlige vælger svanemærkede produkter, opnås der derfor ikke kun en gevinst her og nu, men også en langsigtet investering i løbende forbedringer, som er med til at trække markedet i en mere bæredygtig retning.

Projektet har desuden vist, at udarbejdelse af livscyklusanalyser for produkter og serviceydelser er en kompleks proces, hvor en stor del af miljøpåvirkningen afhænger af brugerens håndtering – for eksempel korrekt dosering og affaldssortering – hvilket kan have en betydelig indvirkning på det samlede miljøaftryk. Desuden er data ofte begrænsede og har lav gennemsigtighed, hvilket vanskeliggør sammenligninger med andre studier. Det fremgår også, at flere af Svanemærkets krav forventeligt har en positiv klimapåvirkning, men er vanskelige at kvantificere, fordi de nødvendige data ikke er tilgængelige.

I forhold til uønsket kemi er tilgangen overvejende baseret på sikkerhedsdatablade og data fra Tænks Kemiluppen, hvilket reducerer antallet af antagelser og usikkerheder, som ellers kan opstå ved livscyklusvurderinger af klimaeffekter. Her handler det i stedet om konkret dokumentation af stoffer i produkterne eller i produktionsprocessen. For de konventionelle produkter dog begrænset til den kemikalieinformation, der er tilgængelig på sikkerhedsdatablade og dermed ikke den fulde information.

For cirkulær økonomi bygger vurderingerne primært på undersøgelser af emballage i butikker samt data fra videnskabelige kilder. Dette mindsker ligeledes behovet for antagelser.

Fremadrettet kan projektet fungere som en hjørnesteen i følgende initiativer:

- Støtte op om strategien "Grønne indkøb for en grøn fremtid", hvor projektets resultater på sigt kan sammenholdes med andelen af miljømærkede indkøb i det offentlige og derigennem estimere en effekt¹.
- Forbedre data i fx Exiobase, som på nuværende tidspunkt ikke kan skelne mellem konventionelle produkter og produkter med en lavere miljøbelastning. Her kan resultater for projektet være med til at udvikle nogle "grønne alternativer" i exiobase, og derigennem:
 - Støtte kommuner og offentlige institutioner i udarbejdelse af deres klimaregnskaber for deres indkøb, da de ofte anvender Exiobase²
 - Støtte Energistyrelsens arbejde med beregning af klimaaftrykket for det offentlige forbrug.
- Bidrage til vidensopbygning i Miljømærkning Danmark og dermed være med til at sikre, at produkter og services med Svanemærket forsat vil være blandt de mindst miljøbelastende produkter på markedet.

¹ For at kunne vurdere denne effekt kvantitativt er det nødvendigt at have adgang til data om andelen af miljømærkede produkter. Disse data var ikke tilgængelige i projektperioden, men vil på sigt gøre det muligt at beregne den samlede effekt af strategien.

² Resultaterne fra projektet kan i sagens natur ikke bruges til at sammenligne to produkter direkte. De bør i stedet ses som et værktøj til at vurdere, hvilken effekt det har, at det offentlige i stigende grad køber svanemærkede produkter.

2 Læsevejledning

Denne rapport repræsenterer hovedrapporten, og er den første ud af 2 rapporter, der dokumenterer arbejdet i projektet "2.1 Måling af udviklingen i det grønne indkøb".

Kapitel 3 og 4 i denne rapport er relateret til generelle aspekter af projektet og metoden, hvorimod kapitel 5-9 indeholder beskrivelser af de individuelle produktgrupper, der er lavet en miljøvurdering af. Disse kapitler er alle inddelt i følgende emner:

- X.1 Baggrund
- X.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots
- X.3 Udvælgelse af krav
- X.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning
 - X.4.1 Funktionel enhed og referenceflow
 - X.4.2 Systemopbygning og scenarier
 - X.4.3 Datagrundlag for basisscenariet
- X.5 Resultater og konklusioner
 - X.5.1 Klimapåvirkning
 - X.5.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse
 - X.5.3 Uønsket kemi

I denne første rapport, hovedrapporten, er der præsenteret et overblik over opstillingen af, og data brugt i, LCA'erne for hver produktgruppe, samt resultaterne af de individuelle analyser. Hensigten med dette er at give et hurtigt overblik over, og en grundlæggende forståelse af, systemerne for hver produktgruppe. Mere detaljerede beskrivelser, argumenter for valg af antagelser og lignende er beskrevet i en separat bilagsrapport.

3 Baggrund og formål

Den offentlige sektor i Danmark spiller en central rolle i den grønne omstilling gennem sine årlige indkøb på ca. 415 milliarder kroner. I 2020 lancerede regeringen strategien "Grønne indkøb for en grøn fremtid" med det formål at reducere klimaafttrykket af de offentlige indkøb og fremme bæredygtighed gennem en systematisk anvendelse af officielle miljømærker som Svanemærket og EU-Ecolabel. Strategien indebærer, at det offentlige frem mod 2030 i stigende grad skal prioritere miljømærkede produkter på områder, hvor det er praktisk og økonomisk muligt, for at understøtte Danmarks klimamål og skubbe markedet i en mere bæredygtig retning.

En af de store udfordringer i implementeringen af strategien er manglen på detaljeret og sammenhængende data om udviklingen i det offentlige grønne indkøb. Indtil videre har det kun været muligt at opgøre udviklingen for enkelte produktgrupper, fx økologiske fødevarer, men en bredere og mere systematisk analyse af hele det offentlige indkøb har været vanskelig at gennemføre. Dette skyldes blandt andet, at data om indkøb og produkters miljøpåvirkning ikke er systematisk integreret i eksisterende indkøbssystemer.

For at overvinde denne udfordring er projektet "2.1 Måling af udviklingen i det grønne indkøb" blevet igangsat. Projektet sigter mod at etablere en metode til systematisk måling af udviklingen i offentlige grønne indkøb ved at integrere data fra fakturaer, e-kataloger og miljødatabaser. En central del af projektet er at udvikle en model, der kombinerer disse data for at muliggøre en mere detaljeret og tværoffentlig analyse af det grønne indkøb. SKI's eksisterende indkøbsdatabase, der dækker en stor del af de kommunale og statslige indkøb, spiller en nøglerolle i dette arbejde. Miljømærkning Danmark har leveret data til SKI, men der er kun få overlap mellem SKI's database og Miljømærkning Danmarks database. Dette har gjort det nødvendigt at indsamle supplerende data fra leverandørerne, en opgave som Miljømærkning Danmark har bidraget til.

Når det bliver muligt at monitorere udviklingen i de offentlige grønne indkøb, vil man også gerne kunne vurdere effekten af strategien og dokumentere, hvordan en øget andel af miljømærkede produkter påvirker det samlede klimaafttryk. På nuværende tidspunkt er dette dog ikke muligt, da der endnu ikke findes tilstrækkelige data til at foretage en sådan effektvurdering. Netop denne problemstilling, at skabe en præcis og systematisk metode til at vurdere forskellen mellem miljømærkede og ikke-miljømærkede produkter, er omdrejningspunktet for denne rapport.

Projektet bygger på en kvantitativ metode, hvor livscyklusanalyser (LCA) anvendes til at beregne og sammenligne miljøpåvirkningen fra miljømærkede og ikke-miljømærkede produkter. Analyserne omfatter tre centrale miljødimensioner: klimaafttryk (CO₂-udledning), cirkulær økonomi (levetid, genanvendelighed) og uønsket kemi (kemikalieindhold i produkter). Dette udviklingsarbejde er samtidig til gavn for Miljømærkning Danmark, da det giver mulighed for at dykke dybere ned i centrale dataudfordringer og skabe en mere præcis forståelse af miljømærkernes betydning. De indhentede data og analyser kan understøtte arbejdet med at forbedre eksisterende miljødatabaser samt styrke vidensgrundlaget for fremtidige kriterieudviklinger.

Projektets resultater forventes at give værdifulde indsigter, der kan understøtte beslutningstagning i den offentlige sektor, forbedre eksisterende miljødatabaser som Exiobase og bidrage til en mere effektiv monitorering af den grønne omstilling inden for offentlige indkøb. Samtidig vil projektet skabe grundlag for at opstille mere præcise klimamål for offentlige indkøb og dermed styrke Danmarks overordnede strategi for bæredygtig udvikling.

3.1 Oversigt over inkluderede produktgrupper

Udvælgelsen af produktgrupper i dette projekt er primært baseret på det reviderede udkast til cirkulære om miljø- og energihensyn ved statslige indkøb. Cirkulæret fastsætter krav om miljømærket indkøb for en række produktgrupper samt angiver produktområder, der kan blive omfattet i fremtiden. Arbejdet har derfor fokuseret på de grupper, der enten allerede er inkluderet i udkastet til cirkulæret, eller som vurderes at være relevante i en kommende revision.

Produktgrupperne er udvalgt ud fra tre hovedkriterier:

- Obligatoriske produktgrupper: De produktgrupper, hvor der allerede er krav om miljømærket indkøb i cirkulæret.
- Produktgrupper, der er nævnt i cirkulæret som potentielt kommende krav: Disse produktgrupper overvejes til fremtidig regulering, og der er derfor en særlig interesse i at forstå deres miljøpåvirkning.
- Produktgrupper med høj miljø- og klimarelevans: udover de grupper, der eksplicit nævnes i cirkulæret, er enkelte andre produktgrupper inddraget, fordi de har væsentlig betydning for grønne indkøb og den europæiske regulering.

Et eksempel på en produktgruppe, der er inddraget af denne grund, er tekstiler. Tekstilprodukter er i øjeblikket ikke eksplicit inkluderet i cirkulæret, men er en væsentlig produktkategori i forbindelse med den europæiske regulering, herunder Product Environmental Footprint (PEF) og Ecodesign-forordningen. Der er i stigende grad fokus på at stille miljøkrav til tekstiler, og det vurderes, at gruppen på sigt vil få større betydning i offentlige indkøb.

Overordnet set er valget af produktgrupper foretaget for at understøtte strategien Grønne indkøb for en grøn fremtid og sikre, at der skabes et solidt datagrundlag for måling af udviklingen i offentlige grønne indkøb.

Produktkategori	Relevans	Miljømærkede produktgrupper ¹
Tekstilvaskemidler	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	006
Maskinopvask	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	017 (opvasketabs)
Håndopvask	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	025
Plejeprodukter til transportmidler	Er nævnt i cirkulæret, som mulige fremtidig produktgrupper.	013
Håndsæbe	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	023
Genfremstillede tonerka-sætter	Er nævnt i cirkulæret, som mulige fremtidig produktgrupper.	008
Tekstiler	Relevant i forhold til PEF og Ecodesign	039 (tekstiler)
Tekstiler der indeholder mikrofibere	Er nævnt i cirkulæret, som mulige fremtidig produktgrupper.	083
Møbler (Hæve-sænkeborde)	Er nævnt i cirkulæret, som mulige fremtidig produktgrupper.	031
Rengøringstjenester	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	076 (almindelig rengøring)
Tekstilservice	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	075
Nye bygninger	Er nævnt i cirkulæret, som mulige fremtidig produktgrupper.	089
Hygiejneprodukter	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	023 (børnebleer)
Batterier	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	001, 030
Papirprodukter	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	005, 044, 049
Trykkerier og tryksager	Er omfattet af krav om miljømærket indkøb i cirkulæret	041

¹⁾ En liste over navne på alle produktgrupper findes i Bilag A.

4 Metodevalg på tværs af produktgrupper

Dette afsnit beskriver den overordnede metodiske tilgang, der er anvendt på tværs af de analyserede produkt- og servicegrupper i projektet. Der fokuseres på tre centrale miljødimensioner: klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi. For hver dimension redegøres der for den anvendte metode, herunder opstilling af scenarier, håndtering af usikkerheder, datagrundlag og analyseværktøjer. Afsnittet forklarer også de kriterier, der ligger til grund for udvælgelsen af de svanemærkekrav, som indgår i de kvantitative vurderinger.

4.1 Valgte miljødimensioner og generel metode

I projektet er det blevet tilstræbt, at kvantificerer effekten af svanemærkets kriterier, indenfor de tre nedenstående miljødimensioner:

- Klima
- Cirkulær økonomi
- Uønsket kemi

Disse er valgt, da de repræsenterer forskellige aspekter af miljøproblematikken, og dermed giver et mere holistisk billede af effekten af svanemærkets kriterier, end hvis der kun var inkluderet en enkelt miljødimension, samtidig med, at de passer til svanemærkets fokusområder.

Generelle metodiske aspekter, relateret til vurdering og kvantificering af hver af de tre miljødimensioner, er givet i de følgende afsnit.

4.1.1 Klima

På tvær af alle produkt- og servicegrupperne, der er analyseret i denne rapport, har vurderingen af klimadimensionen taget udgangspunkt i udledninger af CO₂-ækvivalenter (CO₂-eq.), som det givne produkt eller service kan forventes at være ansvarlig for. For de produkt- og servicegrupper, hvor det har været muligt at kvantificere en effekt ift. klima, er effekten blevet estimeret på baggrund af en tilskrivnings LCA (attributional LCA), hvor resultaterne udelukkende har fokuseret på miljøpåvirkningskategorien *Global Warming*.

Gennemgående metodiske aspekter, relateret til opstillingen af LCA'erne, er beskrevet i de følgende afsnit og inkluderer beskrivelse af:

- Definition af scenarier og følsomhed (afsnit 4.1.1.1)
- Håndtering af datavariation og usikkerheder (afsnit 4.1.1.2)
- Anvendte el og varmemixes (afsnit 4.1.1.3)
- Allokering af miljøgevinster mellem livscyklusser (afsnit 4.1.1.4)
- Software, databaser og LCIA-metode (afsnit 4.1.1.5)

4.1.1.1 Definition af scenarier og følsomhed

For alle produktgrupper defineres der et basisscenarie, samt et varierende antal følsomhedsscenarier, alt efter hvad der vurderes som relevant for den givne produktgruppe.

For alle scenarier gælder, at de som udgangspunkt inkluderer hele livscyklussen, dvs. processer fra *cradle to grave*, med særligt fokus på de processer/parametre, hvor det har været muligt at kvantificere effekten af svanemærkets krav, og hvor der dermed kan forventes en forskel på et svanemærket og et alternativt ikke-svanemærket produkt på markedet. For enkelte produktgrupper, hvor det ikke har været muligt at dokumentere forskelle i specifikke livscyklusfaser, og hvor datagrundlaget er sparsomt eller ikkeeksisterende, undlades klimapåvirkningen fra disse livscyklusfaser fra analysen. Dette vil blive specificeret i forbindelse med de enkelte produktgrupper.

Basisscenariet er det scenarie, som størstedelen af resultatfortolkningen tager udgangspunkt i. Grundet den store variation i typen af produkter som dette studie håndterer, vil der være små variationer i, hvordan basisscenarierne defineres. Som hovedregel vil følgende dog oftest være gældende:

- Basisscenarierne repræsenterer *potentialet* af et produkt. Dette betyder fx at angivne doseringer antages at blive fulgt, eller at et produkt antages at blive brugt i dets fulde levetid.
- For produktgrupper, hvor det analyserede produkt bruges sammen med andre ressourcer i brugsfasen (fx kræver brug af en opvasketab vand og el til at køre opvaskemaskinen), medtages disse ekstra ressourcer ikke, hvis brugen af dem forventes at være fuldstændig uafhængig af, om det analyserede produkt er svanemærket eller ej.

Som det ses ovenfor, tager basisscenariet som udgangspunkt ikke højde for forskel i brugeradfærd, selvom brugeradfærd potentielt kan have en væsentlig indflydelse på resultaterne. Antagelser om brugeradfærd, indflydelse af en brugsfase og eventuelt andre relevante aspekter, vil derfor blive analyseret gennem definition af et relevant antal følsomhedsscenarier.

Den præcise definition af basisscenariet, samt relevante følsomhedsscenarier, vil blive specificeret i forbindelse med de enkelte produktgrupper.

Resultater for basisscenariet, samt alle relevante følsomhedsscenarier, vil blive præsenteret som vist i Tabel 1.

Tabel 1 Visualisering af resultatpræsentation for gennemsnitsværdierne, med udgangspunkt i et tænkt eksempel. Farvekoderne er inddelt som givet efter oversigten nedenfor.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	0,05	0,06	0,01	17
Følsomhedsscenarie 1	0,20	0,21	0,01	4
Følsomhedsscenarie 2	0,081	0,086	0,005	6

Resultaterne af livscyklusanalysen viser forskelle i klimapåvirkningen mellem svanemærkede og konventionelle produkter, baseret på den tilgængelige data. Disse forskelle bør dog tolkes med en vis forsigtighed, da der altid er metodiske og datamæssige usikkerheder forbundet med denne type analyser. Desuden kan forskellen i klimapåvirkning variere afhængigt af produktkategori, da nogle dele af produktet, eksempelvis emballagen, kan have en væsentlig forskel, mens den samlede forskel for hele produktet fremstår mindre i en relativ vurdering.

Når det svanemærkede produkt har en mere end 10 % lavere klimapåvirkning end det konventionelle alternativ, tyder resultaterne på, at det har en markant lavere påvirkning. Hvis forskellen ligger mellem 5 % og 10 %, indikerer analysen, at det svanemærkede produkt sandsynligvis har en lavere klimapåvirkning, men med en vis usikkerhed.

Hvis forskellen er mellem -5 % og 5 %, betyder det ikke nødvendigvis, at de to produkter har præcis samme klimapåvirkning – men snarere, at forskellen ikke er signifikant ud fra den tilgængelige data. Små variationer kan skyldes metodiske forhold eller forskelle i antagelser i analysen. For visse produktgrupper kan en sådan forskel dække over større variationer i specifikke produktdele, fx emballage, men hvor den samlede klimapåvirkning for hele produktet ikke adskiller sig markant.

I nogle tilfælde kan et svanemærket produkt have forbedringer på andre miljøparametre end klima, som ikke nødvendigvis afspejles i en ren klimavurdering. Derfor giver analysen et vigtigt indblik i potentielle forskelle, men bør altid vurderes i sammenhæng med produktets samlede miljøprofil, de underliggende forudsætninger og usikkerheder.

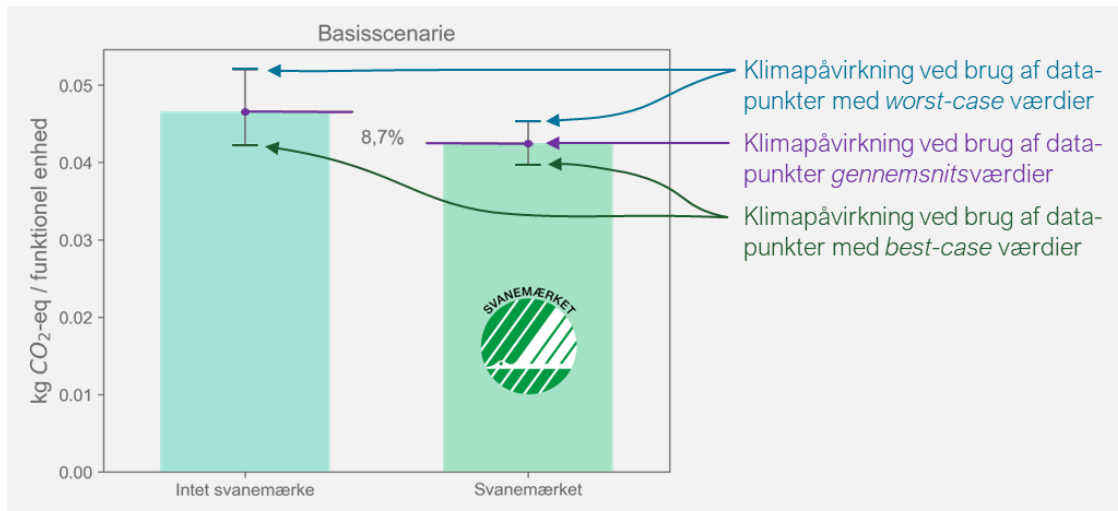
4.1.1.2 Håndtering af datavariation og usikkerheder

I alle tilfælde, hvor der findes datapunkter der kan variere, for både svanemærkede- og ikke-svanemærkede produkter, defineres der 3 værdier for hvert datapunkt:

- Gennemsnitsværdien
- Værdien i en *best-case* situation
- Værdien i en *worst-case* situation

I de fleste tilfælde sættes *best-case* værdien som den mest klimamæssigt fordelagtige fundet i dataindsamlingsprocessen, hvorimod *worst-case* værdien repræsenterer den mindst klimamæssigt fordelagtige værdi. Gennemsnitsværdien beregnes enten som et gennemsnit af *best-* og *worst-case* værdien, eller som et gennemsnit af alle datapunkterne indsamlet i dataindsamlingsprocessen, hvis der kendes flere end *best-* og *worst-case* værdierne. I tilfælde hvor det kun har været muligt at finde en enkelt værdi for et datapunkt, hvor det vides, at datapunktets værdi er afgørende for analysens resultat, så benyttes der en usikkerhed på $\pm 10\%$, for at definere *best-* og *worst-case* værdien.

Klimapåvirkningen beregnes med alle tre dataværdier, hvilket resulterer i figurer der viser en gennemsnitsværdi, samt en mulig variation. En illustration af resultater for et tænkt eksempel, med forklaring af variationen, er givet i Figur 1.



Figur 1 Forklaring af resultatvisualisering med brug af *gennemsnits*-, *best*-, og *worst-case* dataværdier for datapunkter der kan variere.

4.1.1.3 Anvendte el og varmemixes

Da analysen af klimapåvirkninger tager udgangspunkt i en tilskrivnings-LCA (attributional LCA), benyttes der i analysen gennemsnitlige elektricitets- og varmemix fra databasen Ecoinvent (se mere i afsnit 4.1.1.5).

For brug af elektricitet i Danmark er der anvendt datasættet *market for electricity, medium voltage, DK*, som er baseret på sammensætningen af energikilder, angivet i Tabel 2.

Det er svære at sige, hvad der er en gennemsnitlige energisammensætning for varme i Danmark, da det afhænger af, om varme kan produceres lokalt og afhænger af, om den bruges i husholdningen eller i industri. Derfor anvendes der forskellige varme-datasæt i de forskellige analyser, alt efter hvad der vurderes som den gennemsnitlige varmekilde i det enkelte tilfælde. Her er fjernvarme modelleret efter energisammensætningen angivet i Tabel 3, baseret på tal fra Dansk Fjernvarme for 2022³.

³ Dansk Fjernvarme: <https://danskfjernvarme.dk/viden-vaerktoejer/udgivelser/faktaark-om-fjernvarmesystemer>, besøgt i September 2024.

Tabel 2 Oversigt over energisammensætningen i det anvendte elektricitetsdatasæt fra Ecoinvent: *market for electricity, medium voltage, DK*.

Energikilde	Andel
Elektricitet fra vind produceret i Danmark	37 %
almport af elektricitet fra Tyskland	8 %
Import af elektricitet fra Holland	2 %
Import af elektricitet fra Norge	19 %
Import af elektricitet fra Sverige	14 %
Elektricitet fra biogas produceret i Danmark	1 %
Elektricitet fra kul produceret i Danmark	6 %
Elektricitet fra naturgas produceret i Danmark	2 %
Elektricitet fra træflis produceret i Danmark	9 %
Andre elektricitetsbaserede kilder produceret i Danmark	1 %
Elektricitet fra affaldsforbrænding i Danmark	1 %
<i>Total</i>	<i>100 %</i>

Tabel 3 Oversigt over den estimerede energisammensætningen i fjernvarmedatasættet, baseret på data fra Dansk Fjernvarme³, samt den anvendte Ecoinvent proces.

Energikilde	Andel	Ecoinvent proces
Naturgas	8 %	heat and power co-generation, natural gas, conventional power plant, 100MW electrical, DK
Olie	1 %	heat and power co-generation, oil, DK
Kul	6 %	heat and power co-generation, hard coal, DK
Affald	21 %	heat, from municipal waste incineration to generic market for heat district or industrial, other than natural gas, DK
El	4 %	market for electricity, medium voltage, DK
Solvarme	1 %	<i>Tom proces</i>
Halm	12 %	heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014, DK
Skovflis	26 %	heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014, DK
Træpiller	13 %	heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014, DK
Træaffald	4 %	heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW, state-of-the-art 2014, DK
<i>Total</i>	<i>96 %</i>	

4.1.1.4 Allokering af miljøgevinster mellem livscyklusser

Allokering af miljøpåvirkninger og gevinster mellem livscyklusser bliver i dette studie imødekommet ved brug af *the circular footprint formula* (CFF), som er udviklet og anbefalet af Europa Kommissionen og som netop kan bruges til at fordele miljøgevinster mellem livscyklusser, og undgå dobbeltcounting⁴.

I CFF estimeres miljøpåvirkning relateret til materialeforbruget, og eventuel genanvendelse af materialer, ved brug af følgende formel:

$$(1 - R_1)E_V + R_1 \times \left(A \times E_{\text{recycled}} + (1 - A)E_V \times \frac{Q_{\text{sin}}}{Q_P} \right) + (1 - A)R_2 \times \left(E_{\text{recyclingEoL}} - E_V^* \times \frac{Q_{\text{sout}}}{Q_P} \right)$$

I formlen er parametrene defineret således:

- A:** Allokationsfaktor af miljøpåvirkninger og gevinster mellem udbyder og bruger af genanvendte materialer.
- R₁:** Andelen af genanvendt inputmateriale, der kommer fra den forrige livscyklus
- R₂:** Andelen af materiale i produktet, som vil blive det genanvendt eller genbrugt materiale i den næste livscyklus. R₂ skal tage højde for tab og ineffektivitet i genanvendelsesprocessen og derfor måle outputtet fra genanvendelse eller genbrug. *I dette studie er tabet i genanvendelsen summen af tabet i sorterings- og oparbejdningsprocesserne.*
- Q_{sin}:** Kvalitet af det indgående sekundære materiale, der bruges i produktet, dvs. kvaliteten af det genanvendte materiale, idet det erstatter nyt materiale. *I dette studie er Q_{sin} som udgangspunkt antages at være lig med Q_p, med mindre andet er specifikt angivet.*
- Q_{sout}:** Kvalitet af det udgående sekundære materiale fra genanvendelsen, dvs. kvaliteten af det genanvendte materiale, idet det erstatter nyt materiale. *I dette studie er Q_{sout} som udgangspunkt antages at være lig med Q_p, med mindre andet er specifikt angivet.*
- Q_p:** Kvaliteten af det primære materiale, der antages at erstattes af genanvendt materiale.
- E_v:** Specifikke emissioner og ressourcer forbrugt (per funktionel enhed) som følge af erhvervelse og forbehandling af virgint materiale.
- E_v^{*}:** Specifikke emissioner og ressourcer forbrugt (per funktionel enhed) som følge af erhvervelse og forbehandling af det virgine materiale, der antages at blive erstattet af genanvendt materiale.
- E_{recycled}:** Specifikke emissioner og ressourcer forbrugt (per funktionel enhed) som følge af genanvendelsesprocessen for det genanvendte materiale, som bruges i produktet, inklusive indsamling, sortering og transport.
- E_{recycledEoL}:** Specifikke emissioner og ressourcer forbrugt (per funktionel enhed) som følge af genanvendelsesprocessen for det genanvendte materiale ved EOL, inklusive indsamling, sortering og transport

⁴ EU (2021). Recommendations on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations.

Et af de vigtigste aspekter ved CFF er, at formelen bruger en fordelingsfaktor, A , til at fordele påvirkninger og gevinster fra genanvendelse mellem det første og det andet produktsystem. Konceptet er, at en A -andel af miljøpåvirkningerne allokeres til brugen af genanvendt materiale i produktionen, mens en $(1-A)$ -andel allokeres til produktionen af genanvendt materiale, når/hvis produktet genanvendes i affaldshåndteringsfasen.

A -faktoren skal afspejle markedssituationen, dvs. om det er nødvendigt at stimulere udbuddet af mere genanvendt materiale (dvs. motivere genanvendelsessektoren) eller efterspørgslen efter mere genanvendt materiale (motivere produktionssektoren til at bruge genanvendt materiale). Ved brug af CFF kan A -faktoren tildeles tre værdier, afhængig af markedssituationen:

- **0.2** bruges når der efterspørges mere højkvalitets sekundært materiale i produktionen, end der produceres, dvs. udbydes fra genanvendelsessektoren.
 - Denne værdi motiverer produktion fremfor brug af genanvendt materiale.
- **0.5** bruges, når markedssituationen er mere balanceret eller ukendt.
- **0.8** bruges, når der produceres mere højkvalitets sekundært materiale (dvs. udbydes fra genanvendelsessektoren), end der efterspørges i produktionen.
 - Denne værdi motiverer brug fremfor produktion af genanvendt materiale.

Dette studie inkluderer ikke specifikke markedsanalyser af de enkelte materialer, og der er derfor anvendt generiske A -faktorer, anbefalet af EU. De anvendte A -faktorer for alle de materialer, hvor der enten kan bruges genanvendt materiale i produktionen, eller som kan genanvendes, er givet i Tabel 4.

Tabel 4 Oversigt over anvendte default A -værdier⁵

Materiale	A -faktor værdi	Kommentar
Metal (stål og aluminium)	0,2	Motiverer produktion via genanvendelse fremfor brug af genanvendt materiale.
Pap og papir	0,2	Motiverer produktion via genanvendelse fremfor brug af genanvendt materiale.
Plast (PET, PP, PE)	0,5	Fordeler lige mellem brug og produktion af genanvendt materiale
Tekstiler (bomuld, polyester, polyamid)	0,8	Motiverer brug af genanvendt materiale, fremfor produktion via genanvendelse
Træ	0,8	Motiverer brug af genanvendt materiale, fremfor produktion via genanvendelse

⁵ Default værdier er fundet via Part C i Annex II, fra september 2024: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>

4.1.1.5 Software, databaser og LCIA-metode

Som del af projektet, er der blevet udviklet et program i python, som er blevet brugt til at kvantificerer klimapåvirkninger, såvel som overordnet cirkularitet (se flere detaljer i afsnit 4.1.2). Programmet opstiller en massestrømsanalyse og en LCA-vurdering, på baggrund af datapunkter indlæst via excelark (med både *gennemsnits*-, *best*- og *worst-case* dataværdier) samt emissionsfaktorer.

Emissionsfaktorer kan være fundet på to måde:

1. Emissionsfaktorer fundet via Ecoinvents database version 3.9.1, med systemafgrænsningen APOS (allokation at point of substitution). Den anvendte LCIA-metode er *ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.03 / World (2010) H*.
2. I tilfælde, hvor der ikke har været et tilstrækkeligt repræsentativt datasæt tilgængeligt via Ecoinvents database, er en CO₂-eq. emissionsfaktor blevet estimeret på baggrund af data fra litteraturen. Dette er dog kun gjort i enkelte tilfælde.

Programmet er lavet til at kunne beregne en fuld massebalance og en fuld LCA. Der er dog mange usikkerheder forbundet med særligt de toksikologiske miljøpåvirkningskategorier i LCA⁶, samtidig med, at nuværende LCA-datasæt ofte ikke inkluderer vigtige input og emissioner, der er afgørende for påvirkningen i disse miljøpåvirkningskategorier⁷. I dette projekt er programmet derfor udelukkende blevet brugt til at kvantificere massestrømme og klimarelevante udledninger (CO₂-eq.). Miljøpåvirkninger relateret til uønsket kemi er kvantificeret via andre metoder (se oversigt i afsnit 4.1.3).

4.1.2 Cirkulær økonomi

Dimensionen omkring cirkulær økonomi tager udgangspunkt i en massebalance af produktsystemet (se detaljer i afsnit 4.1.1.5). På baggrund af massebalancen beregnes cirkulariteten af produktet eller servicen, som er et mål for, hvor stor en andel af materialeinput til systemet, som kan recirkuleres i efter endt brug. I dette studie defineres cirkulariteten som givet nedenfor:

$$\text{Cirkulariteten [\%]} = \frac{\text{Materialer}_{\text{recirkuleret}} [\text{kg}]}{\text{Materialer}_{\text{ind}} [\text{kg}]} \cdot 100\%$$

$\text{Materialer}_{\text{recirkuleret}}$ = Mængden af materialer i kg, som estimeres til at blive reelt genanvendt, og dermed erstattet virgine materialer i næste livscyklus

$\text{Materialer}_{\text{ind}}$ = Mængden af materialer i kg, der skal bruges til at opfylde den funktionelle enhed.

Som supplement til den estimerede cirkularitet, kan andelen af genanvendt materiale, der er anvendt i produktet, bruges til at beskrive dimensionen omkring cirkulær økonomi.

⁶ <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/af96b549-6912-11ec-9136-01aa75ed71a1/language-en>

⁷ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

4.1.3 Uønsket kemi

Svanemærket har et stærkt fokus på at mindske problematisk, og dermed uønsket, kemi og ofte har størstedelen af kravene i de individuelle kriteriedokumenter fokus på at begrænse brugen af netop uønsket kemi. At vurdere effekten af disse krav er dog i de fleste tilfælde vanskelig, da information om potentiel problematisk kemi i alternative ikke-svanemærkede produkter på markedet, er tilgængelig i forskellige formater og detaljegrader, alt efter typen af produkt.

Dette betyder, at det i de fleste tilfælde ikke er muligt at opgøre indholdskemien i, samt emissioner af kemi fra, de forskellige produkttyper i en så detaljeret grad, at der kan gøres forskel på et svanemærket og et alternativt ikke-svanemærket produkt. Og selv, hvis dette skulle kunne lade sig gøre for enkelte produktgrupper, understøtter de nuværende LCIA-metodeværktøjer, samt LCA-databaser, ikke inklusion af kemikalier på så detaljeret et niveau som det kræver, at vurderer effekten af kemikaliekravene. Derfor er vurderingen af problematisk kemi ikke medtaget som en del af LCA-analysen.

I stedet, er dimensionen omkring uønsket kemi blevet vurderet separat. Fremgangsmåden for vurderingen har varieret, alt efter hvilken type data og baggrundsviden, det har været muligt at indsamle for de forskellige produktgrupper. En oversigt over de anvendte fremgangsmetoder, hvilke produktgrupper de er blevet anvendt i, samt links til afsnit med detaljerede metodebeskrivelser, er præsenteret i Tabel 5.

Tabel 5 Oversigt over anvendte fremgangsmetoder til vurdering af Uønsket kemi

Fremgangsmåde	Anvendt for	Metodeforklaring
Vurdering på baggrund af data fra Kemiluppen ⁸	Produkter til forbrugere: • Tekstiltvaskemidler • Maskinopvask • Håndopvask • Håndsæbe	Afsnit 5.1.3.1 for kemisk-tekniske produkter markedsført til forbrugere
Vurdering på baggrund af data fundet i offentlig tilgængelige sikkerhedsdatablade for professionelle produkter	• Håndopvask til professionelt brug • Plejeprodukter til transportmidler • Tekstilservice • Rengørings tjenester	Afsnit 5.1.3.2 for kemisk-tekniske produkter markedsført til professionelle Afsnit 7.1.1 for service.
Vurdering på baggrund af kortlægning/analyse i eksternt studie(r)	• Tonerkassetter • Tekstiler • Møbler - Engangsbleer til børn	Afsnit 8.2.5 for tonerkassetter Afsnit 6.1.5 for tekstiler Afsnit 8.1.3.2 for møbler Afsnit 8.3.2 for engangsbleer

⁸ Tænk (2023): https://taenk.dk/kemi/plejeprodukter-og-kosmetik/kemiluppen-tjek-din-personlige-pleje-uoensket-kemi?gad_source=1&gclid=CjwKCAjwuJ2xBhA3EiwAMVjkVP6qjUsbl8ae9YdAa-efbY-Xkhad-KpqVAZDBC2DDwegRdcxghNYRCBoCkikQAvD_BwE

4.2 Kriterier for udvælgelse af krav

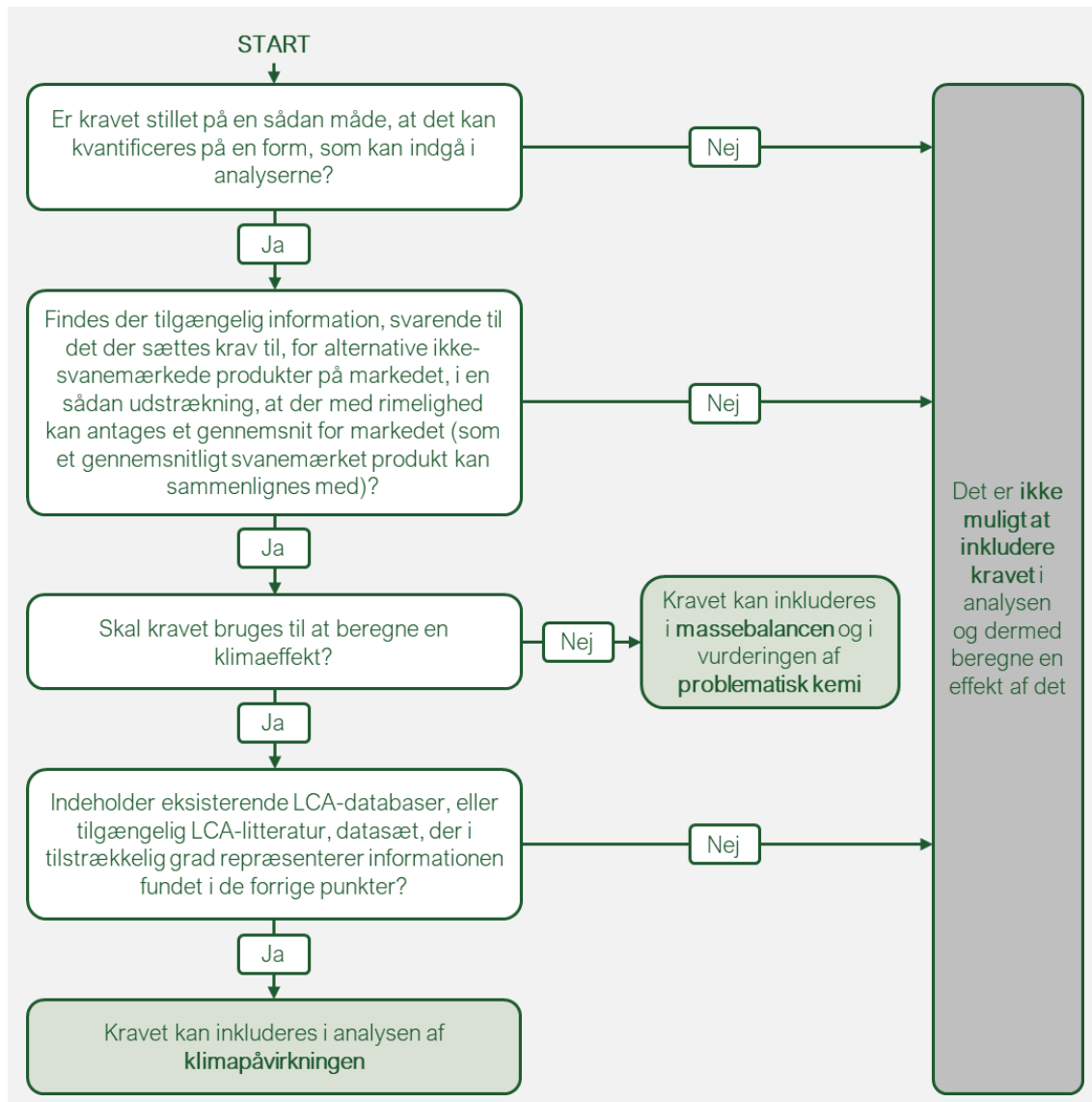
For at et produkt eller en service kan få et svanemærke, skal produktet/service leve op til samtlige krav, der er givet i kriteriedokumentet for det specifikke produkt/service. Da svanemærket er et holistisk miljømærke, som medtager miljøparametre i hele produktets livscyklus, indeholder kriteriedokumenterne ofte en lang række krav, der breder sig over mange forskellige aspekter. Dette kan være krav til:

- Råmaterialer
- Kemiindhold/emissioner
- Dosering
- Kvalitet/performance/holdbarhed
- Emballage
- Transport
- Ethiske aspekter og arbejdsforhold

Da formålet med dette studie udelukkende er at vurdere *miljø*effekterne af kriterierne, er der derfor flere krav, der falder udenfor scopet af dette studie, da de ikke direkte er relevante fra et miljøperspektiv (fx etiske aspekter og arbejdsforhold).

Derudover, har det ikke været muligt, at inkludere, og dermed vurderer effekten af, alle krav der stilles til relevante miljøaspekter. Dette skyldes, at der er flere forhold der skal gøre sig gældende, for at et krav kan inkluderes i analyserne. Disse er:

1. Kravet skal være stillet på en sådan måde, at det kan kvantificeres på en form, som kan indgå i analyserne
2. Information, svarende til det der sættes krav til, skal være tilgængelig for alternative ikke-svanemærkede produkter på markedet, i en sådan udstrækning, at der med rimelighed kan antages et gennemsnit for markedet, som et gennemsnitligt svanemærket produkt kan sammenlignes med.
3. For at kunne vurdere klimapåvirkningen, er det ligeledes nødvendigt, at eksisterende LCA-databaser eller tilgængelig LCA-litteratur indeholder datasæt, der i tilstrækkeliggrad repræsenterer informationen fundet i de forrige punkter



Figur 2 Generelle kriterier for inklusion af krav i vurderingen af hhv. cirkulær økonomi (massebalancen) og Uønsket kemi, samt klimapåvirkningen

Dette har medført, at det for mange produktgrupper kun har været muligt at inkludere en mindre andel af de krav der stilles til svanemærkede produkter i den analyserede produktgrupper (udvælgelsen af krav er beskrevet for hver produktgruppe i de individuelle kapitler). Det er derfor vigtigt at være opmærksom på, at resultaterne fra dette studie kun repræsenterer miljøeffekten af de krav, som det har været muligt at inkludere i analyserne, og at resultaterne dermed ikke kan ses som udtømmende ift. de potentielle miljøeffekter som svanemærket medfører.

5 Kemisk-tekniske produkter

Kemisk-tekniske produkter relateret til vask og rengøring inkluderer produkter som vaske-midler, opvaskemidler, diverse sæber og ligende. Der er mange ligheder mellem denne type af produkter, og der er derfor også mange overlap i tilgangen til analysen af både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi. Derfor grupperes beskrivelsen af disse produkter i et samlet kapitel, som starter med en generel beskrivelse af metodetilgangen, som er fælles for de individuelle produktgrupper. Derefter følger en beskrivelse af hver af de individuelle produktgrupper som indeholder både yderligere, detaljeret metodebeskrivelse, samt resultater af analyserne.

Produktgrupperne er:

- Tekstilvaskemidler
- Maskinopvask
- Håndopvask
 - o markedsført til forbrugere
 - o til det professionelle marked
- Hånd sæbe (en del af kriterierne for kosmetik)

5.1 Fælles metode

Dette afsnit omhandler den del af metoden, som er fælles for analyserne af kemisk-tekniske produkter relateret til vask og rengøring.

5.1.1 Udvælgelse af krav til uønsket kemi

5.1.1.1 Forbrugerprodukter

Kortlægningen af uønsket kemi i forbrugerprodukter tager udgangspunkt i data fra Tænks kemilup og følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.1. Da Tænks kemilupdata tager udgangspunkt i produkter på markedet og er fra juni 2023, inkluderer vurderingen af uønsket kemi, effekten af krav fra den kriteriegeneration, der var gældende i perioden op til juni 2023. Et overblik er givet i Tabel 6.

Tabel 6 Oversigt over kriteriedokument og generation for de inkluderede produktgrupper, som vurderingen af uønsket kemi i kemisk-tekniske forbrugerprodukter tager udgangspunkt i.

Produktgruppe	Kriteriedokument for	Generation
Tekstilvaskemidler	Tekstilvaskemidler og pletfjernere	8
Maskinopvask	Opvaske- og afspændingsmidler til maskinopvask	7
Håndopvask	Opvaskemidler til håndopvask	6
Hånd sæbe	Kosmetiske produkter	3

Vurderingen af forbrugerprodukter inkluderer effekten af de specifikke krav præsenteret i Tabel 7.

Tabel 7 Oversigt over krav, hvis effekt er medtaget i vurderingen af problematisk kemi, for kemisk-tekniske produkter markedsført til forbruger. VM: Vaskemidler, MO: Maskinopvask, HO: Håndopvask, HS: Håndsæbe.

Kravnummer for				Kravtitel/indhold
VM	MO	HO	HS	
O6	O8	O6	O5	Forbudte stoffer
O5	O3+O4	O5	O4	Forbud af kemikalier med udvalgte klassificeringer
O7+O13	O12+O13	O12	O6	Krav til bionedbrydelighed
O9	O9	O7	O9	Begrænsning af tilladte parfumestoffer
O11+O12	O6+O14	O10+O11	O17	Regulering af miljøskadelige stoffer*

* Kravene udelukker ikke direkte brug af bestemte kemikalier, men grænseværdierne kan føre til, at det er mest praktisk at undgå visse kemikalier, og på den måde kan kravene have en indirekte effekt.

Da vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i, om problematiske stoffer indgår i ingredienslisten for de kemiske-tekniske produkter, inkluderes effekten af alle svanemærkekravene, der enten direkte eller indirekte udelukker brug af bestemte kemikalier.

Da metoden til vurdering af uønsket kemi kun kan skelne mellem, om et stof forekommer i et produkt eller ej, er effekten af flere krav, der begrænser, uden fuldstændigt at forbyde, brugen af bestemte kemikalier, ikke medtaget i analysen. Dette gælder blandt andet flere krav til indhold af fosfor, grænseværdier for parfume og lignende.

5.1.1.2 Professionelle produkter

Kortlægningen af uønsket kemi følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.2 og inkludere effekten af kravene præsenteret i Tabel 8.

Tabel 8 Oversigt over krav inkluderet i analysen af uønsket kemi for teknisk-kemiske produkter markedsført til det professionelle marked. HO: Håndopvask, PT: Plejeprodukter til transportmidler.

Kravnummer for		Kravtitel/indhold
HO	PT	
O2	O4	Forbudte fareklassificeringer for produktet
O5	O5	Forbudte fareklassificeringer for indgående stoffer
O12	O6	Krav til bionedbrydelighed*
O6	O7	Forbudte stoffer*

* Kun delvist medtaget i analysen, se forklaring i afsnit 5.1.3.2

For både håndopvask og transportpleje, stilles der i de svanemærkede kriterier krav til, at produktet ikke må have udvalgte fareklassificeringer, samt at der ikke må indgå stoffer, der har udvalgte fareklassificeringer. Information om disse forhold er givet i produkters sikkerhedsdatablad (se detaljer i næste afsnit), og effekten af disse krav blev derfor inkluderet i analysen af uønsket kemi.

Ligeledes blev effekten af de krav, der enten direkte forbyder brug af bestemte indholdsstoffer, eller indirekte forbyder brug af udvalgte indholdsstoffer, ved fx at sætte krav til deres nedbrydelighed, inkluderet i analysen.

Da metoden til vurdering af uønsket kemi kun kan skelne mellem, om et stof forekommer i et produkt eller ej, er effekten af en lang række krav, der begrænser, uden fuldstændigt at forbyde, brugen af bestemte kemikalier, ikke medtaget i analysen. Dette gælder blandt andet flere krav til økotoksicitet, indhold af VOC'er⁹, grænseværdier for parfume og lignende.

5.1.2 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

Der er udviklet produktkategoriregler (product category rules, PCR) for "Detergents and washing preparations", som blandt andet omfatter diverse vaskemidler og opvaskemidler¹⁰. Dokumentet præsenterer standardiserede regler for hvordan en miljøvurdering skal foretages, så den kan bruges som en miljøvaredeklaration.

Da formålet med dette studie er at sammenligne to produktsystemer, fremfor at lave en udtømmende miljøvaredeklaration, følger opbygningen af analysen ikke kategorireglerne i alle detaljer, men modelopsætningen er stærkt inspireret af rammerne i kategorireglerne.

5.1.2.1 Funktionel enhed, modelopsætning og scenarier

I kategorireglerne for produkter til diverse rengøringsformål angives det, at den erklærede enhed skal være relateret til massen af selve produktet plus dertilhørende emballage¹⁰. Derudover defineres fremstilling af produktet som værende en core-proces, hvorimod elementer af fx brugsfasen angives som værende del af de nedstrøms processer. Fokus er dermed hovedsageligt på selve produktet, dvs. indhold og emballage, mere end selve brugsfasen.

Brugsfasen for de kemisk-tekniske produkter varierer en smule og kan bruges på en af følgende tre måder:

- 1) I en maskine (vaskemiddel eller maskinopvask), hvor vand og elektricitetsforbrug i brugsfasen afhænger af maskinen og ikke det kemisk-tekniske produkt. I disse tilfælde må det antages, at vand- og elektricitetsforbrug er ens for svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter.
- 2) I forbindelse med opblanding med vand. Dette gælder for koncentrerede produkter (koncentreret håndopvask), hvor mængden af vand i brugsfasen er relateret til fortynding af produktet og dermed direkte afhængig af produktet. Her må vandforbrug antages at være relateret til produktets anviste dosering, og kan derfor ikke nødvendigvis forventes at være ens for svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler.

Analyserne i dette studie sammenligner svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter og har hovedfokus på de aspekter, som produktet med rimelighed kan antages at være ansvarlig for. Derfor inkluderes vand- og elektricitetsforbrug ikke i basisscenariet for de kemisk-tekniske produkter, hvilket afspejles i den funktionelle enhed og systemopbygningen, der beskrives i detaljer for hver af de individuelle produktgrupper.

⁹ VOC: Volatile organic compounds. På dansk flygtige organiske forbindelser.

¹⁰ EPD (2011), *Product Category Rules (PCR) Detergents and Washing Preparations*, Version 4.0.0

Selvom brugsfasen ikke inkluderes i basisscenariet, undersøges effekten og størrelsen af brugsfasen stadig for alle produkter under punkt 1 og 2, hvilket gøres som del af følsomhedsanalysen. Produkter under punkt tre er ikke relateret til et direkte forbrug i brugsfasen, og brugsfasen undersøges derfor ikke yderligere.

5.1.2.2 Dataindsamling

I dataindsamlingsprocessen var der stort fokus på at indsamle data, der repræsenterede hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. De relevante datapunkter er i høj grad ens for alle de kemisk-tekniske produkter og indbefatter:

- Dosering
- Emballagedesign (materiale, vægt, andel af genanvendt materiale)
- Emballagegenanvendelighed (dvs. forventet tab i genanvendelsesprocessen)

Dosering og emballagedesign, blev for de svanemærkede produkter, estimeret på baggrund af realiserede gennemsnit. Disse blev fundet ved at registrere egenskaberne for et tilfældigt udvalg af svanemærkede produkter, og på den baggrund beregne et gennemsnit for hver af datapunkterne, samt notere den mindste og største værdi.

Dosering og emballagedesign, blev for de ikke-svanemærkede produkter, estimeret baseret på en markedsundersøgelse af en lang række produkter tilgængelige i forskellige supermarkeder, ved på samme måde at notere værdien af en egenskab, beregne et gennemsnit, samt notere den mindste og største værdi. En detaljeret beskrivelse af fremgangsmetoden og resultaterne fra undersøgelsen er givet i Bilag B.

Materialetabet under genanvendelsesprocessen blev estimeret ud fra værdier angivet i videnskabelige kilder og emballagedesignguides. Den specifikke metode er beskrevet i detaljer, for hver af de individuelle produktgrupper.

5.1.2.3 Usikkerheder relateret til produktindholdet

En væsentlig usikkerhed, på tværs af de kemisk-tekniske produkter, er, at udvinding og produktion af selve produktindholdet (fx vaskemidlet) er modelleret på samme måde for både svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. Dette gøres på trods af, at indholdet ikke forventes at være det samme, da svanemærket blandt andet sætter høje krav til indhold og typen af kemi. Grundene til, at produktindholdet alligevel modelleres ens, er angivet nedenfor.

1. Begrænset datatilgængelighed ift. produktsammensætninger

Datatilgængeligheden i forhold til komplette sammensætninger af kemisk-teknisk produktindhold for ikke-svanemærkede produkter er meget begrænset i litteraturen. Dette skyldes blandt andet, at de specifikke recepter anses for at udgøre forretningshemmeligheder, hvilket oftest resulterer i; 1) at der kun er angivet hvilke overordnede komponenter indholdet består af, men ikke i hvilke koncentrationer, eller 2) at komponenterne er angivet meget generisk (fx kan koncentrationen af tensider godt være angivet, men uden at præcisere hvilke specifikke tensider der er brugt). Her er komponenter der kun indgår i lave koncentrationer ikke nødvendigvis opført.

2. *Stor variation i produktindhold*

I forbindelse med certificeringsprocessen, skal licenshavere af svanemærkede kemisk-tekniske produkter opgive en præcis sammensætning af produktindholdet. Forfatterne til studiet har derfor god adgang til recepter for svanemærkede produkter. Trods strenge krav til kemiindholdet i produkterne er der dog meget stor variation i recepterne, både når det kommer til indholdskemien, samt koncentrationerne af de specifikke kemikalier. Denne variation forventes kun at være endnu mere udtalt for ikke-svanemærkede produkter, da der er færre begrænsende krav til indholdet. På den baggrund er det ikke blevet vurderet muligt at definere generelle og forskellige sammensætninger for svanemærket og ikke-svanemærket produktindhold, som ikke i sig selv vil indføre endnu større bias/usikkerhed, end at modellere indholdet ens.

3. *Kun få kemikalier i eksisterende LCA-databaser*

Eksisterende LCA-databaser indeholder kun i begrænset omfang datasæt for specifikke kemikalier. Så selv, hvis det i nogen tilfælde var muligt at definere forskellige og repræsentative sammensætninger for svanemærket og ikke-svanemærket produktindhold, vil datasættene ende med at blive generiske, da mange forskellige slags kemikalier i praksis modelleres med samme datasæt.

Da denne modelbegrænsning medfører en væsentlig usikkerhed, vil den potentielle indflydelse på resultaterne blive diskuteret for hver af de specifikke produktgrupper, ofte med udgangspunkt i relevante følsomhedsscenarier.

5.1.3 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingerne af produktgrupperne tekstilvaskemidler, maskinopvask og håndopvask tager udgangspunkt i svanemærkets kriterier for tekstilvaskemidler & pletfjernere, opvaske- og afspændingsmidler til maskinopvask og opvaskemidler til håndopvask¹¹. Fælles for dem er, at de alle gælder produkter markedsført til forbrugere. Dog gælder kriterierne for opvaskemidler til håndopvask også produkter markedsført til professionelle, og her kan der godt være en forskel i kemien. Derfor vurderes uønsket kemi i alle ovenfor nævnte produktgrupper via metoden præsenteret i afsnit 5.1.3.1 nedenfor. Vurderingen af uønsket kemi for håndopvask suppleres med en kortlægning af professionelle produkter, jævnfør metoden præsenteret i afsnit 5.1.3.2.

5.1.3.1 Forbrugerprodukter

Vurderingen af uønsket kemi i produkter både med og uden et svanemærke, blev lavet på baggrund af et udtræk af al data der indgik i kemiluppen i juni 2023.

Kemiluppen er en app udviklet af forbrugerrådet TÆNK, som kan bruges til at tjekke uønsket kemi i produkter indenfor produktkategorierne angivet i Tabel 9. Kemiluppen vurderer, på baggrund af ingredienslisten på et produkt, hvorvidt produktet indeholder uønsket

¹¹ Find den nyeste version af kriterierne her: <https://www.svanemaerket.dk/krav#rengorings-vaske-og-plejemidler>

kemi, og angiver i så fald hvilke stoffer der anses for at være potentielt problematiske. Vurderingen laves på baggrund af en lang række danske, europæiske og internationale lister¹². Vurderingen ender i en A, B eller en C-kolbe for hvert produkt.

Tabel 9 Oversigt over produktkategorier der indgår i kemiluppen, samt tilsvarende kriterier for svanemærket.

Produktkategorier i kemiluppen	Indeholder svanemærkede produkter omfattet af kriterierne for
Sæbe og hygiejne	090 kosmetik
Kropspleje	090 kosmetik
Makeup og dufte	090 kosmetik
Hårpleje	090 kosmetik
Ansigtspleje	090 kosmetik
Babypleje	090 kosmetik
Solpleje	090 kosmetik
Barbering og hårfjerning	090 kosmetik
Opvask	017 maskinopvask + 025 håndopvask
Tøjvask	006 tekstilvaskemidler

I dette studie, baseres vurderingen af uønsket kemi på en sammenligning af:

- Kemiluppens kolbeanvisninger for produkter både med og uden et svanemærke
- Kemiluppens fremhævnings af problematiske stoffer, samt beskrivelser af, hvorfor de vurderes som problematiske, i produkter både med og uden et svanemærke.

5.1.3.2 Professionelle produkter

Rationalet bag vurderingen af uønsket kemi er ens for alle de analyserede produktgrupper, der involverer professionelle produkter; håndopvask og plejeprodukter til transportmidler. Formålet er at vurdere, i hvor høj grad svanemærkets krav til kemi er med til at forhindre brug af produkter der indeholder uønsket kemi, som ellers anvendes på markedet.

Dette gøres på baggrund af en kortlægning af ikke-svanemærket kemi tilgængeligt på markedet. Da det ikke har været muligt at inkludere al ikke-svanemærket kemi på det danske marked, blev produkterne fundet via følgende online produkt databaser:

1. Rengøringsprodukter:
 - o Abena
 - o Stadsing A/S
2. Plejeprodukter til transportmidler:
 - o Stadsing A/S¹³
 - o Abena¹⁴
 - o Kärcher Professional¹⁵
 - o SkanOil prof¹⁶

¹² Forbrugerrådet TÆNK (2023), *Kemiluppen: Tjek dine produkter for uønsket kemi*, [Kemiluppen: Tjek din personlige pleje for uønsket kemi \(taenk.dk\)](https://taenk.dk/tjek-dine-produkter-for-uonsket-kemi), besøgt 2024

¹³ Stadsing A/S, , besøgt 2024

¹⁴ Abena, [Katalog - AbenaOnline](https://abenaonline.com), besøgt 2024

¹⁵ Kärcher Professional, [Køretøj | Kärcher Danmark \(kaercher.com\)](https://kaercher.com), besøgt 2024

¹⁶ SkanOil prof, [Før vask / rens prof— SkanOil](https://skanoil.com), besøgt 2024

- Diversey¹⁷

Disse databaser blev valgt af flere årsager: 1) at de leverer eller har leveret til det offentlige, 2) at de enten udelukkende eller delvist markedsfører deres produkter til professionelt brug og 3) at de har online produktdata-baser med offentligt tilgængelige sikkerhedsdata-blade for deres produkter.

Det sidste punkt er særligt vigtigt, da selve kortlægningen tager udgangspunkt i information fra sikkerhedsdatabladene. Alle sikkerhedsdatablade blev i kortlægningen screenet for:

1. Fareklassificering¹⁸ af det endelige produkt
2. Fareklassificering¹⁸¹ af indholdsstofferne i produktet
3. CAS-numre af de angivne indholdsstoffer i produktet

Disse informationer kan holdes op imod svanemærkets krav til kemi i de relevante produktgrupper (se afsnit 5.1.1.2), og på den baggrund kan det kortlægges, hvor mange af de ikke-miljømærkede produkter på markedet, der effektivt set bliver udelukket i svanemærkede alternativer, samt hvilke problemstillinger udelukkelsen af disse produkter forhindrer.

Det er vigtigt at pointere, at sikkerhedsdatablade ikke indeholder den fulde ingrediensliste for et givent produkt, særligt hvis indholdsstofferne kun optræder i lave koncentrationer. Samtidig angives den specifikke koncentration af et indholdsstof ikke i sikkerhedsdatabladet. Derfor er denne kortlægning en konservativ udlægning af, hvor effektivt svanemærket forhindrer brug af uønsket kemi, da den kun identificerer de produkter der på baggrund af sikkerhedsdatabladet ikke kan godkendes til brug. I en reel certificeringsproces, vil hele ingredienslisten, samt koncentrationerne af alle ingredienser skulle oplyses, og først på den baggrund, kan et kemikalie blive vurderet enten egnet eller ikke-egnet til brug i et svanemærket produkt. Det vil sige, at selvom et produkt, på baggrund af denne kortlægning, lever op til kravene for svanemærket, er det ikke sikkert, at de vil kunne leve op til kravene i en reel certificeringssituation.

Derudover angiver kravene, der udelukker brug af bestemte indholdsstoffer, ofte brede grupper af kemikalier og ikke bestemte CAS-numre. Kortlægningen er blev lavet til at kunne identificere CAS-numrene på de meste almindeligt anvendte indholdsstoffer, som svanemærkets krav udelukker, men listen er ikke udtømmende, så også her, kan flere produkter blive afvist i en reel certificeringsproces, end hvad kortlægning viser.

¹⁷ Diversey, [Bilpleje | Diversey Danmark](#), besøgt 2024

¹⁸ Følgende EU's CLP klassificeringskategorier.

5.2 Tekstilvaskemidler (006)

Dette kapitel omhandler produktgruppen vaskemidler, og tager udgangspunkt i svanemærkets kriterier, generation 8. Kriterier for svanemærkede vaskemidler dækker over både vaskemidler og pletfjernere, men da vaskemidler udgør en væsentlig større del af det danske marked, er der i dette studie udelukkende fokus på tekstilvaskemidler. Tekstilvaskemidlerne, der analyseres i dette studie, defineres med udgangspunkt i kriteriedokumentet Nordic Ecolabelling (2019)¹⁹, men med enkelte simplificeringer, for at begrænse analysens omfang. Tekstilvaskemidler defineres således:

Vaskemidler i flydende- eller pulverform, hvis formål er at vaske tekstil og som er beregnet til brug i husholdningsvaskemaskiner og dermed ikke til professionelle formål. Analysen omfatter ikke produkter der er lavet udelukkende til vask i hånden, eller vaskemidler der doseres gennem andre produkter, såsom stofark, klude og lignende. Analysen omfatter heller ikke skyllemidler eller multifunktionsvaskemidler.

I dette kapitel præsenteres baggrunden for og relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for tekstilvaskemidler med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne.

5.2.1 Baggrund

Tekstilvaskemidler udgør en vigtig del af almindelige borgeres daglige rengøringsrutiner, i forbindelse med vask af tøj og husholdningstekstiler. Vask af tekstiler er ligeledes et vigtigt aspekt i mange offentlige institutioners daglige praksis, såsom hospitaler, plejehjem, osv.

I 2013 blev der produceret godt 170.000 tons tekstilvaskemidler i Danmark, svarende til en omsætning på omkring 1,5 mia. kr.²⁰. Her bestod omkring 95% af det danske marked af tekstilvaskemidler, og de resterende 5% af pletfjernere, skyllemiddel og andre produkter der bruges som supplement til vaskemiddel. På den baggrund fokuseres der i det følgende udelukkende på tekstilvaskemidler. Når der zoomes yderligere ind på markedet for vaskemidlerne, bestod omkring halvdelen af flydende vaskemiddel, omkring halvdelen af vaskepulver, og kun en meget lille andel af vasketabs²⁰.

¹⁹ Nordic Ecolabelling (2019), *Laundry Detergents and Stain Removers*, Version 8.3, Kriterie Dokument

²⁰ Medina et al. (2015), *Revision of the European Ecolabel Criteria for: Laundry detergents and Industrial and institutional laundry detergents*, JRC Science and Policy Report, European Commission, DOI: doi.org/10.2791/0171

5.2.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af tekstilvaskemidler er:

1. Valg, udvinding og produktion af ingredienser til vaskemidlet
2. Emballageproduktion
3. Transport
4. Brug
5. Affaldshåndtering

I de fleste studier relateret til miljøvurdering af tekstilvaskemidler, er den funktionelle enhed relateret til vask af en bestemt mængde tøj²¹, hvilket foruden tekstilvaskemidlet inkluderer energi til vaskemaskinen og opvarmning af vand. Derfor er det ofte kun to af livscyklusfaserne der er ansvarlig for størstedelen af miljøpåvirkningerne, nemlig 1) udvinding og produktion af ingredienser og 2) brugsfasen^{5,22}.

Produktion af ingredienserne til tekstilvaskemidlet er ansvarlig for omkring 20% af klimapåvirkningen, og helt op til 80% i miljøpåvirkningskategorier som "Natural Land Transformation", afhængig af valget af overfladeaktive stoffer. Generelt er det produktionen af overfladeaktive stoffer der er ansvarlig for størstedelen af miljøpåvirkningerne fra produktionsfasen for flydende vaskemiddel, hvorimod det er produktion af både overfladeaktive stoffer og fyldstoffer for pulver og tabs^{21,23}.

Brugsfasen er ansvarlig for mere end 60% af klimapåvirkningen af vaskemidler, samt omkring 60% af påvirkningen i miljøpåvirkningskategorien "fossil depletion"^{21,22}. Dette skyldes både brug af elektricitet til opvarmning af vand under vask, samt dosering af vaskemidlet. Her er elementer såsom vasketemperatur, typen af elektricitet samt dosering afgørende for miljøpåvirkningerne.

Produktion af emballage er i de fleste studier kun ansvarlig for ubetydelige dele af klimapåvirkningen, ca. 1-3%^{21,22}. Det er dog ofte uklart, hvorvidt og hvordan affaldshåndtering af emballagen er medregnet og hvorvidt genanvendeligheden af emballagen har betydning. Derudover, viser et LCA-studie af vaskemidler, der *ikke* medregner miljøpåvirkningen fra brugsfasen, at det kan svinge meget, hvor stor en andel af klimapåvirkningerne emballagen er ansvarlig for, alt efter hvilken type vaskemiddel der er tale om (flydende eller fast, kompakt eller ikke)²³. For flydende, ikke-kompakte vaskemidler er klimapåvirkningen fra produktion af ingredienserne og "emballage og transport" fx lige store.

Selvom der ikke er nogen tvivl om, at udvinding og produktion, og i særdeleshed brugsfasen, har den største indflydelse på særligt klimapåvirkningen fra vaskemidler, er det dog vanskeligt at konkludere, på baggrund af den eksisterende litteratur, hvorvidt emballagen

²¹ Medina et al. (2015), *Revision of the European Ecolabel Criteria for: Laundry detergents and Industrial and institutional laundry detergents*, JRC Science and Policy Report, European Commission, DOI: doi.org/10.2791/0171

²² Golsteijn et al. (2015), *A compilation of life cycle studies for six household detergent product categories in Europe: the basis for product-specific A.I.S.E. Charter Advanced Sustainability Profiles*, Environmental Science Europe, DOI: 10.1186/s12302-015-0055-4

²³ Nielsen et al. (2013), *Compact detergents in China – A step towards more sustainable laundry: A Life Cycle Assessment of four typical Chinese detergents*, Household and Personal Care Today vol. 8(5)

også kan være væsentlig, særligt for cirkulariteten, som ikke nødvendigvis er direkte afspejlet i klimapåvirkningerne.

5.2.3 Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for Tekstilvaskemidler og Pletfjerne består af 29 kriterier. Af dem, er 7 medtaget i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi (se næste afsnit) og 7 medtaget i analysen af uønsket kemi (se afsnit 5.1.1.1).

Fælles er, at krav der relaterer sig til dokumentation, og diverse management relaterede aspekter, ikke er medtaget, da de ikke vurderes at være relevante i en miljøvurderingssammenhæng.

5.2.3.1 Klimapåvirkning og cirkulær økonomi

Kravene, hvis effekt er medtaget i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi, er givet i Tabel 10.

Tabel 10 Oversigt over krav der er medtaget i analysen, samt hvilke livscyklusfaser de har en indflydelse på. Dem i parentes er ikke medtaget i basisanalysen, men bliver brugt til at lave et følsomhedsscenario.

Udvalgte kriterier	Ingredienser	Brug	Emballage
O10 Krav til maksimal dosering	X	X	
O14 Doseringsanvisning, inkl. krav om doseringsenhed	X	X	
O15 Krav til information om miljøvenlig praksis (fx vask ved lave temperaturer)		(X)	
O16 Krav til information om korrekt emballagehåndtering			X
O18 Krav til ydeevne ved lave temperaturer		(X)	
O19 Krav til indhold af genanvendt materiale i emballagen			X
O20 og O21 Design-til-genanvendelse krav til emballagen			X
O22 Weight utility ratio			X

I kriterie O10 er der sat krav til en maksimal funktionel dosering og O14 sætter krav til en doseringsanvisning samt doseringsenhed, der skal gøre det nemt for forbrugeren at overholde den lave dosering. Dette er således krav der har indflydelse på mængden af ingredienser der skal bruges pr. vask, som påvirker hele livscyklussen (dvs. både produktionen af ingredienser, mængden af emballage, samt brugsfasen) og derfor er O10 og O14 medtaget i analysen.

Flere kriterier er relateret til emballagen (O19-O22), og sætter krav til blandt andet valg af emballagemateriale og samlet vægt af emballagen. Dette er skræppe krav, der i flere tilfælde har ledt til, at licenshaverne har skulle ændre emballagen, for at kunne leve op til

kravene²⁴. Det forventes derfor, at der vil være en forskel på emballagernes udformning, genanvendelighed og vægt, når vaskemidler med et svanemærke sammenlignes med dem uden. Ligeledes kan disse kriterier være vigtige, når der måles på den cirkulære økonomi, og krav O19-O22 indgår derfor i analysen.

Flere kriterier omhandler krav til ydeevne ved lave temperaturer, samt information om miljørigtig vaskepraksis, som netop skal informere om denne ydeevne (O18 og O15). Trods kravet om information, er det usikkert, om forbrugerne er opmærksomme på dette. Det antages derfor som udgangspunkt ikke, at folk vasker deres tøj ved lavere temperaturer, når de bruger svanemærkede vaskemidler, sammenlignet med ikke-svanemærkede vaskemidler. Disse krav bruges dog til at beregne det maksimale miljøpotentiale, hvis forbrugerne benytter sig af, at der kan vaskes ved 30 grader, når vaskemidlet er lavet til det.

En række af kriterierne omhandler restriktioner eller forbud mod brug af specifikke problematiske kemikalier i selve vaskemidlet, eller opfordrer til brug af fornybare ressourcer. Det er dermed kriterier der går ind og begrænser, samt sætter en retning for, valget af ingredienser, som er væsentligt for klimapåvirkningen (se afsnit 5.2.2). Trods disse begrænsninger, er der stadig mulighed for en meget stor variation i sammensætningen af ingredienser. Det har derfor ikke været muligt at definere en generel sammensætning af ingredienser for svanemærkede vaskemidler, som differentierer sig fra sammensætningen af ikke-svanemærkede vaskemidler. På den baggrund er disse kriterier ikke medtaget i analysen af klimapåvirkningen, trods vigtigheden af ingrediensvalget (se uddybende beskrivelse i afsnit 5.1.2.3). Aspekter omkring ingrediensvalg og indholdskemi bliver dog behandlet i vurderingen af uønsket kemi, hvis resultater er præsenteret i afsnit 5.2.6.3.

5.2.3.2 Uønsket kemi

Udvælgelse af krav, der er relevante ift. uønsket kemi, og som samtidig kan bruges til at kvantificere en effekt af svanemærkets kriterier, er givet i afsnit 5.1.1.

5.2.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

5.2.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Baseret på den eksisterende litteratur, som alle definerer funktionelle enheder relateret til vask af en bestemt mængde tøj, defineres den funktionelle enhed i dette studie som:

*Produktion og affaldshåndtering af vaskemiddel inkl. emballage,
relateret til vask af 1 ton vasketøj til det er rent i maskine.*

For at den funktionelle enhed overholdes, skal tøjet vaskes rent, da det ellers kan influere levetiden af den vaskede mængde tekstil. En grundlæggende antagelse i dette studie er, at vasketøjet bliver vasket rent hvis doseringerne og de angivne vasketemperaturer overholdes, både med svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler, og levetiden af tekstilerne medregnes derfor ikke.

²⁴ Baseret på personlig kontakt med Mathias Vilsgaard Ravn, Konsulent og produktansvarlig for tekstilvaskemidler og pletfjerner i Miljømærkning Danmark

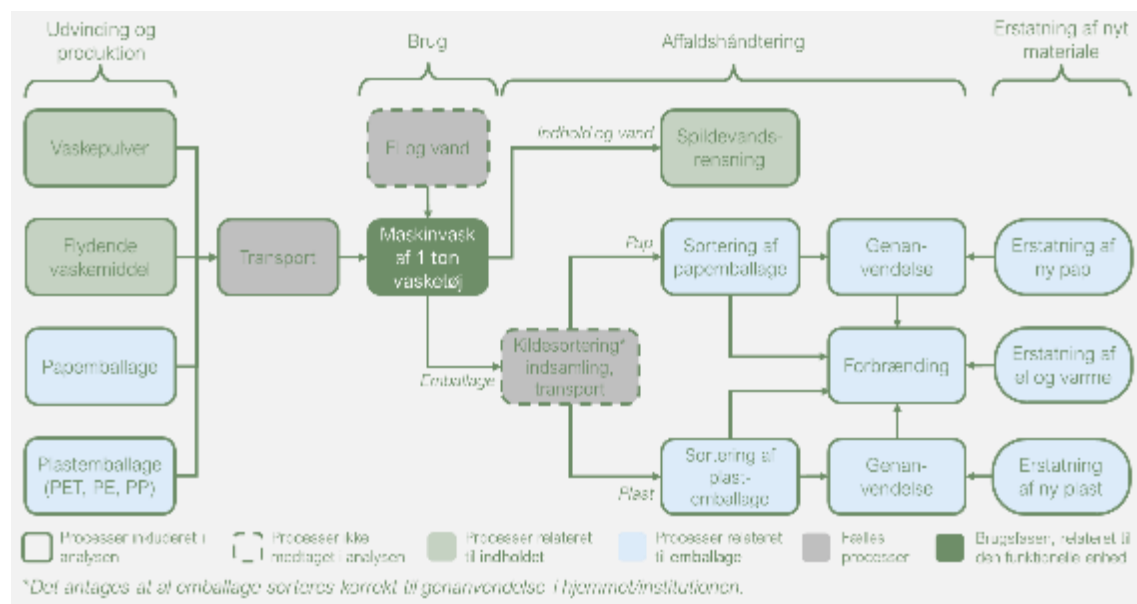
For basisscenariet forventes det, at 56% udgør almindelige vaske, hvor der vaskes på 40 grader, hvorimod de resterende 44% udgør specialvaske ved enten højere eller lavere temperaturer²⁵. Referenceflowet af både vaskemiddel og emballage, der er relateret til den funktionelle enhed, er præsenteret i Tabel 11 for hhv. vaskemidler med og uden et svanemærke. Baggrunden for definition af de forskellige referenceflows er uddybet i afsnit 5.2.4.3 og Bilag B.2.3.

Tabel 11 Oversigt over referenceflow for tekstilvaskemidler hhv. med og uden et svanemærke. Datapunkter i parentes repræsenterer best- og worstcase værdier eksklusiv outliers.

Referenceflow pr. 1 ton vasketøj	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt	Forskel på gennemsnit
Vaskemiddel				
Flydende	kg	5,97 (5,45 - 6,55)	6,35 (5,5 - 7,09)	6%
Pulver	kg	3,74 (3,48 - 3,94)	3,85 (3,43 - 4,65)	3%
Emballage				
Pap	kg	0,13 (0,04 - 0,19)	0,21 (0,05 - 0,4)	40%
Plast	kg	0,45 (0,22 - 0,7)	0,52 (0,15 - 0,94)	13%

5.2.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Figur 3 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for tekstilvaskemidler. Modelopsætningen er den samme for vaskemiddel med og uden et svanemærke.



Figur 3 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: Produktion og affaldshåndtering af vaskemiddel inkl. emballage, relateret til vask af 1 ton vasketøj til det er rent i maskine.

²⁵ Saxcé et al. (2015), *Life Cycle evaluation of the effect of ecolabels - Laundry detergents*, Eco-labelling Denmark

Som angivet på figuren er forbrug af el og vand til selve maskinvasken ikke inkluderet i basisscenariet, grundet; 1) dette forbrug er ikke afhængig af typen af vaskemiddel, men i stedet af vaskemaskinen og 2) vaskemidlet er ikke alene ansvarligt for dette forbrug (også vaskemaskinen spiller ind her). Derudover antages det, at forbrugeren altid sorterer emballagen korrekt, både når den er lavet af plast og af fiberholdigt materiale, både for et svanemærket og et ikke svanemærket produkt. På den måde kan det maksimale potentiale af emballagegenanvendelighed undersøges.

5.2.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Tabel 12 præsenterer sammensætningen af vaskemidler og deres emballage, som er brugt i analysen for hhv. svanemærkede produkter og de resterende produkter på markedet. Fordelingen er antaget på baggrund af data fra GS1's database (se detaljeret beskrivelse i Bilag C.1.2). I Tabel 13 ses en oversigt over de resterende datapunkter der er blevet brugt i opstillingen af analysen, såsom emballagemængder, andelen af genanvendt materiale i emballagerne og effektiviteter i genanvendelsen.

Generelt gælder det, at de fleste datapunkter, som er specifikke for det svanemærkede produkt, repræsenterer realiserede gennemsnit. Dvs. at de er fundet ved at registrere egenskaberne for et tilfældigt udvalg af svanemærkede produkter (se detaljer for udtagning af stikprøve i bilagsrapporten, afsnit C.1.1). Dette indbefatter datapunkter relateret til dosering, emballagemængder og andelen af genanvendt materiale.

Tabel 12 Antaget sammensætningen af vaskemidler og deres emballager på markedet, hhv. med og uden svanemærket.

Antaget sammensætning af	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
<i>Vaskemiddeltyper på markedet</i>		
Flydende vaskemiddel	60%	61%
Vaskepulver	40%	39%
<i>Emballagemateriale for flydende vaskemidler</i>		
Fiberholdigt emballage (pap)	0%	0%
Plastemballage	100%	100%
<i>Emballagemateriale for vaskepulver</i>		
Fiberholdigt emballage (pap)	61%	67%
Plastemballage	39%	33%

Tabel 13 Opsummering af data brugt til at differentiere mellem svanemærkede tekstilvaskemidler og alternative ikke-svanemærkede tekstilvaskemidler på markedet. Tal udenfor parenteser repræsenterer gennemsnit og tal indenfor parenteserne repræsenterer mulig variation. Grundet begrænset adgang til data var det ikke muligt at tilføje variation til alle datapunkterne. Detaljeret beskrivelse af baggrunden for datapunkterne er givet i Bilag B og C.

Datapunkter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Data relateret til vaskemidlet			
Dosering af flydende vaskemiddel	g produkt/kg tøj	5,97 (5,5 - 6,6)	6,35 (5,5 - 7,1)
Dosering af vaskepulver	g produkt/kg tøj	3,74 (3,5 - 3,9)	3,85 (3,4 - 4,7)
Data relateret til emballagen			
<i>Papemballage</i>			
Emballagevægt	g pap/kg indhold	56 (17 - 79)	81 (23 - 129)
Andel af genanvendt materiale	%	90 (100 - 78)	80 (88 - 72)
<i>Plastemballage</i>			
Mængder af plastemballage	g plast/kg indhold	59 (32 - 85)	67 (23 - 110)
Andel af genanvendt materiale	%	85 (100 - 59)	69 (100 - 0)
Data relateret til genanvendelsen			
Sorteringseffektivitet for papaffald	%	99	99
Oparbejdningseffektivitet for pap	%	94	94
Sorteringseffektivitet for plastaffald	%	92	63 (66 - 61)
Oparbejdningseffektivitet for plast	%	94	94
Data relateret til transport			
Transport med 16-32 ton lastbil	km	275 (50 - 500)	275 (50 - 500)

For ikke-svanemærkede produkter er flere af datapunkterne estimeret baseret på en markedsundersøgelse af en lang række produkter tilgængelige i forskellige supermarkeder. Dette gælder data for doseringen, emballagemateriale, andelen af genanvendt materiale og emballagemængder. En detaljeret beskrivelse af fremgangsmetoden og resultaterne fra undersøgelsen er givet i Bilag B.

Udover doseringen, emballagemængderne og andelen af genanvendt materiale i emballagen, har det også været nødvendigt at antage værdier for materialetabet under genanvendelsesprocessen. De fleste er baseret direkte på værdier angivet i videnskabelige kilder, og antages at være ens for emballager fra svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter (se detaljeret beskrivelse af hvordan i Bilag C.1.4). Den eneste undtagelse er effektiviteten af sorteringsprocessen for plastemballagen, hvor det estimeres, at der er en betydelig forskel. Sorteringseffektiviteterne er blevet estimeret på baggrund af viden om etiketstørrelse på emballagen ved at antage, at produkter med en etiket der fylder over 60% vil

blive fejlsorteret, og ligeledes ende i rest fra sortering^{26,27}. Baggrunden for estimeringen er beskrevet i detaljer i Bilag C.1.4. Udover datapunkterne præsenteret i Tabel 12 og Tabel 13, så er der brugt en lang række Ecoinvent processer, til at opsætte modellen. En oversigt over disse kan ses i Bilag C.1.5.

5.2.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarierne præsenteret i Tabel 14.

Tabel 14 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarier udført for vaskemidler. Hvor der kun er givet én værdi, gælder denne for både gennemsnit, best case og worst case, ellers gælder formatet: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1 ton vasketøj
Inklusiv brugsfasen	Forbrug af vand og elektricitet til opvarmning af vand (56% til almindelige 40°C vaske, 44% til specialvaske med andre temperaturer) og kørsel af vaskemaskine tilføjes i brugsfasen. Det samme forbrug tilføjes for begge slags vaskemiddel, uafhængigt af mærkning.	I brugsfasen tilføjes: - 12 m ³ vand ²⁸ - 1087 MJ el ²⁹
Vask ved 30 grader	Forbrug af vand og elektricitet i brugsfasen tilføjes. Her antages det, at de 56% 40°C vaske i stedet vaskes på 30°C, hvis vaskemidlet er lavet til det. Her differentieres der således: 100% af de svanemærkede vaskemidler kan vaske på 30°C, imod 58% af de ikke-svanemærkede ¹ . Det antages at 630 MJ el bruges til at vaske 1 ton tøj på 30°C og 1087 MJ bruges på resten ²⁹ .	I brugsfasen tilføjes: <i>For begge:</i> - 12 m ³ vand ²⁸ <i>Svanemærket:</i> - 831 MJ el ²⁹ <i>Ikke-svanemærket:</i> - 939 MJ el ²⁹
Samme dosering	Dosering af både flydende og fast vaskemiddel er sat ens for både svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. Niveauet er sat lig det højeste fra basisscenariet.	Antaget dosering: <i>Flydende vaskemiddel:</i> 10,5 (9,2 - 11,7) kg <i>Vaskepulver:</i> 9,8 (8,7 - 11,8) kg

1) Fundet via markedsanalysen præsenteret i Bilag B.

²⁶ Forum for cirkulær plastemballage (2019), *Designguide: Genbrug og genanvendelse af plastemballage til de private forbrugere*

²⁷ RecyClass (2023), *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

²⁸ Golsteijn et al. (2015), *A compilation of life cycle studies for six household detergent product categories in Europe: the basis for product-specific A.I.S.E. Charter Advanced Sustainability Profiles*, Environmental Science Europe, DOI: 10.1186/s12302-015-0055-4

²⁹ Saxcé et al. (2015), *Life Cycle evaluation of the effect of ecolabels - Laundry detergents*, Eco-labelling Denmark

5.2.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af ønsket kemi tager udgangspunkt i produkter markedsført til forbrugere, og følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.1.

5.2.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i generisk forbrug af tekstilvaskemidler, og inkluderer både flydende vaskemiddel og vaskepulver.

Analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav til maksimal dosering samt udvalgte krav relateret til emballagen, fx emballagens vægt, indhold af genanvendt materiale og overordnede genanvendelighed. Disse parametre er udvalgt, da der her er tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne sammenligne hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler.

Det har ikke været muligt at kvantificere klimaeffekten af krav til fx kemikalier og vaskeeffektivitet (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 4.2) og disse krav er derfor ikke medtaget i klimaanalysen.

Analysen af uønsket kemi er udført på baggrund af data fra Kemiluppen og tager udgangspunkt i krav relateret til forbud mod specifikke indholdsstoffer. Det har ikke været muligt at medregne effekten af krav der begrænser brugen af bestemte stoffer, ved at sætte grænseværdier for maksimalt tilladte koncentrationer (se detaljeret beskrivelse i afsnit 4.1.3).

De udførte analyser viser, at de krav, der skaber den største miljø- og klimamæssige effekt, er dosering, emballage og kemikalier. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



KLIMA

Når der udelukkende fokuseres på produktion og affaldshåndtering af vaskemiddel inkl. emballage, ses en **gennemsnitlig klimabesparelse på 5%*** for svanemærkede vaskemidler, sammenlignet med ikke-svanemærkede vaskemidler. Forskellen skyldes hovedsageligt lavere doseringer af svanemærkede vaskemidler, samt højere genanvendelighed af emballagen.



CIRKULÆR ØKONOMI

Plastemballagerne fra svanemærkede vaskemidler er langt mere genanvendelige, hvilket medfører at **84%* af emballagerne fra svanemærkede vaskemidler i gennemsnit kan recirkuleres** i økonomien, hvis de sorteres korrekt, imod **66%*** for emballager fra ikke-svanemærkede vaskemidler.



UØNSKET KEMI

Mange potentielt allergifremkaldende og miljøskadelige kemikalier, som er bredt anvendt i ikke-svanemærkede vaskemidler, undgås. Det ses blandt andet ved, at **82% af de svanemærkede vaskemidler får en A-kolbe i kemiluppen mod kun 17% af de ikke-svanemærkede.**

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

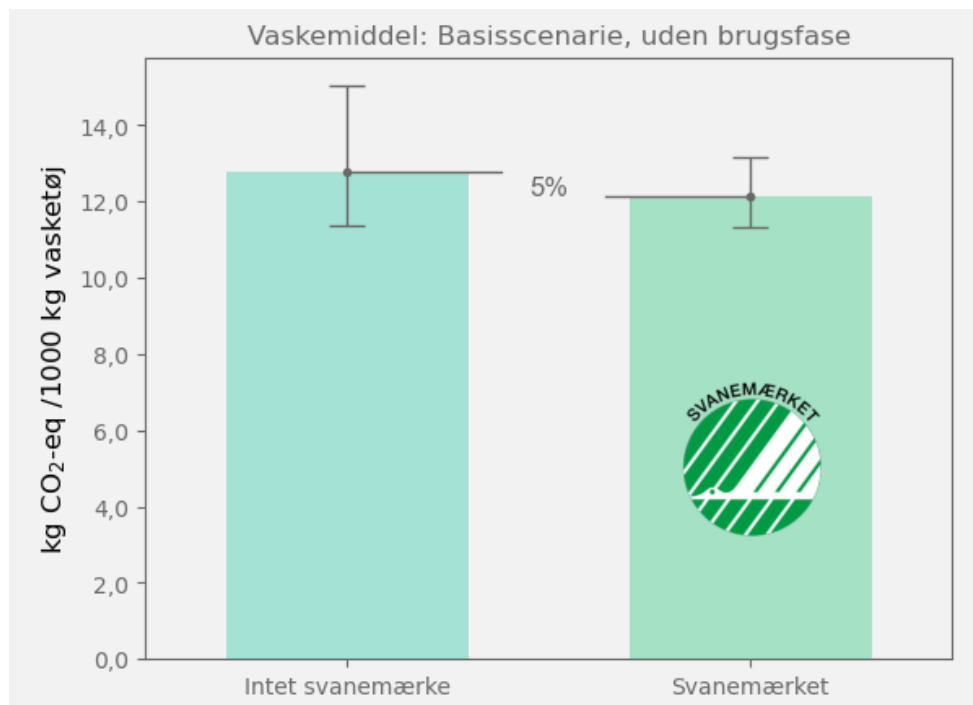
Analysen af klimapåvirkningen viser, at påvirkninger fra selve råvareudvindings- og produktionsfasen er væsentlige for produkternes samlede klimabelastning. Da der kun er LCA datasæt tilgængelige for få og generiske kemikalier, har det ikke været muligt at kvantificere en potentiel forskel i denne del af livscyklussen. Det gør det samtidig svært, at stille konkrete miljømærkekrav til kemikaliers klimabelastning, da datagrundlaget til at skelne mellem forskellige kemikalier på nuværende tidspunkt er meget begrænset.

Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket tekstilvaskemiddel versus ikke-svanemærket vaskemiddel.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

5.2.6.1 Klimapåvirkning

Figur 4 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af vaskemiddel inkl. emballage, relateret til maskinvask af 1 ton vasketøj. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand og el til vaskemaskinen, er ikke medtaget. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 5 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere en del fra gennemsnittet, og her ses der et væsentligt overlap i klimabelastningen mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler.



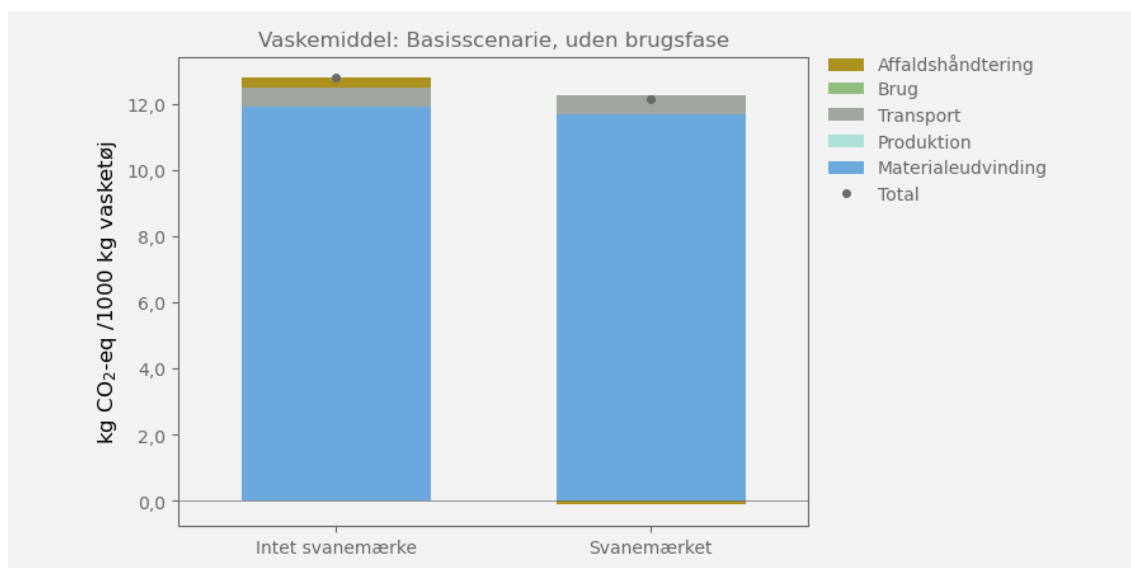
Figur 4 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ton vasketøj] relateret til vaskemidler (flydende og fast) med og uden svanemærket. Figuren medregner ikke brugsfasen.

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning skyldes hovedsageligt parametrene givet i Tabel 15.

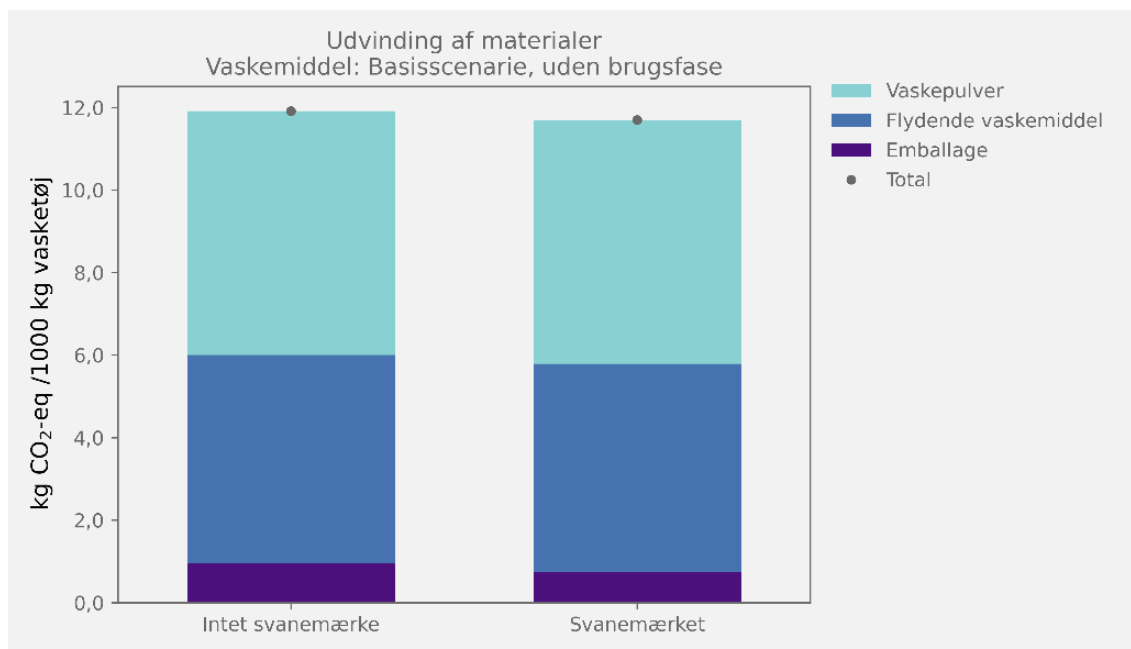
Tabel 15 Oversigt over vigtige parametre der medvirker til en forskel mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler, samt hvilke krav der har indflydelse på disse parametre.

Vigtig parameter	Krav der stilles hos Svanemærket
Doseringen	O10 Krav til maksimal dosering
Emballageudformningen, dvs. vægt og andel genanvendt materiale	O19 Krav til indhold af genanvendt materiale i emballagen + O22 Weight utility ratio
Emballagegenanvendeligheden	O20 og O21 Design-til-genanvendelse krav til emballagen

Som det ses på Figur 5 er langt størstedelen af klimabelastningen relateret til udvinding af materialer, hvor udvinding og produktion af selve vaskemidlet udgør 95% og emballagen de resterende 5% (se Figur 6). Doseringen er den vigtigste parameter for udfaldet af analysen, og forskellen i den gennemsnitlige dosering af svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler, på 4-7%, er hovedårsagen til, at der ses en forskel i klimabelastningen (se detaljer omkring doseringerne i Tabel 14). Det skal dog noteres, at udvinding og produktion af vaskemidlet er modelleret på samme måde for både svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler. Derudover, kan der være meget stor variation i sammensætningen af ingredienser i et vaskemiddel, som kan udligne de potentielle forskelle fra en forskel i kompakheden. På den baggrund forventes aspektet omkring kompakte vaskemidler ikke at have en væsentlig indflydelse på resultaterne.



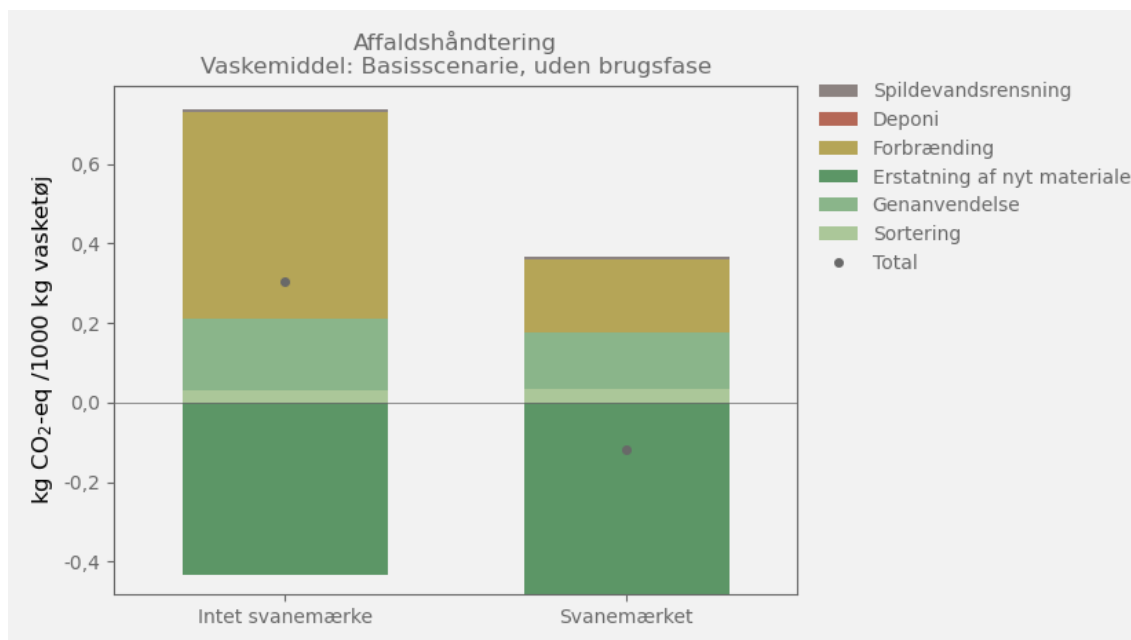
Figur 5 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ton vasketøj] fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne.



Figur 6 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ton vasketøj vask] fra materialeudvindingsprocessen

Som vist på Figur 6, står emballagen for de resterende ca. 5% af klimabelastningen fra materialeudvindingen og også her ses en forskel, grundet to ting: 1) emballagerne for de svanemærkede vaskemidler er i gennemsnit lidt lettere og 2) de indeholder i gennemsnit en højere andel af genanvendt materiale (se detaljerne i Tabel 12 og Tabel 13).

Afslutningsvis ses det på Figur 7, at klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen udgør en klimabelastning for ikke-svanemærkede vaskemidler, men en klimagevinst for de svanemærkede, hvilket primært skyldes genanvendeligheden af emballagen. Da emballager fra svanemærkede vaskemidler i højere grad er designet til genanvendelse, er der et mindre tab i genanvendelsesprocessen. Dette er godt for klimapåvirkningen af to årsager: 1) jo mindre plast der tabes undervejs i sortering- og genanvendelsesprocesserne, jo mindre bliver klimabelastningen fra forbrænding af restplast og 2) jo mindre tabet er, jo mere plast omdannes til recirkuleret plast, som dermed kan erstatte klimapåvirkningen relateret til produktion af nyt plast. Dette er illustreret i detaljer på Figur 7.



Figur 7 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg vask] fra affaldshåndteringsfasen, inddelt i individuelle affaldshåndteringsprocesser.

5.2.6.1.1 Følsomhedsanalyser

Klimapåvirkningen fra basisscenariet, samt alle følsomhedsscenarierne, er præsenteret i Tabel 16. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge et svanemærket vaskemiddel, sammenlignet med et ikke-svanemærket vaskemiddel, ligger på mellem 0,7 og 9,2 kg CO₂-eq / ton vasketøj.

En diskussion af de enkelte følsomhedsanalyser er givet i det følgende.

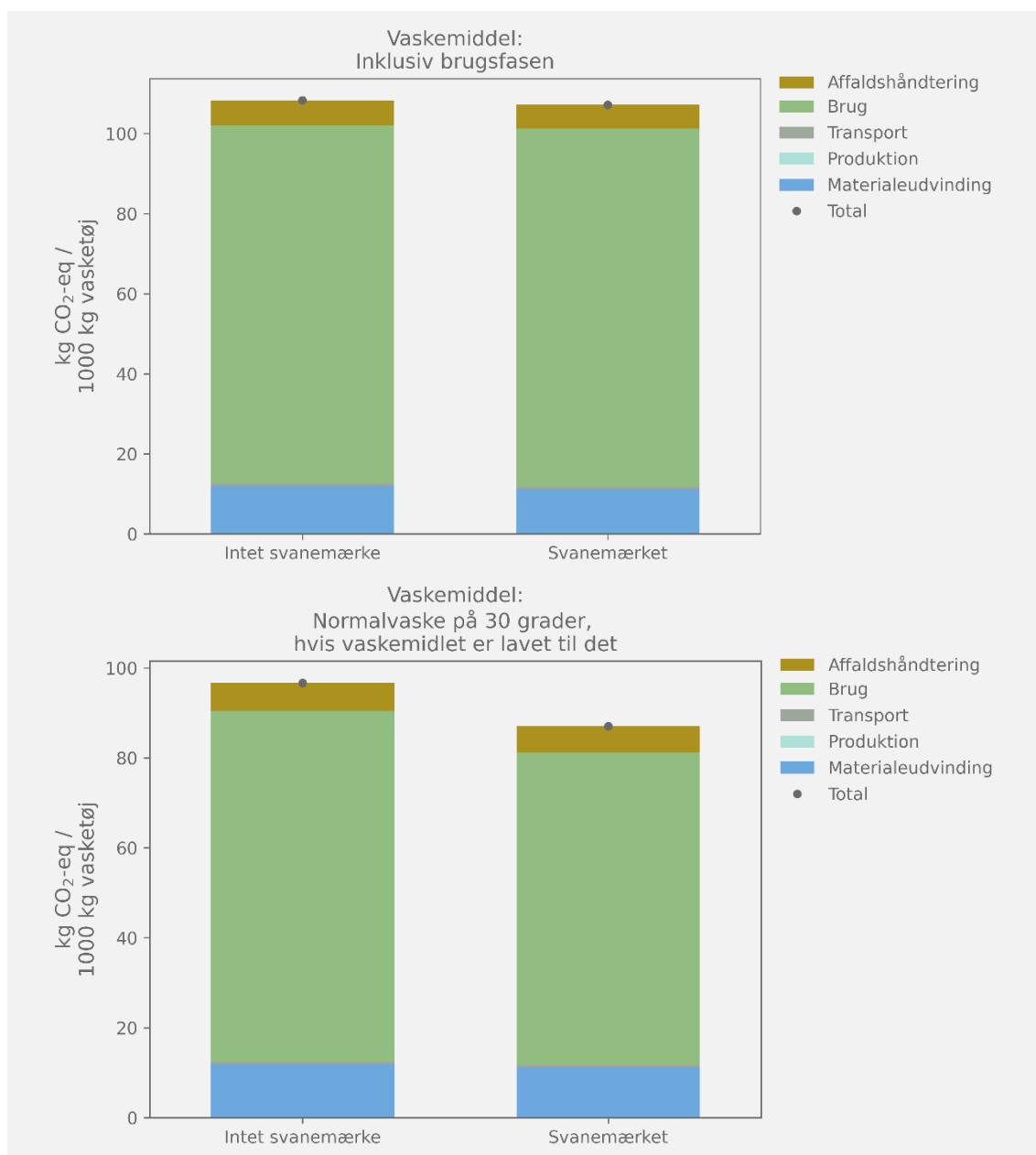
Tabel 16 Præsentation af klimapåvirkningen relateret til maskinvask af 1 ton vasketøj, for alle scenarierne.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	12,1	12,8	0,7	5
Inklusiv brugsfasen	107,7	108,3	0,6	1
Vask ved 30 grader	87,5	96,7	9,2	9
Samme dosering	12,3	12,8	0,6	4

Indflydelse fra brugsfasen og af vasketemperatur

Som det ses i Tabel 16 fører inklusion af brugsfasen til en markant stigning i den total klimapåvirkning. Dette skyldes to ting (illustreret i Figur 8, øverst):

1. Energiforbruget i brugsfasen, relateret til opvarmning af vand og kørsel af vaskemaskine, medfører en markant klimapåvirkning (grøn kolonne i figuren)
2. Klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen stiger (karryfarvet kolonne i figuren). Dette skyldes, at der i brugsfasen tilføjes et vandforbrug, som efterfølgende skal håndteres i et spildevandsrensningsanlæg. Da dette er betydelige mængder vand, stiger klimapåvirkningen fra spildevandshåndtering markant.



Figur 8 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser for de angivne følsomhedsscenerier.

Da brugsfasen som udgangspunkt forventes at være den samme for begge produkter, er den absolutte besparelse den samme som i basisscenariet, men den relative besparelse reduceres betydeligt, da den samlede klimapåvirkning stiger.

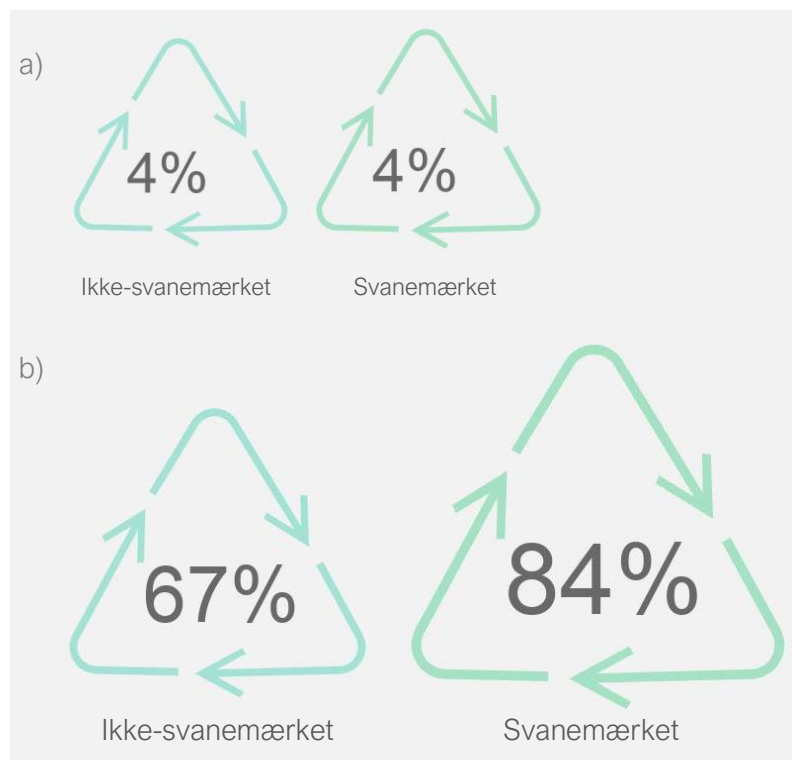
Når det inkluderes, at der kan vaske på 30 grader med alle svanemærkede vaskemidler, mod kun 58% af de ikke-svanemærkede, ses der dog en forskel i klimapåvirkningen fra brugsfasen, som leder til en relativ forskel på niveau med den fundet i basisscenariet (omkring 9%). Det skal dog siges, at den absolutte forskel stiger væsentligt fra 1 til 9 kg CO₂-eq/ton vasketøj. For at opnå den absolut største miljøbesparelse, er det derfor vigtigt at vaske ved lave temperaturer, hvor dette er muligt.

Indflydelse af dosering

Hvis det antages, at forbrugerne ikke følger doseringsanvisningen, men i stedet bruger den samme mængde vaskemiddel, uafhængigt af typen af vaskemiddel, reduceres både den absolutte og relative forskel mellem et svanemærket og ikke-svanemærket vaskemiddel. Den lille forskel der stadig ses skyldes emballagedesignet, der både er mere genanvendeligt, vejer mindre og indeholder mere genanvendt materiale. Da emballagen kun har en begrænset indflydelse på den samlede klimapåvirkning, bliver forskellen mellem produkterne dog meget lille, og klimapåvirkningen anses derfor at være på samme niveau.

5.2.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

I Figur 9 ses både den totale cirkularitet af alle materialer, dvs. vaskemiddel og emballage (Figur 9a), og af emballagerne alene (Figur 9b).



Figur 9 Procentdel af a) det totale materialeinput (produktindhold + emballage), eller b) emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

Den totale cirkularitet ligger kun på 4% og er ens for både svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler. Dette skyldes, at selve vaskemidlet, som udgør omkring 94% af produktets samlede vægt, ikke recirkuleres i økonomien, da det ender i spildevandet.

Zoomes der ind på de resterende ca. 6% som udgør emballagen, er situationen en væsentligt anden. Som tidligere beskrevet, er emballagerne fra svanemærkede vaskemidler i gennemsnit mere genanvendelige, end emballagerne fra ikke-svanemærkede vaskemidler. Dette medfører, at 84% af emballagerne fra svanemærkede vaskemidler kan genanvendes i gennemsnit, hvorimod det kun er 67% af emballagerne for de ikke-svanemærkede vaskemidler (Figur 9b).

Der er dog stor forskel på plastemballagerne, som primært bruges til flydende vaskemiddel, og papemballagerne som udelukkende bruges til vaskepulver. For hvor genanvende-

ligheden af plastemballager fra svanemærkede vaskemidler er væsentlig højere end genanvendeligheden af plastemballager fra ikke-svanemærkede vaskemidler, så er der ikke forskel på genanvendeligheden af papemballagerne.

Den væsentligt bedre genanvendelighed af plastemballagerne fra svanemærkede vaskemidler skyldes primært, at der ikke må benyttes etiketter der fylder mere end 60% af emballagens overflade. Dette har en stor indflydelse, da en etiket der fylder mere end 60% af overfladen ofte vil resultere i, at teknologien der sorterer emballagen vil sortere den forkert^{30,31,32}, og at emballagen dermed vil ende som rest til forbrænding (se detaljerede antagelser i bilagsrapporten, afsnit C.1.4.3).

5.2.6.3 Uønsket kemi

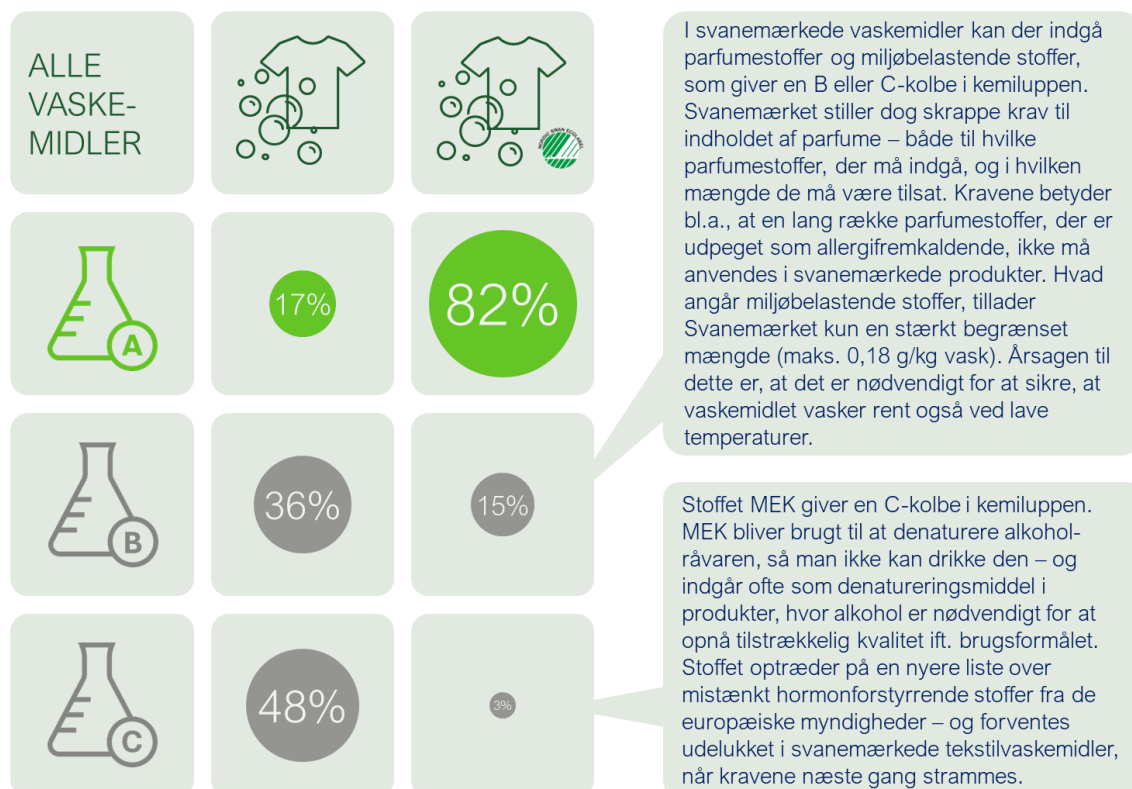
5.2.6.3.1 Forbrugerprodukter

Figur 10 viser hvordan vaskemidlerne i kemiluppen er blevet vurderet, i forhold til TÆNKs kolbesystem. Det ses, at hvor kun 17% af de ikke-svanemærkede vaskemidler har fået en A-kolbe, får 82% af de svanemærkede vaskemidler en A-kolbe. Det ses også, at en væsentlig andel af de ikke-svanemærkede vaskemidler har fået en B-kolbe og særligt en C-kolbe, hvilket skyldes forekomsten af stoffer der er mistænkt for at være allergifremkaldende, miljøbelastende, hormonforstyrrende og mindre hyppigt kræftfremkaldende. En liste over de mest hyppigt forekomne kemikalier i ikke-svanemærkede vaskemidler, der fremhæves som problematiske i kemiluppen, er præsenteret i Tabel 17. En fuld liste kan ses i Bilag C.3.

³⁰ Personlig kontakt med Nordisk Produkt Ansvarlig Thor Hirsch og Dansk Kriterie Chef Heidi Bugge (2022)

³¹ Forum for cirkulær plastemballage (2019), *Designguide: Genbrug og genanvendelse af plastemballager til de private forbrugere*

³² RecyClass (2023), *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024



Figur 10 Fordeling af kolbeurderinger fra kemiluppen, for alle svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler inkluderet i kemiluppen i august 2023.

Det skal dog nævnes, at selvom andelen af svanemærkede vaskemidler der får en B-kolbe, er væsentlig mindre, ligger den dog stadig på 15%. For de svanemærkede produkter, gives B-kolben grundet forekomsten af parfumestoffer eller potentielt miljøbelastende stoffer. Her skal det tilføjes, at det kun er udvalgte parfumestoffer der tillades i svanemærkede produkter, hvor ingen specifikt fremhæves som potentielt problematiske i kemiluppen. Derudover tillader svanemærket kun en meget lille koncentration af både parfumestoffer og miljøbelastende stoffer. Forekomst af disse er derfor begrænsede i svanemærkede produkter, hvorimod der ingen begrænsning er, når det kommer til koncentrationerne i ikke-svanemærkede vaskemidler.

Tabel 17 Oversigt over de kemikalier, der forekommer i minimum 15% af de ikke-svanemærkede vaskemidler, samt en angivelse af, hvorfor de er fremhævet som problematiske i kemiluppen. En fuld liste kan ses i Bilag C.3.

Kemikalie	Forekomst		Mistænkt for at være	
	Antal	%	Allergifremkaldende	Miljøskadelige
Linalool	63	24%	X	
Methylisothiazolinone	61	23%	X	X
Sodium c10-13 alkyl benzenesulfonate	52	20%		X
Citronellol	50	19%	X	
Limonene	49	19%	X	
Sodium dodecylbenzenesulfonate	48	18%		X
Hexyl cinnamal	45	17%	X	



Enkelte svanemærkede produkter får dog også en C-kolbe. Dette skyldes forekomsten af kemikalierne præsenteret i Tabel 18.

Tabel 18 Oversigt over de kemikalier der forekommer i svanemærkede vaskemidler, som fremhæves som problematiske i kemiluppen. De resulterer alle i en C-kolbe.

Kemikalie	Forekomst		Mistænkt for at være		
	Antal	%	Kræft- fremkaldende	Miljø- skadelige	Hormon- forstyrrende
MEK	2	2%			X
1-vinyl-2-pyrrolidone*	1	1%	X		
Dodecylbenzene sulfonic acid	1	1%		X	

* Kræftfremkaldende stoffer tillades ikke i svanemærkede produkter og dette forventes derfor at være en fejl i ingredienslisten. Forklaringen kunne være, at der i mange vaskepulvere indgår 2-Pyrrolidione, som er en copolymer dannet af 1-vinylimidazole og 1-vinyl-2-pyrrolidone, og at der derfor skulle have været 2-Pyrrolidione.

5.3 Maskinopvask (017)

Dette kapitel omhandler produktet maskinopvask til forbrugere. Kriterierne for svanemærket maskinopvask generation 7 dækker over både maskinopvask og afspændingsmiddel, men analysen fokuserer udelukkende på maskinopvask i form af tabs, da det er det mest udbredte på markedet, samt for at begrænse analysens omfang. Analysen inkluderer dog både enkel- og multifunktionelle tabs.

I dette kapitel præsenteres baggrunden for og relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for maskinopvasketabs med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne.

5.3.1 Baggrund

Opvaskemidler til opvaskemaskiner, udgør i dag en vigtig del af husholdningers daglige rengøringsrutiner, da over 70% af danske husholdninger havde en opvaskemaskine i 2019³³. Maskinopvaskemidler udgør ligeledes en vigtig del i mange offentlige institutioners daglige praksis, så som plejehjem, daginstitutioner og kontormiljøer.

En markedsanalyse udgivet af AISE (The International Association for Soaps)³⁴ fra 2021 viste, at den samlede detailværdi af EU-markedet (inkl. Storbritannien, Schweiz og Norge) for maskinopvaskemidler til privat brug var 3.3 mia. euro. Analysen viste ligeledes, at kategorien "Opvask, inkl. maskinopvask og håndopvask", samlet set udgjorde 16 % af det private marked relateret til rengøringsmidler i hjemmet³⁴.

Maskinopvaskemidler til forbrugere sælges primært i tre forskellige former; pulver, væske og tabletter, hvoraf tabletter udgør den markant største markedsandel i Europa, anslået til 83%³⁵.

5.3.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af håndopvaskemidler er:

1. Udvinning og produktion af ingredienser
2. Emballageproduktion
3. Transport
4. Brugsfase
5. Affaldshåndtering

³³ Danmarks Statistik (2019), *Elektronik i hjemmet – Priser og forbrug*, Nyt Fra Danmarks Statistik Nr. 164

³⁴ AISE (2022), *Activity and Sustainability report 2021-22*, International Association for Soaps, Detergents and Maintenance Products

³⁵ Boyano et al. (2016), *Revision of six EU Ecolabel Criteria for detergents and cleaning products*, JRC Technical Report, JRC104463, European Commission

I de fleste studier relateret til miljøvurdering af maskinopvask, er den funktionelle enhed relateret til en opvaskecyklus, og inkluderer dermed el og vand som bruges i opvaskemaskinen. Derfor, er den mest miljøbelastende fase ofte brugsfasen. Ifølge Van Hoof et al. (2017)³⁶, udgør brugsfasen helt op til mellem 75% og 95% af påvirkninger over en bred række påvirkningskategorier, lige fra klimapåvirkningen til eutrofiering af ferskvand. Påvirkningen skyldes den store mængde energi brugt til at opvarme vandet, samt mængden af vand brugt til vaskecyklussen^{36,37}. Et andet afgørende forhold i brugsfasen er mængden af produktet, der anvendes per vaskecyklus, dvs. doseringen, som for en opvasketab er lig med vægten af opvasketabben.

Næst efter brugsfasen kommer valget af ingredienser, samt udvinding og produktion af maskinopvaskemidlers råmaterialer, som ofte præsenteres samlet. Disse faser er ligeledes ansvarlige for en betydelig del af miljøpåvirkningerne, særligt i påvirkningskategorierne "photochemical oxidation", "human toxicity" og "acidification"³⁸. Dette skyldes i høj grad valget og mængden af overfladeaktive stoffer samt fosfor, som udgør en stor del af ingredienserne i maskinopvaskemidler.

Emballageproduktionen udgør kun en relativt lille del af produktets samlede fodaftryk³⁶. Det fremgår ikke hvilken del af emballagen der er medregnet i studiet, dvs. om det er indpakningen til tabletterne eller papæskan, som de opbevares i, eller begge.

I bortskaffelsesfasen skelner LCA-studierne ofte mellem *produktets affaldshåndtering* (dvs. udledningen af spildevand fra maskinopvask til miljøet) og *emballagens affaldshåndtering* (dvs. affaldshåndteringen af produktemballagen). Hvor bidraget næsten er minimalt relateret til affaldshåndtering af emballagen³⁶, så kan affaldshåndtering af produktet udgøre en væsentlig påvirkning i påvirkningskategorier som eutrofiering³⁶, hvilket skyldes udledningen af spildevand til miljøet, som har et højt indhold af fosfor.

Transport udgør kun en minimal del af miljøpåvirkningerne sammenlignet med resten af livscyklusfaserne³⁶. Dog fremgår det ikke tydeligt, hvordan systemgrænserne er sat ift. transport, hvilket kan have betydning for hvor stort et bidrag denne fase reelt har på miljøpåvirkningerne.

5.3.3 Udvalgelse af krav

Kriteriedokumentet for Maskinopvask og skyllemidler består af 28 kriterier³⁹. Af dem, var det kun muligt at inkludere effekten af 4 krav i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi og 8 krav i analysen af uønsket kemi (se afsnit 5.1.1.1).

³⁶ Van Hoof et al. (2017), *Use of product and ingredient tools to assess the environmental profile of automatic dishwashing detergents*, Journal of Cleaner Production 142, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.10.114

³⁷ Boyano et al. (2016), *Revision of six EU Ecolabel Criteria for detergents and cleaning products*, JRC Technical Report, JRC104463, European Commission

³⁸ AISE (2019)

³⁹ Se kriterier her: [Krav og priser for certificering med Svanemærket](#)

Fælles for analyserne er, at krav der relaterer sig til dokumentation, og diverse management relaterede aspekter, ikke er medtaget, da de ikke vurderes at være relevante i en miljøvurderingssammenhæng.

5.3.3.1 Klimapåvirkning og cirkulær økonomi

Kravene, hvis effekt er medtaget i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi, er givet i Tabel 19.

Tabel 19 Oversigt over krav der er medtaget i analysen for maskinopvasketabs, samt hvilke livscyklusfaser de påvirker.

Udvalgte kriterier	Ingredienser	Brug	Emballage
O15 Krav til maksimal dosering	X	X	X
O18 Weight utility ratio (WUR) – krav til samlet vægt			X
O18 WUR – krav til genanvendt materiale			X
O20 Krav til forbrugerinformation ift. Sortering			X
O22 Performance	X	X	X

I kriterie O15 er der sat krav til en maksimal funktionel dosering. Dette er således et krav der har indflydelse på mængden af ingredienser der skal bruges pr. vask, som påvirker hele livscyklussen (dvs. både produktionen af ingredienser, mængden af emballage, samt brugsfasen) og derfor er O15 medtaget i analysen. Samtidig sættes der i O22 krav til, at maskinopvaskemidlet rengør effektivt ved den anbefalede dosis, hvilket også er relevant for hele livscyklussen, da maskinopvaskemidler der ikke rengør ordentligt, vil medføre ekstra vaske og dermed ekstra vand-, sæbe-, og elforbrug. Krav O22 medtages derfor ved at antage, at alle maskinopvaskemidler gør effektivt rent ved den anbefalede dosis, både svanemærkede og ikke-svanemærkede. Det skal dog siges, at ikke-svanemærkede opvasketabs ikke skal fremvise en dokumenteret performance test der viser, at de vasker effektivt ved 45 grader.

Flere kriterier er relateret til emballagen (O18 og O20), og sætter krav til blandt andet valg af emballagemateriale, samlet vægt af emballagen og sorteringsvejledning. Her er forventningen, at der vil være en forskel, særligt ift. emballagernes vægt og indhold af genanvendt materiale, når svanemærket maskinopvask sammenlignes med dem uden et svanemærke. Krav O18 og O20 indgår derfor i analysen.

En lang række af kriterierne omhandler restriktioner eller forbud mod brug af specifikke problematiske kemikalier i selve maskinopvaskemidlet. Det er dermed kriterier der går ind og begrænser, samt sætter en retning for, valget af ingredienser, som er væsentligt for klimapåvirkningen (se afsnit 5.3.2). Trods disse begrænsninger, er der stadig mulighed for en meget stor variation i sammensætningen af ingredienser. Det har derfor ikke været muligt at definere en generel sammensætning af ingredienser for svanemærket maskinopvask, som differentierer sig fra sammensætningen af ikke-svanemærket maskinopvask. På den baggrund er disse kriterier ikke medtaget i analysen af klimapåvirkningen, trods vigtigheden af ingrediensvalg og indholdskemi bliver dog behandlet i vurderingen af uønsket kemi, hvis resultater er præsenteret i afsnit 5.3.6.3.

5.3.3.2 Uønsket kemi

Udvælgelse af krav, der er relevante ift. uønsket kemi, og som samtidig kan bruges til at kvantificere en effekt af svanemærkets kriterier, er givet i afsnit 5.1.1.

5.3.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

5.3.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Baseret på den eksisterende litteratur, som definerer funktionelle enheder relateret til en opvaskecyklus, og den forventede størrelse af forbruget i det offentligt, defineres den funktionelle enhed i dette studie som:

*Produktion og affaldshåndtering af maskinopvasketabs
inkl. emballage, relateret til vask af service til det bliver rent,
via 1000 maskinopvaskecyklusser.*

For at den funktionelle enhed overholdes, skal servicet vaskes rent, da det ellers kan influere mængderne af vand, energi og sæbe der skal bruges. En grundlæggende antagelse i dette studie er, at servicet bliver vasket rent hvis der bruges 1 tab pr. opvaskecyklus, både med svanemærkede og ikke-svanemærkede opvasketabs.

Referenceflowet af både opvasketabs og emballage, der er relateret til den funktionelle enhed, er præsenteret i Tabel 20 for hhv. opvasketabs med og uden et svanemærke. Som det kan ses, er forskellen i gennemsnittet markeret rød for både mængden af opvasketab og emballagemængden for pap, hvilket betyder, at et alternativt ikke-svanemærket produkt på markedet er estimeret som værende bedre end et svanemærket. Baggrunden for definition af de forskellige referenceflows er uddybet i afsnit 5.3.4.3 og Bilag D.

Tabel 20 Oversigt over referenceflow for maskinopvask hhv. med og uden et svanemærke. Datapunkter i parentes repræsenterer best- og worstcase værdier eksklusiv outliers.

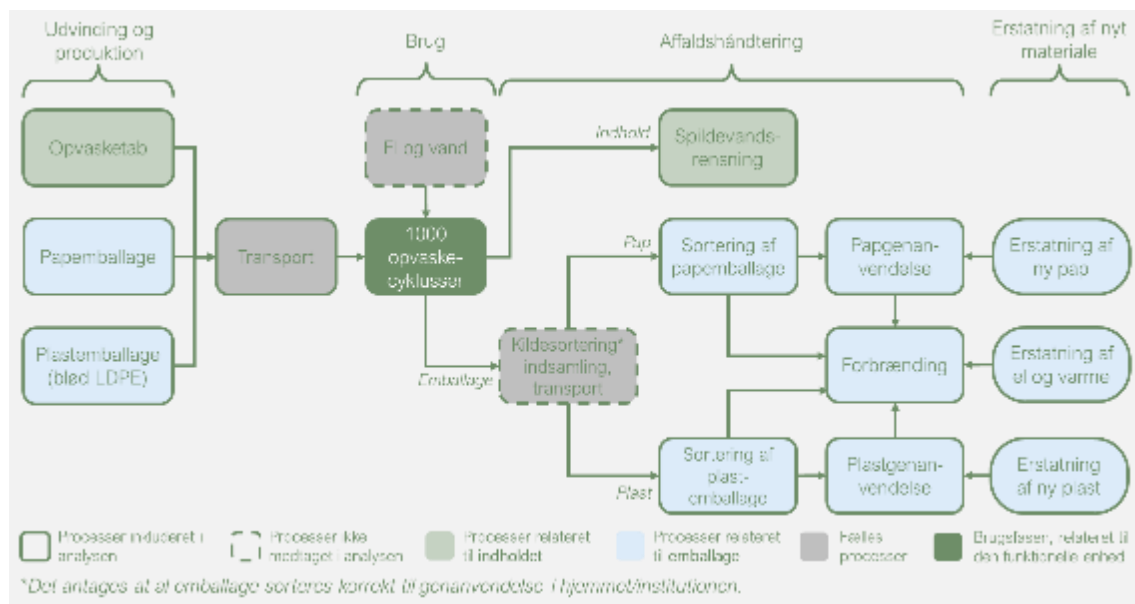
Referenceflow pr. 1000 opvaskecyklusser	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt	Forskel på gennemsnit
Opvasketab	Kg	17 (10,6 - 20,2)	16,4 (12,9 - 21,3)	-4%
Emballage				
Plast (Blød PE plast)	Kg	0,06 (0,03 - 0,1)	0,17 (0,07 - 0,5)	62%
Pap	Kg	0,69 (0,28 - 1,05)	0,55 (0,19 - 1,49)	-27%

5.3.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Figur 11 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for maskinopvasketabs. Modelopsætningen er den samme for opvasketabs med og uden et svanemærke.

Som angivet på figuren er forbrug af el og vand til selve opvaskemaskinen ikke inkluderet i basisscenariet, grundet; 1) dette forbrug er ikke afhængig af typen af opvasketabs, men i stedet af opvaskemaskinen og 2) opvaskemidlet er ikke alene ansvarligt for dette forbrug

(også opvaskemaskinen spiller ind her). Derudover antages det, at forbrugeren altid sorterer emballagen korrekt, både når den er lavet af plast og af pap, både for et svanemærket og et ikke svanemærket produkt.



Figur 11 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering af maskinopvasketabs inkl. emballage, relateret til vask af service til det bliver rent, via 1000 maskinopvaskecyklusser.*

5.3.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Tabel 21 præsenterer sammensætningen af emballager, som er anvendt i analysen for henholdsvis, svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter.

Tabel 21 Antaget sammensætningen af emballager til opvasketabs, hhv. med og uden svanemærket.

Antaget sammensætning af emballagemateriale for opvasketabs	Svanemærket produkt ¹	Ikke-svanemærket produkt ²
Plastemballage (blød plast)	20%	46%
Fiberholdigt emballage (pap)	80%	54%

1) Antaget på baggrund af stikprøven for svanemærkede opvasketabs (se detaljer i Bilag D)

2) Antaget på baggrund af markedsanalyse af opvasketabs. Se detaljer i Bilag B.

I Tabel 22 ses en oversigt over de resterende datapunkter der er blevet brugt i opstillingen af analysen, såsom emballagemængder, andelen af genanvendt materiale i emballagerne og effektiviteter i genanvendelsen.

Generelt gælder det, at de fleste datapunkter, som er specifikke for det svanemærkede produkt, repræsenterer realiserede gennemsnit. Dvs. at de er fundet ved at registrere egenskaberne for et tilfældigt udvalg af svanemærkede produkter (se detaljer for udtagning af stikprøve i bilagsrapporten, afsnit D.1.1). Dette indbefatter datapunkter relateret til dosering, emballagemængder og andelen af genanvendt materiale.

For ikke-svanemærkede produkter er flere af datapunkterne estimeret baseret på en markedsundersøgelse af en lang række produkter tilgængelige i forskellige supermarkeder.

Dette gælder data for doseringen, emballagemateriale og emballagemængder. En detaljeret beskrivelse af fremgangsmetoden og resultaterne fra undersøgelsen er givet i Bilag B.

Andelen af genanvendt materiale i emballagen for ikke-svanemærkede produkter blev estimeret på baggrund af EU's default R1 faktorer, som repræsenterer den forventede andel genanvendt materiale i forskellige produkter på det Europæiske marked⁴⁰. Her er den mindste og største værdi for hhv. blød plast og pap-produkter blevet registeret og gennemsnittet udregnet.

Tabrater og effektiviteten af sorterings- og genanvendelsesprocesser antages at være ens for emballager der kommer fra svanemærkede og ikke-svanemærkede opvasketabs, da der ikke stilles særlige krav til emballagernes genanvendelighed. Effektiviteten af sorterings- og genanvendelsesprocesser er blevet estimeret ud fra videnskabelige kilder, som angivet i tabellen.

Udover datapunkterne præsenteret i Tabel 21 og Tabel 22, så er der brugt en lang række Ecoinvent processer, til at opsætte modellen. En oversigt over disse kan ses i Bilag D

Tabel 22 Opsummering af data brugt til at differentiere mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede opvasketabs. Tal udenfor parenteser repræsenterer gennemsnit og tal indenfor parenteserne repræsenterer mulig variation. Grundet begrænset adgang til data var det ikke muligt at tilføje variation til alle datapunkterne. Detaljeret beskrivelse af baggrunden for datapunkterne er givet i B og D.

Datapunkter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Data relateret til vaskemidlet			
Vægt af opvasketab	g produkt/tab	17 (10,6 - 20,2) ⁵	16,4 (12,9 - 21,3) ⁶
Data relateret til emballagen			
<i>Papemballage</i>			
Emballagevægt	g pap/kg indhold	51,2 (33,3 - 64,8) ⁵	61,6 (26,7 - 129) ⁶
Andel af genanvendt materiale	%	95 (99,1 - 90) ⁵	67,5 (47 - 88)
<i>Plastemballage</i>			
Mængder af plastemballage	g plast/kg indhold	18,4 (14,4 - 25,5) ⁵	22,2 (11,5 - 50,8) ⁶
Andel af genanvendt materiale	%	0 ⁵	0
Data relateret til genanvendelsen			
Sorteringseffektivitet, pap ¹	%	99	99
Oparbejdningseffektivitet, pap ²	%	94	94
Sorteringseffektivitet, plast ³	%	45	45
Oparbejdningseffektivitet, plast ⁴	%	76	76
Data relateret til transport			

⁴⁰European Union (2021), *Commission recommendation (EU) 2021/2279 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations*

Transport med 16-32 ton lastbil	km	275 (50 - 500)	275 (50 - 500)
---------------------------------	----	----------------	----------------

- 1) Baseret på Ecoinvent (2012), *ecoinvent 3.9.1 Dataset Documentation: treatment of waste paperboard, unsorted, sorting – Europe without Switzerland – waste paperboard, sorted*, Ecoinvent Association
- 2) Baseret på Haupt et al. (2017), *Do we have the Right Performance Indicators for the Circular Economy? – insight into the Swiss Waste Management System*, Journal of Industrial Ecology, DOI: 10.1111/jiec.12506
- 3) Baseret på Eriksen og Astrup (2019), *Characterisation of source-separated, rigid plastic waste and evaluation of recycling initiatives: Effects of product design and source-separationsystem*, Waste Management, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.006>. Her er der antaget et gennemsnit mellem lav og høj effektivitet for folieplast
- 4) Baseret på Faraca et al. (2019), *Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres*, Resources, Conservation and Recycling, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.014>, for det simple genanvendelsesscenarie
- 5) Baseret på realiserede gennemsnit og variation fra et udvalg af 30 svanemærkede opvasketabs (Bilag B)
- 6) Baseret på realiserede gennemsnit og variation fra et udvalg af 24 ikke-svanemærkede opvasketabs (se detaljer i Bilag B og D)

5.3.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenariet præsenteret i Tabel 23.

Tabel 23 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarier udført for opvasketabs. Hvor der kun er givet én værdi, gælder denne for både gennemsnit, best case og worst case, ellers gælder formatet: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1000 opvaskecyklusser
Inklusiv brugsfasen	Forbrug af vand og elektricitet til opvarmning af vand og kørsel af opvaskemaskinen tilføjes i brugsfasen. Det samme forbrug tilføjes for opvasketabs både med og uden et svanemærke.	I brugsfasen tilføjes: - 9,1 (6,5-10,5) m ³ vand ¹ - 2818 (1944-3672) MJ el ¹

- 1) Fundet via opgivet vand- og elforbrug på pricerunners 20 mest solgte opvaskemaskiner pr. september 2023. Gennemsnittet, samt det minimale og maksimale forbrug er anvendt.

5.3.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af ønsket kemi tager udgangspunkt i produkter markedsført til forbrugere, og følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.1.

5.3.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i gennemsnitligt forbrug af opvasketabs.

Analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi bygger på krav til maksimal funktionel dosering samt emballagekrav, herunder emballagens vægt, valg af emballagemateriale, indhold af genanvendt materiale. Det har ikke været muligt at kvantificere klimaeffekten af krav til fx kemikalier og vaskeeffektivitet (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 4.2) og disse krav er derfor ikke medtaget i klimaanalysen.

Analysen af uønsket kemi er udført på baggrund af data fra Kemiluppen og tager udgangspunkt i krav relateret til forbud mod specifikke indholdsstoffer. Det har ikke været muligt at medregne effekten af krav der begrænser brugen af bestemte stoffer, ved at sætte grænseværdier for maksimalt tilladte koncentrationer (se detaljeret beskrivelse i afsnit 4.1.3).

De udførte analyser viser, at de krav, der skaber den største miljø- og klimamæssige effekt, er dosering, emballage og kemikalier. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



KLIMA

Analysen af de udvalgte parametre viser at klimapåvirkningen fra svanemærkede opvasketabs ligger på **samme niveau**² som klimapåvirkningen fra ikke-svanemærkede opvasketabs¹.



CIRKULÆR
ØKONOMI

88 %¹ af emballagerne fra svanemærkede opvasketabs kan recirkuleres og blive til nyt materiale, mod **79 %*** af emballagerne fra ikke-svanemærkede opvasketabs.



UØNSKET
KEMI

Mange potentielt allergifremkaldende og miljøskadelige kemikalier, som er bredt anvendt i ikke-svanemærkede opvasketabs undgås. Dette ses blandt andet ved, at **78 %** af svanemærkede opvasketabs får en A-kolbe i kemiluppen³, mod kun **13 %** af ikke-svanemærket maskinopvask.

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

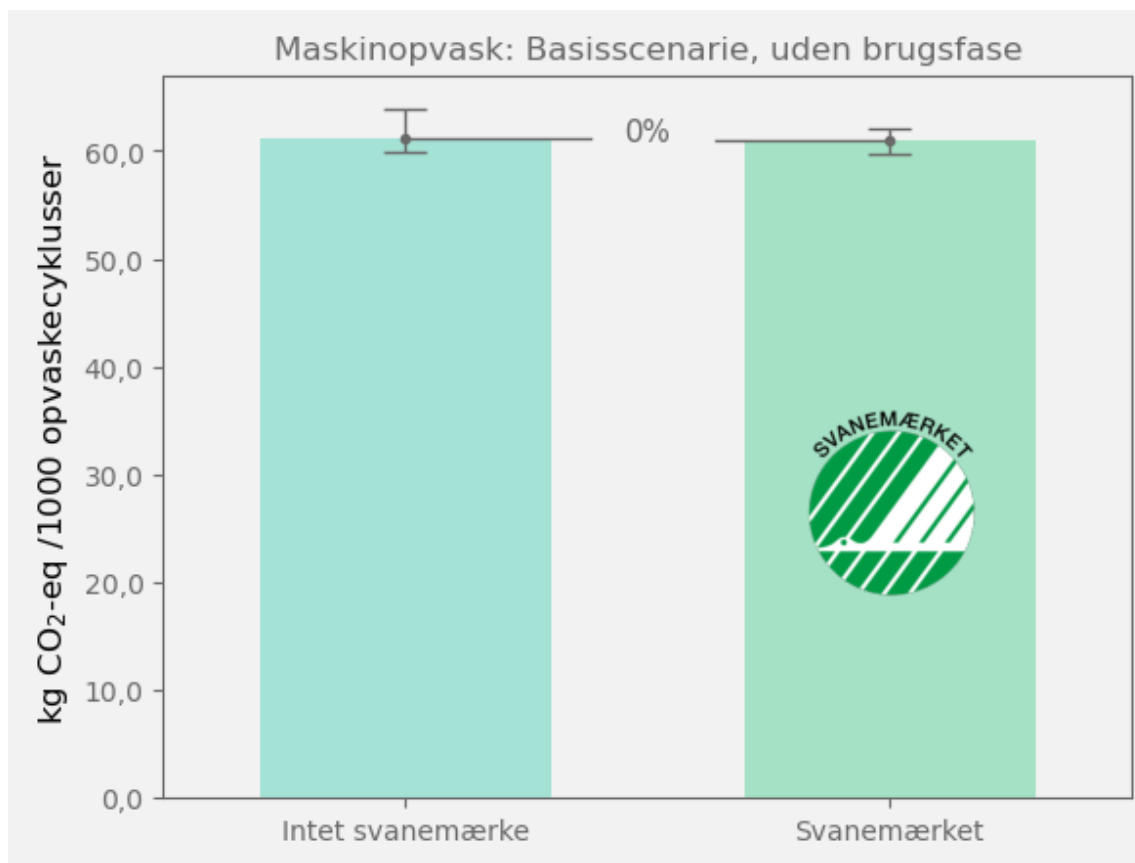
Analysen af klimapåvirkningen viser, at påvirkninger fra selve råvareudvindings- og produktionsfasen er væsentlige for produkternes samlede klimabelastning. Da der kun er LCA datasæt tilgængelige for få og generiske kemikalier, har det ikke været muligt at kvantificere en potentiel forskel i denne del af livscyklussen. Det gør det samtidig svært, at stille konkrete miljømærkekrav til kemikaliers klimabelastning, da datagrundlaget til at skelne mellem forskellige kemikalier på nuværende tidspunkt er meget begrænset.

Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket tekstilvaskemiddel versus ikke-svanemærket vaskemiddel.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

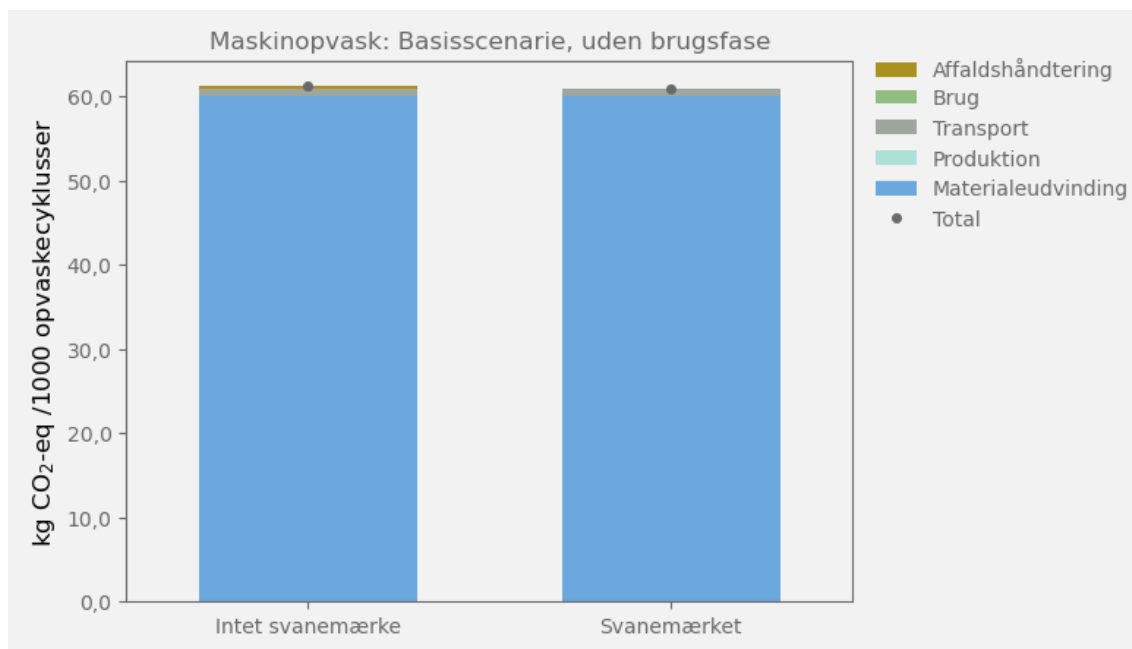
5.3.6.1 Klimapåvirkning

Figur 12 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af opvaske-tabs inkl. emballage, relateret til 1000 opvaskecyklusser. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand og el til opvaskemaskinen, er ikke medtaget. Figuren viser, at der generelt ikke er tilstrækkelig data til at påvise en forskel i klimapåvirkningen mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede maskinopvaskemidler. Den viser desuden, at enkelte produkter på markedet ligger inden for samme niveau uden væsentlige afvigelser.



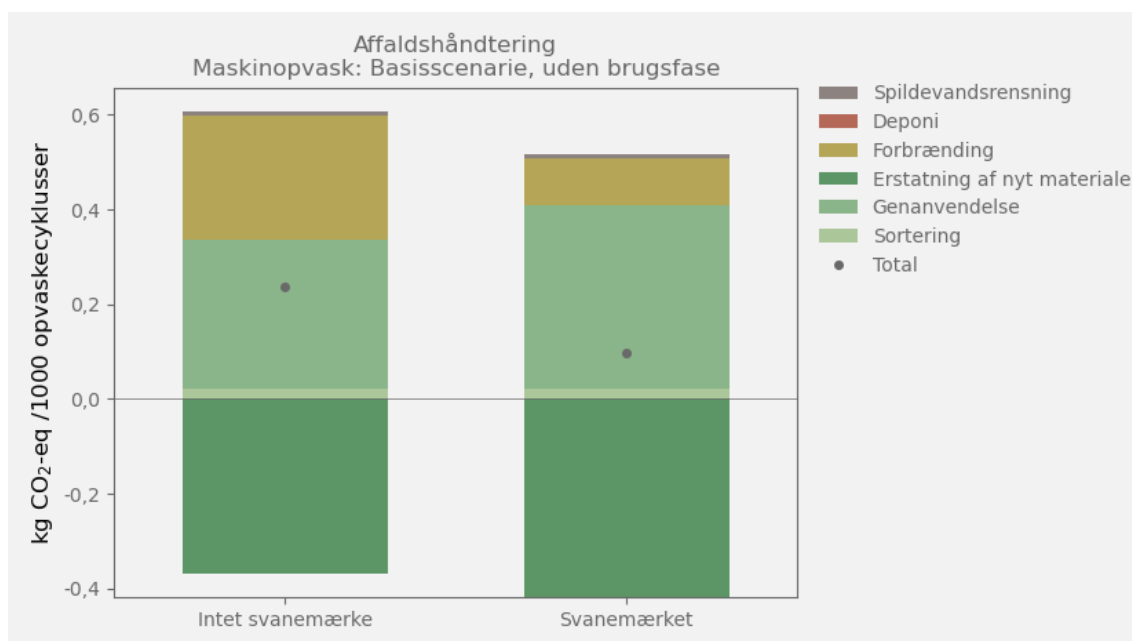
Figur 12 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 opvaskecyklusser] relateret til maskinopvasketabs med og uden svanemærket. Figuren medregner ikke brugsfasen.

Når der fokuseres på, hvilke processer der bidrager til den samlede klimabelastning (se Figur 13), er det tydeligt, at materialeudvinding er ansvarlig for langt størstedelen af påvirkningerne, og affaldshåndtering og transport bidrager kun minimalt. Det samme er tilfældet, for selve materialeudvindingsprocessen, da produktion af selve opvasketappen er ansvarlig for over 95%, og produktion af emballagen dermed kun bidrager minimalt.



Figur 13 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 opvaskecyklusser] for maskinopvasketabs fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne.

Kun i forbindelse med affaldshåndteringen, er klimapåvirkningen relateret til svanemærkede opvasketabs lavere, se Figur 14. Dette skyldes, at pap er mere anvendt som emballagemateriale for svanemærkede opvasketabs, mod blød plast, som i højere grad bruges til ikke-svanemærkede tabs. Da pap antages at have en højere genanvendelighed end særligt blød plast, som ofte er svært at genanvende og dermed genanvendes til lavere kvaliteter, så bliver den samlede klimabelastning relateret til affaldshåndteringsfasen lavere for de svanemærkede emballager.



Figur 14 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 opvaskecyklusser] fra affaldshåndteringsfasen, inddelt i individuelle affaldshåndteringsprocesser, for maskinopvasketabs.

Følsomhedsanalyser

Klimapåvirkningen fra basis- og følsomhedsscenariet er præsenteret i Tabel 24. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge et svanemærkede opvaske-tabs, sammenlignet med ikke-svanemærkede opvasketabs, ligger på 0,2 kg CO₂-eq / 1000 opvaskecyklusser.

Grundet de mange antagelser der ligger til grund for analysen, vurderes en forskel i klima-påvirkning på mindre en 5% at være så usikker, at det ikke kan antages at udgøre en reel forskel. Baseret på Tabel 24 kan det derfor konkluderes, at klimapåvirkningen for svane-mærkede opvasketabs ligger på samme niveau som klimapåvirkning for ikke-svanemær-kede opvasketabs. En diskussion af følsomhedsscenariet er givet i det følgende.

Tabel 24 Præsentation af klimapåvirkningen relateret til 1000 maskinopvaskecyklusser, for alle scenarierne.

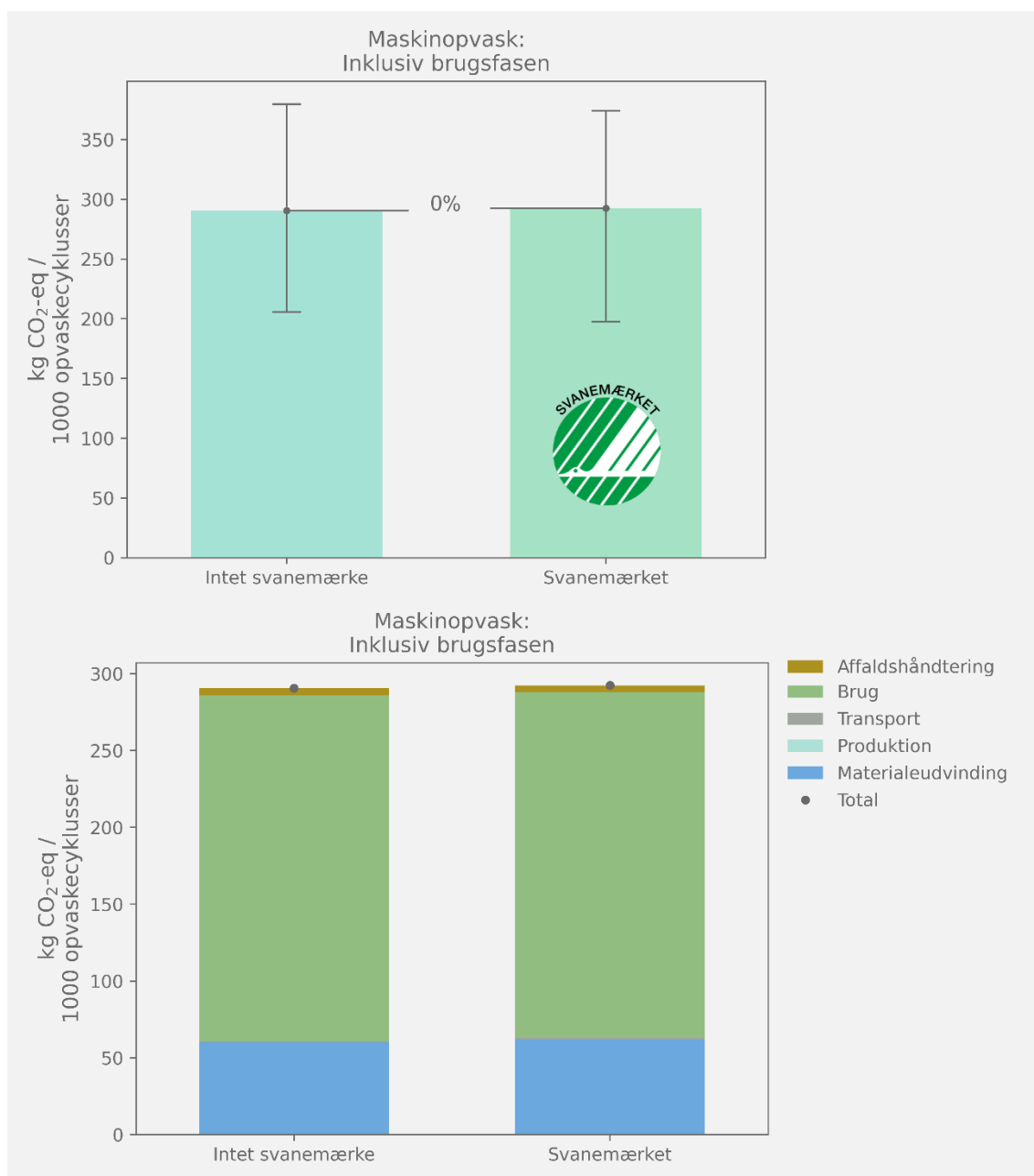
Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
<i>Basisscenarie</i>	61	61,2	0,2	0
Inklusiv brugsfasen	291	291	0,2	0

Indflydelse fra brugsfasen og af vasketemperatur

Som det ses i Tabel 16 fører inklusion af brugsfasen til en markant stigning i den total kli-mapåvirkning. Dette skyldes to ting (illustreret i Figur 8):

1. Energiforbruget i brugsfasen, relateret til opvarmning af vand og kørsel af opvaske-maskinen, medfører en væsentlig klimapåvirkning (grøn kolonne i figuren)
2. Klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen stiger (karryfarvet kolonne i figuren). Dette skyldes, at der i brugsfasen tilføjes et vandforbrug, som efterfølgende skal håndteres i et spildevandsrensningsanlæg.

Da brugsfasen som udgangspunkt forventes at være den samme for begge produkter, er den absolutte besparelse den samme som i basisscenariet, men den relative besparelse reduceres, da den samlede klimapåvirkning stiger.



Figur 15 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser for de angivne følsomhedsscenarier.

5.3.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

I Figur 16 ses både den totale cirkularitet af alle materialer, dvs. opvasketab og emballage (Figur 16a), og af emballagerne alene (Figur 16b).



Figur 16 Procentdel af a) det totale materialeinput (produkt-indhold + emballage), eller b) emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

Den totale cirkularitet ligger på kun 3% og er ens for både svanemærkede og ikke-svanemærkede opvasketabs. Dette skyldes, at selve opvasketabsne, som udgør omkring 96% af produktets samlede vægt, ikke recirkuleres i økonomien, da det ender i spildevandet.

Zoomes der ind på de resterende ca. 4% som udgøres af emballage, er situationen en væsentlig anden. Som tidligere beskrevet, er emballagerne fra svanemærkede opvasketabs i højere grad lavet af pap, end emballagerne fra ikke-svanemærkede opvasketabs. Alternativet til pap er blød plast, muligvis en multilagsfolie, som emballage til ikke-svanemærkede opvasketabs i højere grad er lavet af. Flere kilder beskriver, at blød plast er en problematisk fraktion at genanvende, hvor der ofte ses store tab i genanvendelsesprocessen⁴¹. Da der ikke forventes de store tab i papgenanvendelsesprocessen⁴², forventes langt større andele af emballage at recirkuleres i økonomien, hvis emballagen er lavet af pap i stedet for blød plast, særligt hvis det er en multilagsfolie. Dette medfører, at 88% af emballagerne fra svanemærkede opvasketabs i gennemsnit kan genanvendes, hvorimod det kun er 79% af emballagerne for de ikke-svanemærkede opvasketabs (Figur 16b).

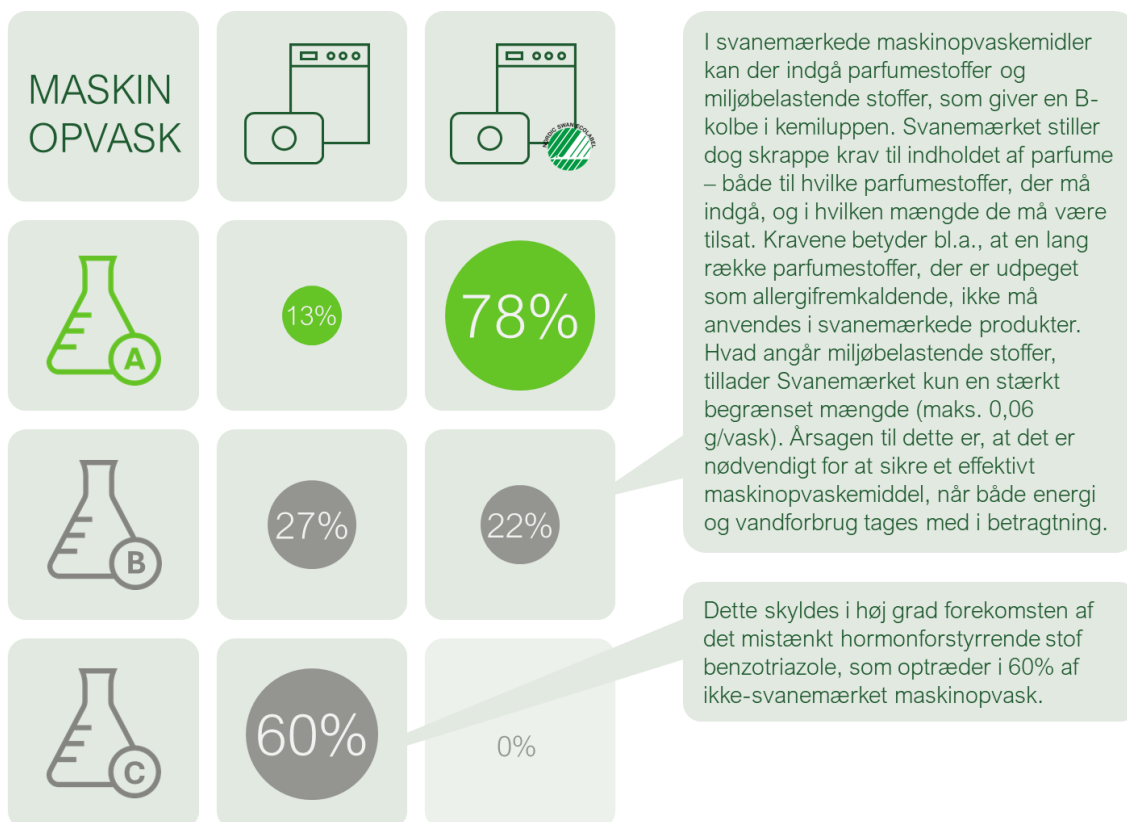
5.3.6.3 Uønsket kemi

Figur 10 viser hvordan maskinopvask i kemiluppen er blevet vurderet, i forhold til TÆNKs kolbesystem. Det ses, at hvor kun 13% af ikke-svanemærkede maskinopvask har fået en

⁴¹ Van Eygen et al. (2018), *Circular economy of plastic packaging: Current practice and perspectives in Austria*, Waste Management, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.040>

⁴² Haupt et al. (2018), *Life cycle inventories of waste management processes*, Data in Brief, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.035>

A-kolbe, får 78% af svanemærket maskinopvask en A-kolbe. Det ses også, at en væsentlig andel af ikke-svanemærket maskinopvask har fået en B-kolbe og særligt en C-kolbe, hvilket skyldes forekomsten af stoffer der er mistænkt for at være hormonforstyrrende, allergifremkaldende, miljøbelastende og mindre hyppigt kræftfremkaldende. En liste over de mest hyppigt forekomne kemikalier i ikke-svanemærkede opvasketabs, der fremhæves som problematiske i kemiluppen, er præsenteret i Tabel 25.



Figur 17 Fordeling af kolbevrurderinger fra kemiluppen, for alle svanemærkede og ikke-svanemærkede maskinopvaskemidler inkluderet i kemiluppen i august 2023.

Det skal dog nævnes, at selvom andelen af svanemærkede opvasketabs der får en B-kolbe, er mindre, ligger den dog stadig på 22%. For de svanemærkede produkter, gives B-kolben grundet forekomsten af parfumestoffer eller potentielt miljøbelastende stoffer. Her skal det tilføjes, at det kun er udvalgte parfumestoffer der tillades i svanemærkede produkter, hvor ingen specifikt fremhæves som potentielt problematiske i kemiluppen. Derudover tillader svanemærket kun en meget lille koncentration af både parfumestoffer og miljøbelastende stoffer. Forekomst af disse er derfor begrænsede i svanemærkede opvasketabs, hvorimod der ingen begrænsning er, når det kommer til koncentrationerne i ikke-svanemærkede opvasketabs.

Tabel 25 Oversigt over de kemikalier, der udelukkende forekommer i ikke-svanemærket maskinopvask, samt en angivelse af, hvorfor de er fremhævet som problematiske i kemiluppen. AF: Allergifremkaldende, HF: Hormonforstyrrende, KF: Kræftfremkaldende, MS: Miljøskadelige.

Kemikalie	Forekomst		Mistænkt for at være			
	Antal	%	AF	HF	KF	MS
Benzotriazole	29	60%		X		
Linalool	9	19%	X			
Citronellol	7	15%	X			
Limonene	7	15%	X			
MN-TACN	6	13%				X
Benzyl benzoate	5	10%	X			
Geraniol	5	10%	X			
Manganese methyltriazacyclononane	5	10%				X
MN-TACN	4	8%	X			X
Benzene, C10-13-alkyl deriv	2	4%				X
Manganese sulfate	2	4%				X
Trisodium nitrilotriacetate	2	4%			X	

5.4 Håndopvask (025)

Dette kapitel omhandler produktet flydende håndopvask til forbrugere. Analysen dækker ikke over ready-to-use produkter, eller desinficerende produkter.

I dette kapitel præsenteres baggrunden for og relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for flydende håndopvask med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne.

5.4.1 Baggrund

I 2019 havde over 70% af danskerne en opvaskemaskine⁴³. På trods af dette, så udgør håndopvaskemidler stadig en vigtig del af en almindelig husholdnings dagligdag, specielt relateret til det service, som ikke kan tåle at komme i opvaskemaskinen⁴⁴. Ligeledes er opvask af service også et vigtigt aspekt i mange offentlige institutioners daglige praksis, såsom daginstitutioner, kontormiljøer, plejehjem, mm.

En markedsanalyse udgivet af A.I.S.E (The International Association for Soaps) fra 2021 viste at den samlede detailværdi af EU-markedet (inkl. Storbritannien, Schweiz og Norge) for håndopvaskemidler til privat brug er 1,9 mia. euro, svarende til godt 14 mia. kr. Alle opvaskemidler (dvs. maskinopvask og håndopvask), udgjorde i 2021 16 % af det private marked relateret til rengøringsmidler i hjemmet⁴⁵.

Kigger man på det professionelle marked, er fordelingen næsten den samme med en samlet detailværdi på 1.4 mia. euro i kategorien "kitchen & catering", som udgør omkring 18,9% af det professionelle rengøringsmarked i EU (inkl. Storbritannien, Schweiz og Norge)⁴⁵.

5.4.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af håndopvaskemidler er:

1. Udvinning og produktion af ingredienser
2. Emballageproduktion
3. Transport
4. Brugsfase
5. Affaldshåndtering

Der er generel enighed om, at de største klimapåvirkninger relateret til håndopvaskemidlers miljøpåvirkning stammer fra brugsfasen, efterfulgt af udvinning og produktion af ingredienser, samt produktets affaldshåndteringsfase⁴⁶.

⁴³ Danmarks Statistik (2019), *Elektronik i hjemmet: Flere hjem får smart-tv og hjælp til opvasken*, Nyt fra Danmarks Statistik Nr. 164

⁴⁴ Nordic Ecolabelling (2018), *About Nordic Swan Ecolabelled Hand Dishwashing Detergents*, Version 6.8

⁴⁵ A.I.S.E (2022), *Activity and Sustainability Report 2021-2022*, [Hot off the press: New A.I.S.E. Activity & Sustainability Report 2021-22 - AISE](#), besøgt 2024

⁴⁶ Medina et al. (2015) *Revision of the European Ecolabel Criteria for: Hand dishwashing detergents*, JRC Science and Policy Report, DOI: doi:10.2791/756629

Der er generel enighed om, at de største klimapåvirkninger relateret til håndopvaskemidlers miljøpåvirkning, stammer fra brugsfasen. Dette skyldes især den energi, der er nødvendig for at opvarme vandet til opvasken⁴⁶. Her er elementer så som typen af elektricitet og mængden af varmt vand afgørende for miljøpåvirkningerne. I brugsfasen spiller brugers vaner i forbindelse med opvasken også en væsentlig rolle ift. klimapåvirkningerne. Afgørende forhold er vandforbruget ved håndopvasken og mængden/doseringen af det anvendte produkt⁴⁷.

Valget af ingredienser, samt udvinding og produktion, har ligeledes en stor indflydelse på miljøpåvirkningerne. Dette er især ift. valget af overfladeaktive stoffer (surfactants), da dette er den største råvaregruppe brugt i håndopvaskemidler⁴⁸. Overfladeaktivestoffer er et hotspot, da en stor andel af disse stoffer fremstilles af fossile- og fornybare råmaterialer. Særligt de vedvarende råmaterialer, så som palmeolie, kokosolie og animalsk fedt, kan resultere i markante påvirkninger i påvirkningskategorier relateret til økotoxologi og landareal^{47,48}. Ved fremstillingen af råmaterialerne relaterer miljøpåvirkningerne sig til brugen af elektricitet ved forarbejdningen af råmaterialerne⁴⁷.

I produktets affaldshåndteringsfase skelner LCA-studierne mellem affaldshåndteringen af produktemballagen, samt udledningen af spildevandet fra manuel håndopvask til miljøet⁴⁷. Hvor udledningen af spildevand til miljøet har stor indvirkning på påvirkningskategorier relateret til vandmiljøet, så som eutrofiering, så afhænger påvirkningen relateret til produktemballagen af hvilke materialer de er lavet af og hvordan de bliver sorteret og håndteret efter brug⁴⁷.

Primær emballage (den indpakning, som brugeren håndterer) og sekundær emballage (kasser eller æsker, som bruges til at samle/håndtere mængder af primærpakkede varer til distribution) bidrager umiddelbart kun begrænset til den samlede miljøpåvirkning⁴⁷.

Transportfasens bidrag til den samlede miljøpåvirkning for håndopvaskemidler er vurderet til at være den mindste af alle livscyklusfaserne⁴⁷.

5.4.3 Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for håndopvask består af 23 kriterier. Af dem, var det kun muligt at medtage 5 krav i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi og 6 krav i analysen af uønsket kemi i forbrugerprodukter (se afsnit 5.1.1.1) og 4 krav i analysen af uønsket kemi i professionelle produkter (se afsnit 5.1.1.2).

Fælles for analyserne er, at krav der relaterer sig til dokumentation, og diverse management relaterede aspekter, ikke er medtaget, da de ikke vurderes at være relevante i en miljøvurderingssammenhæng.

⁴⁷ Medina et al. (2015) *Revision of the European Ecolabel Criteria for: Hand dishwashing detergents*, JRC Science and Policy Report, DOI: doi:10.2791/756629

⁴⁸ Nordic Ecolabelling (2018), *About Nordic Swan Ecolabelled Hand Dishwashing Detergents*, Version 6.8

5.4.3.1 Klimapåvirkning og cirkulær økonomi

Kravene, hvis effekt er medtaget i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi, er givet i Tabel 26.

Tabel 26 Oversigt over krav der er medtaget i analysen, samt hvilke livscyklusfaser de har en indflydelse på.

Udvalgte kriterier	Ingredienser	Brug	Emballage
O9 Maksimal dosering	X	X	X
O13 Ydeevne	X	X	X
O14-O15 Genanvendelseskrav til emballagen			X
O16 Emballagevægt og genanvendt materiale			X

I kriterie O9 er der sat krav til en maksimal funktionel dosering. Kravet har indflydelse på mængden af ingredienser der skal bruges pr. vask, som påvirker hele livscyklussen (dvs. både produktionen af ingredienser, mængden af emballage, samt brugsfasen) og derfor er krav O9 medtaget i analysen. Samtidig sættes der i O13 krav til, at håndopvaskemidlet vasker effektivt ved den anbefalede dosis, hvilket også er relevant for hele livscyklussen, da håndopvaskemidler der ikke vasker ordentligt, vil medføre ekstra vaske og dermed ekstra vand-, sæbe-, og elforbrug. Krav O13 medtages derfor ved at antage, at alle håndopvaskemidler gør effektivt rent ved den anbefalede dosis, både svanemærkede og ikke-svanemærkede.

Flere kriterier er relateret til emballagen (O14-O16), og sætter krav til blandt andet valg af emballagemateriale, samlet vægt af emballagen og størrelse af etiketten. Dette er skrappe krav, og det forventes derfor, at der vil være en forskel på emballagernes udformning, genanvendelighed og vægt, når håndopvaskemidler med et svanemærke sammenlignes med dem uden. Ligeledes kan disse kriterier være vigtige, når der måles på den cirkulære økonomi, og krav O14-O16 indgår derfor i analysen.

En række af kriterierne omhandler restriktioner eller forbud mod brug af specifikke problematiske kemikalier i selve vaskemidlet, eller opfordrer til brug af fornybare ressourcer. Det er dermed kriterier der går ind og begrænser, samt sætter en retning for, valget af ingredienser, som er væsentligt for klimapåvirkningen (se afsnit 5.4.2). Trods disse begrænsninger, er der stadig mulighed for en meget stor variation i sammensætningen af ingredienser. Det har derfor ikke været muligt at definere en generel sammensætning af ingredienser for svanemærket håndopvask, som differentierer sig fra sammensætningen af ikke-svanemærket håndopvask. På den baggrund er disse kriterier ikke medtaget i analysen af klimapåvirkningen, trods vigtigheden af ingrediensvalg (se uddybende beskrivelse i afsnit 5.1.2.3). Aspekter omkring ingrediensvalg og indholdskemi bliver dog behandlet i vurderingen af uønsket kemi, hvis resultater er præsenteret i afsnit 5.4.6.3.

5.4.3.2 Uønsket kemi

Udvælgelse af krav, der er relevante ift. uønsket kemi, og som samtidig kan bruges til at kvantificere en effekt af svanemærkets kriterier, er givet i afsnit 5.1.1.

5.4.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

5.4.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Baseret på den eksisterende litteratur, som definerer funktionelle enheder relateret til vask af 4 kuverter^{49,50}, samt den forventede størrelse af forbruget i det offentligt, defineres den funktionelle enhed i dette studie som:

Produktion og affaldshåndtering af flydende håndopvaske-midler inkl. emballage, relateret til vask af 4000 kuverter i hånden, til de er vasket rene.

For at den funktionelle enhed overholdes, skal servicet vaskes rent, da det ellers kan influere mængderne af vand, energi og sæbe der skal bruges. En grundlæggende antagelse i dette studie er, at servicet bliver vasket rent hvis den angivne dosering overholdes, både for svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler.

Referenceflowet af både håndopvask og emballage, relateret til den funktionelle enhed, er præsenteret i Tabel 27 for hhv. håndopvaskemidler med og uden et svanemærke. Baseret på de angivne doseringer, er den nødvendige mængde håndopvask blevet estimeret, svarende til at få 11,3 m³ opvaskevand, hvilket er anslået nødvendigt til opvask af 4000 kuverter⁵¹. Her ses en stor forskel på mængden af svanemærket og ikke-svanemærket opvaskemiddel, hvilket afspejler, at svanemærket håndopvask generelt set er mere koncentreret. Baggrunden for de forskellige referenceflows er uddybet i afsnit 5.4.4.3 samt i Bilag E.

Tabel 27 Oversigt over referenceflow for håndopvask markedsført til forbrugere hhv. med og uden et svanemærke. Datapunkter i parentes repræsenterer best- og worstcase værdier eksklusiv outliers. Rød markering indikerer, at gennemsnittet er bedre for det ikke-svanemærkede produkt.

Referenceflow pr. håndopvask af 4000 kuverter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt	Forskel på gennemsnit
Flydende opvaskemiddel	kg	5,5 (4,7 - 7)	7,2 (4,7 - 14)	31%
Plastemballage				
PET	kg	0,35 (0,18 - 0,57)	0,35 (0,16 - 0,82)	-0,4%
PE	kg	0	0,01 (0,01 - 0,03)	-

5.4.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

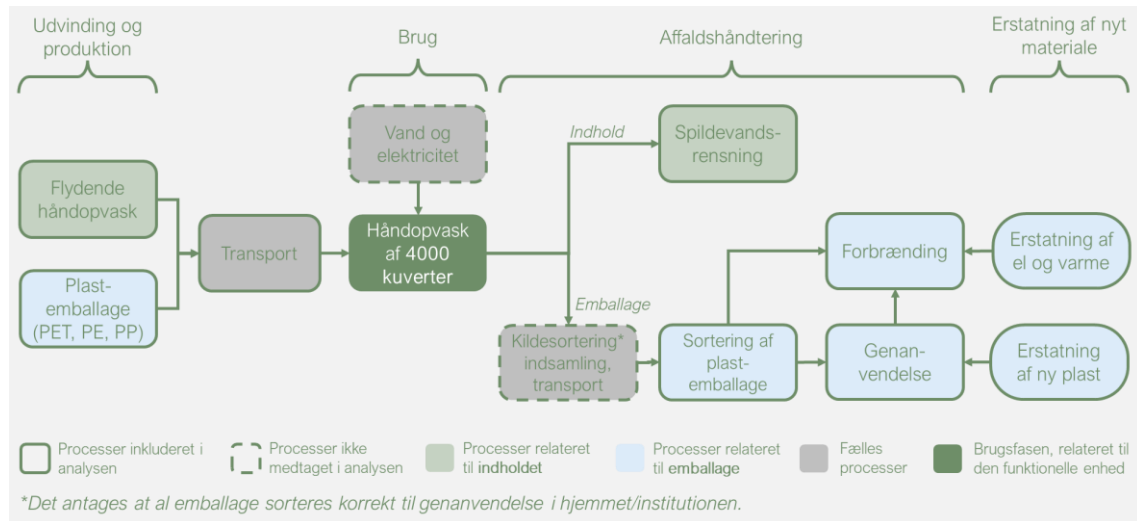
Figur 18 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for håndopvask. Model-opsætningen er den samme for håndopvask med og uden et svanemærke. Som angivet på figuren er forbrug af el og vand til opvaskeprocessen ikke inkluderet i basisscenariet, da dette forbrug ikke er afhængig af typen af opvaskemiddel, da det forventes, at folk bruger den

⁴⁹ Golsteijn et al. (2015) A compilation of life cycle studies for six household detergent product categories in Europe: the basis for product-specific A.I.S.E. Charter Advanced Sustainability Profiles, Environmental Sciences Europe, DOI: DOI 10.1186/s12302-015-0055-4

⁵⁰ Medina et al. (2015) Revision of the European Ecolabel Criteria for: Hand dishwashing detergents, JRC Science and Policy Report, DOI: doi:10.2791/756629

⁵¹ Medina et al. (2015) Revision of the European Ecolabel Criteria for: Hand dishwashing detergents, JRC Science and Policy Report, DOI: doi:10.2791/756629

samme mængde vand, og at de tilpasser mængden af opvaskemiddel til dette. Derudover antages det, at forbrugeren altid sorterer emballagen korrekt.



Figur 18 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering af flydende håndopvaskemidler inkl. emballage, relateret til vask af 4000 kuverter i hånden, til de er vasket rene.*

5.4.4.3 Datagrundlag for basisscenariet – Håndopvask til forbrugere

Tabel 28 præsenterer sammensætningen af plastemballage, som er anvendt i analysen for henholdsvis, svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. Sammensætningen er antaget på baggrund af markedsundersøgelsen (se detaljer i Bilag E).

Tabel 28 Antaget sammensætningen af emballager til håndopvask markedsført til forbrugeren, hhv. med og uden svanemærket. Antaget på baggrund af markedsanalysen, præsenteret i Bilag B og E

Antaget sammensætning af emballagemateriale for håndopvask	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Plastemballage med hovedkomponent i PET	100%	96%
Plastemballage med hovedkomponent i PE	0%	4%

I Tabel 29 ses en oversigt over de resterende datapunkter der er blevet brugt i opstillingen af analysen, såsom emballagemængder, andelen af genanvendt materiale i emballagerne og effektiviteter i genanvendelsen.

Generelt gælder det, at de fleste datapunkter, for både svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter, er estimeret på baggrund af markedsundersøgelsen af en lang række håndopvaskeprodukter tilgængelige i forskellige supermarkeder. Dette gælder data for doseringen, emballagemateriale og andel af genanvendt materiale i emballagen. En detaljeret beskrivelse af fremgangsmetoden og resultaterne fra undersøgelsen er givet i henholdsvis Bilag B og E.

Tabel 29 Opsummering af data brugt til at differentiere mellem svanemærket og ikke-svanemærket håndopvask, markedsført til forbrugere. Tal udenfor parenteser repræsenterer gennemsnit og tal indenfor parenteser repræsenterer mulig variation. Grundet begrænset adgang til data var det ikke muligt at tilføje variation til alle datapunkterne. Detaljeret beskrivelse af baggrunden for datapunkterne er givet i Bilag B og E.

Datapunkter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Data relateret til opvaskemidlet			
Angivet dosering	ml / L vand	0,47 (0,4 - 0,6)	0,62 (0,4 - 1,2)
Data relateret til emballagen			
Mængder af plastemballage	g plast/kg indhold	64,7 (39,1 - 81,5)	50,3 (35,8 - 60,3)
Andel af genanvendt plast	%	72 (100 - 0)	60 (100 - 0)
Data relateret til genanvendelsen			
Sorteringseffektivitet, plast	%	95	70 (72 - 67)
Oparbejdningseffektivitet, plast	%	90	90
Data relateret til transport			
Transport med 16-32 ton lastbil	km	275 (50 - 500)	275 (50 - 500)

I forhold til emballagemængderne, er disse blevet estimeret baseret på emballagemængderne fra en stikprøve af svanemærkede håndopvaskemidler (se Bilag E.1.1). Derimod, er emballagemængderne for de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler blevet estimeret på baggrund af data for PET og PE-emballage fra Nessi et al. (2014)⁵².

Udover doseringen, emballagemængderne og andelen af genanvendt materiale i emballagen, har det også været nødvendigt at antage værdier for materialetabet under genanvendelsesprocessen. De fleste er baseret direkte på værdier angivet i videnskabelige kilder, og antages at være ens for emballager fra svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter (se detaljeret beskrivelse af hvordan i Bilag E). Den eneste undtagelse er effektiviteten af sorteringsprocessen for plastemballagen, hvor det estimeres, at der er en betydelig forskel. Sorteringseffektiviteterne er blevet estimeret på baggrund af viden om etiketstørrelse på emballagen ved at antage, at produkter med en etiket der fylder over 60% vil blive fejlsorteret, og ende i rest fra sortering^{53,54}. Baggrunden for estimeringen er beskrevet i detaljer i Bilag E.

Udover datapunkterne præsenteret i Tabel 29, så er der brugt en lang række Ecoinvent processer, til at opsætte modellen. En oversigt over disse kan ses i Bilag E.2.

⁵² Nessi et al. (2014) *Waste prevention in liquid detergent distribution: A comparison based on life cycle assessment*, Science of the Total Environment, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.08.024

⁵³ Forum for Cirkulær Plastemballage (2019) *Genbrug og genanvendelse af plastemballager til de private forbrugere*, <https://plast.dk/wp-content/uploads/2019/12/Designguide-Genbrug-og-genanvendelse-af-plastemballager-til-de-private-forbrugere-online-version.pdf>, besøgt 2024

⁵⁴ RecyClass (2023) *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

5.4.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarierne præsenteret i Tabel 30.

Tabel 30 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarier udført for opvaskemidler. Hvor der kun er givet én værdi, gælder denne for både gennemsnit, best case og worst case, ellers gælder formatet: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. opvask af 4000 kuverter
Inklusiv brugsfasen	Forbrug af vand, samt elektricitet til opvarmning af vand til 40 grader, tilføjes i brugsfasen. Det samme forbrug tilføjes for begge slags opvaskemiddel, uafhængigt af mærkning.	I brugsfasen tilføjes: 11,3 m ³ vand ¹ 288 MJ el ¹
Dosering ift. skumme-evne	Her antages det, at forbrugeren doserer baseret på skummeevnen. Denne evne er blevet undersøgt af TÆNK for 8 svanemærkede og 11 ikke-svanemærkede håndopvaskemidler. Herfra blev en dosering defineret (se detaljer i Bilag E.1.3).	Antaget dosering: <i>Svanemærket:</i> 1,02 (0,79 – 1,61) kg <i>Ikke-svanemærket:</i> 1,18 (0,67 – 3,57) kg
Samme dosering	Dosering er sat ens for både svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter. Niveauet er sat lig det højeste fra basisscenariet.	Antaget dosering: 7,2 (4,7 - 14) kg

1) Gennemsnit af vandforbrug i scenarierne: *fuld-vask* og *direkte opvask*⁵¹

5.4.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af ønsket kemi tager udgangspunkt i produkter markedsført til både forbrugere og professionelle. Metoden for vurdering af produkter til forbrugere følger beskrivelsen i afsnit 5.1.3.1, og metoden til vurderingen af produkter markedsført til professionelle følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.2.

5.4.6 Resultater og konklusioner – Håndopvask til forbrugere

Disse analyser tager udgangspunkt i generisk forbrug af håndopvaskemidler og inkluderer både svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter.

Analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi er baseret på krav til maksimal dosering, ydeevne, emballagens vægt, indhold af genanvendt materiale samt emballagens overordnede genanvendelighed. Disse parametre er valgt, fordi der findes tilstrækkelige data til at sammenligne svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler. Krav om fx kemikalier og vaskeeffektivitet er ikke inkluderet i klimaanalysen, da klimateffekten af disse ikke kan kvantificeres (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 5.1.1.1).

Analysen af uønsket kemi bygger på data fra Kemiluppen og fokuserer på krav, der forbyder specifikke stoffer. Det har ikke været muligt at medregne effekten af krav, som sætter grænseværdier for maksimalt tilladte koncentrationer af visse stoffer (se detaljeret metode i afsnit 5.1.1.3).



Når der udelukkende fokuseres på produktion og affaldshåndtering af håndopvaskemidlet inkl. emballage, og der tages udgangspunkt i de angivne doseringer ses en **gennemsnitlig klimabesparelse på 11%** sammenlignet med ikke-svanemærket håndopvask til forbrugere.



Plastemballagerne fra svanemærkede opvaskemidler er langt mere genanvendelige, hvilket medfører at **85%* af emballagerne fra svanemærkede håndopvaskemidler i gennemsnit kan recirkuleres**, hvis de sorteres korrekt, imod **62%*** for emballager fra ikke-svanemærkede opvaskemidler.



Mange potentielt allergifremkaldende og miljøskadelige kemikalier, som er bredt anvendt i ikke-svanemærkede opvaskemidler undgås. Det ses blandt andet ved, at **63 % af svanemærket håndopvask får en A-kolbe i kemiluppen**, mod kun **7% af ikke-svanemærket håndopvask**.

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

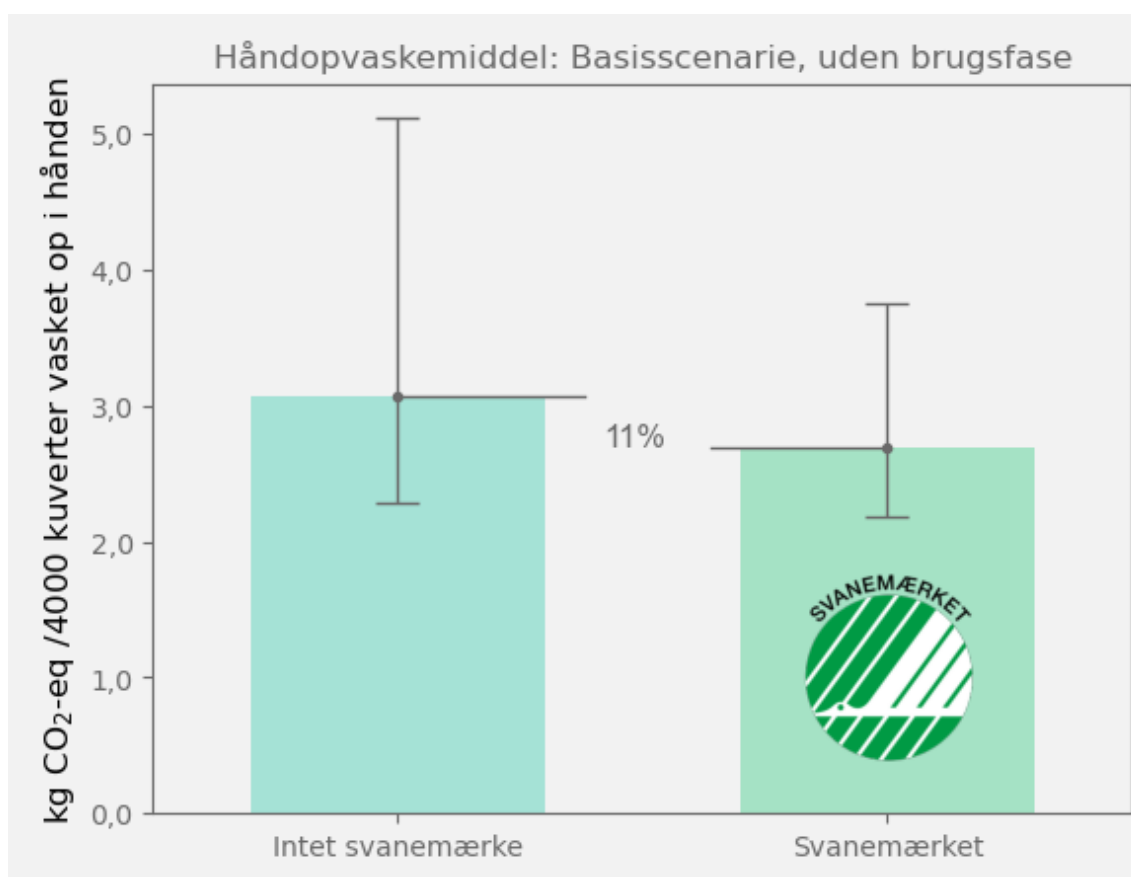
Analysen af klimapåvirkningen viser, at påvirkninger fra selve råvareudvindings- og produktionsfasen er væsentlige for produkternes samlede klimabelastning. Da der kun er LCA datasæt tilgængelige for få og generiske kemikalier, har det ikke været muligt at kvantificere en potentiel forskel i denne del af livscyklussen. Det gør det samtidig svært, at stille konkrete miljømærkekrav til kemikaliers klimabelastning, da datagrundlaget til at skelne mellem forskellige kemikalier på nuværende tidspunkt er meget begrænset.

Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimateffekt ved at vælge svanemærket tekstilvaskemiddel versus ikke-svanemærket vaskemiddel.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

5.4.6.1 Klimapåvirkning

Figur 19 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af håndopvaskemiddel inkl. emballage, relateret til vask af 4000 kuverter. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand, samt el til opvarmning af vand, er ikke medtaget. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 11 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere væsentligt fra gennemsnittet, og her ses der et stort overlap i klimabelastningen mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler. Men hvor de svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler i bedste fald er på samme lave niveau, har de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler i værste fald en væsentligt højere klimabelastning.



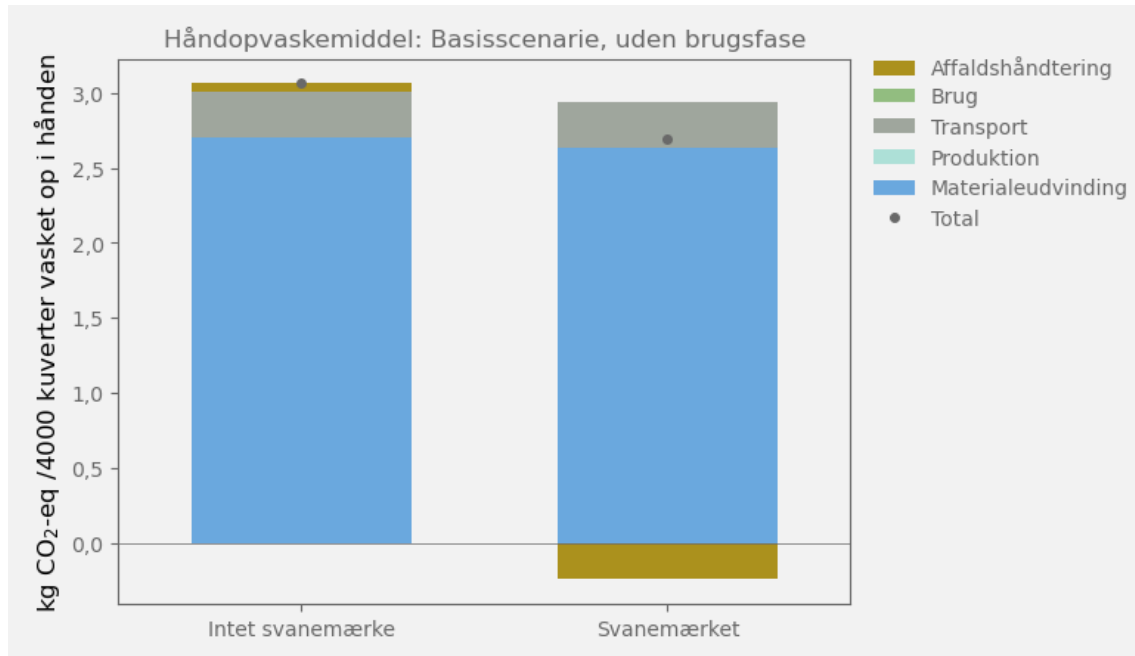
Figur 19 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./4000 kuverter vasket op i hånden] relateret til håndopvask markedsført til forbrugere med og uden svanemærket. Figuren medregner ikke brugsfasen.

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning, samt den store variation, skyldes hovedsageligt parametrene givet i Tabel 31, som diskuteres i det følgende.

Tabel 31 Oversigt over vigtige parametre der medvirker til en forskel mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler, samt hvilke krav der har indflydelse på disse parametre.

Vigtig parameter	Krav der stilles hos Svanemærket
Doseringen	O9 Maksimal dosering
Emballagegenanvendeligheden	O14-O15 Genanvendelseskrav til emballagen

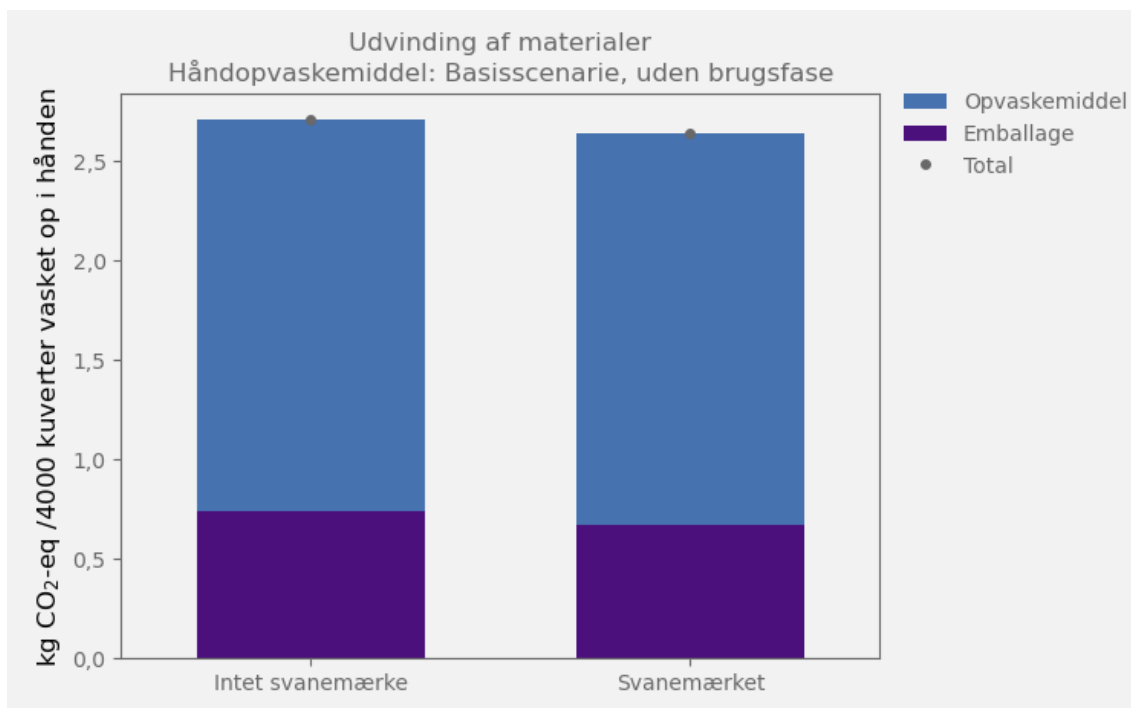
Som det ses på Figur 20, er langt størstedelen af klimabelastningen relateret til udvinding af materialer, hvor udvinding og produktion af selve opvaskemidlet udgør 75-80% og emballagen de resterende 20-25% (se Figur 21). Doseringen er den vigtigste parameter for udfaldet af analysen, og forskellen i den gennemsnitlige dosering af svanemærkede og ikke-svanemærkede håndopvaskemidler på 31%, er hovedårsagen til, at der ses en forskel i klimabelastningen (se detaljer omkring doseringerne i Tabel 29).



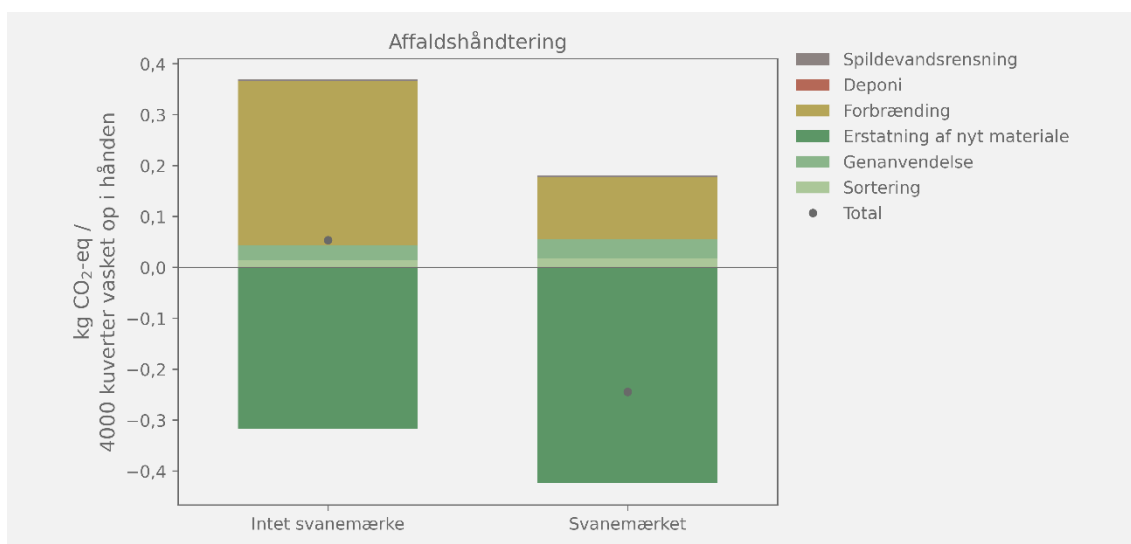
Figur 20 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./4000 kuverter vasket op i hånden] relateret til håndopvask markedsført til forbrugere fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne. Påvirkninger over x-aksen udgør en klimabelastning, påvirkninger under udgør en klimagevinst.

Fra Figur 20 ses det yderligere, at transporten også spiller en mindre rolle. Transporten er med til at øge forskellen mellem klimabelastningen fra svanemærket og ikke-svanemærket håndopvask, da forskellen på 31% i dosering betyder, at der skal transporteres større mængder ikke-svanemærket håndopvask, hvilket medfører et højere brændstofforbrug.

Afslutningsvis ses det på Figur 20 og i detaljer på Figur 22, at klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen udgør en klimabelastning for ikke-svanemærkede opvaskemidler, men en klimagevinst for de svanemærkede, hvilket primært skyldes genanvendeligheden af emballagen. Da emballager fra svanemærkede opvaskemidler i højere grad er designet til genanvendelse, er der et mindre tab i genanvendelsesprocessen. Dette er godt for klimapåvirkningen af to årsager: 1) jo mindre plast der tabes undervejs i sortering- og genanvendelsesprocesserne, jo mindre bliver klimabelastningen fra forbrænding af restplast (karry-farvet kolonne på Figur 22) og 2) jo mindre tabet er, jo mere plast omdannes til recirkuleret plast, som dermed kan erstatte klimapåvirkningen relateret til produktion af nyt plast (mørkegrøn kolonne på Figur 22).



Figur 21 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./4000 kuverter vasket op i hånden] relateret til håndopvask markedsført til forbrugere fra materialeudvindingsprocessen.



Figur 22 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./4000 kuverter vasket op i hånden] relateret til håndopvask markedsført til forbrugere fra affaldshåndteringsfasen, inddelt i individuelle affaldshåndteringsprocesser. Påvirkninger over x-aksen udgør en klimabelastning, påvirkninger under udgør en klimagevinst.

5.4.6.1.1 Følsomhedsanalyser

Klimapåvirkningen fra basis- og følsomhedsscenarierne er præsenteret i Tabel 32. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge et svanemærket håndopvaskemiddel, sammenlignet med et ikke-svanemærket håndopvaskemiddel, ligger på mellem 0,1 og 1,1 kg CO₂-eq / 4000 kuverter.

Grundet de mange antagelser der ligger til grund for analysen, vurderes en forskel i klimapåvirkning på mindre end 5% at være så usikker, at det ikke kan antages at udgøre en reel forskel. Forskellen er dog over 5% for alle scenarierne. Baseret på Tabel 32 kan det derfor konkluderes, at klimapåvirkningen for svanemærkede håndopvaskemidler som minimum medfører en mindre klimagevinst, når de sammenlignes med ikke-svanemærkede håndopvaskemidler. En diskussion af følsomhedsscenarierne er givet i det følgende.

Tabel 32 Præsentation af klimapåvirkningen relateret til håndopvask af 4000 kuverter, for alle scenarierne.

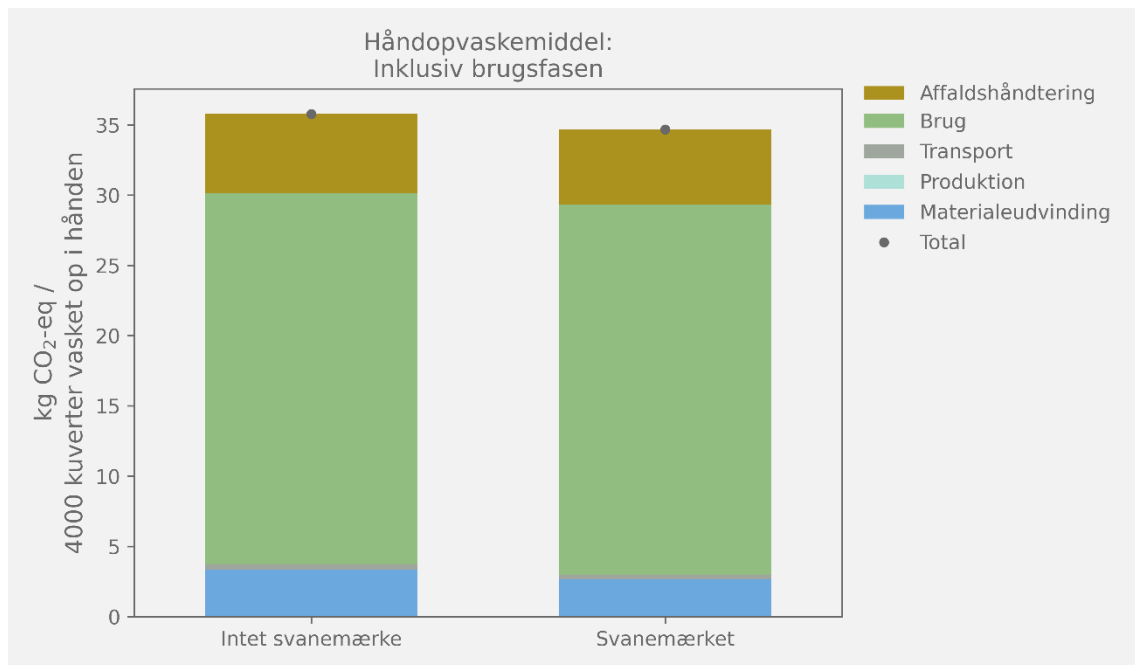
Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	2,7	3,1	0,4	11
Inklusiv brugsfasen	34,7	35,1	0,4	1
Dosering ift. skumevne	0,5	0,6	0,1	19
Samme dosering	3,6	3,8	0,2	5,9

Indflydelse fra brugsfasen

Som det ses i Tabel 32 fører inklusion af brugsfasen til en markant forøgelse af den total klimapåvirkning. Dette skyldes to ting (illustreret i Figur 23):

1. Energiforbruget i brugsfasen, relateret til opvarmning af vand, medfører en betydelig klimapåvirkning (grøn kolonne i figuren)
2. Klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen stiger (karryfarvet kolonne i figuren). Dette skyldes, at der i brugsfasen tilføjes et vandforbrug, som efterfølgende skal håndteres i et spildevandsrensningsanlæg. Da dette er betydelige mængder vand, stiger klimapåvirkningen fra spildevandshåndtering.

Da brugsfasen som udgangspunkt forventes at være den samme for begge produkter, er den absolutte besparelse den samme som i basisscenariet, men den relative besparelse reduceres væsentligt, da den samlede klimapåvirkning stiger.



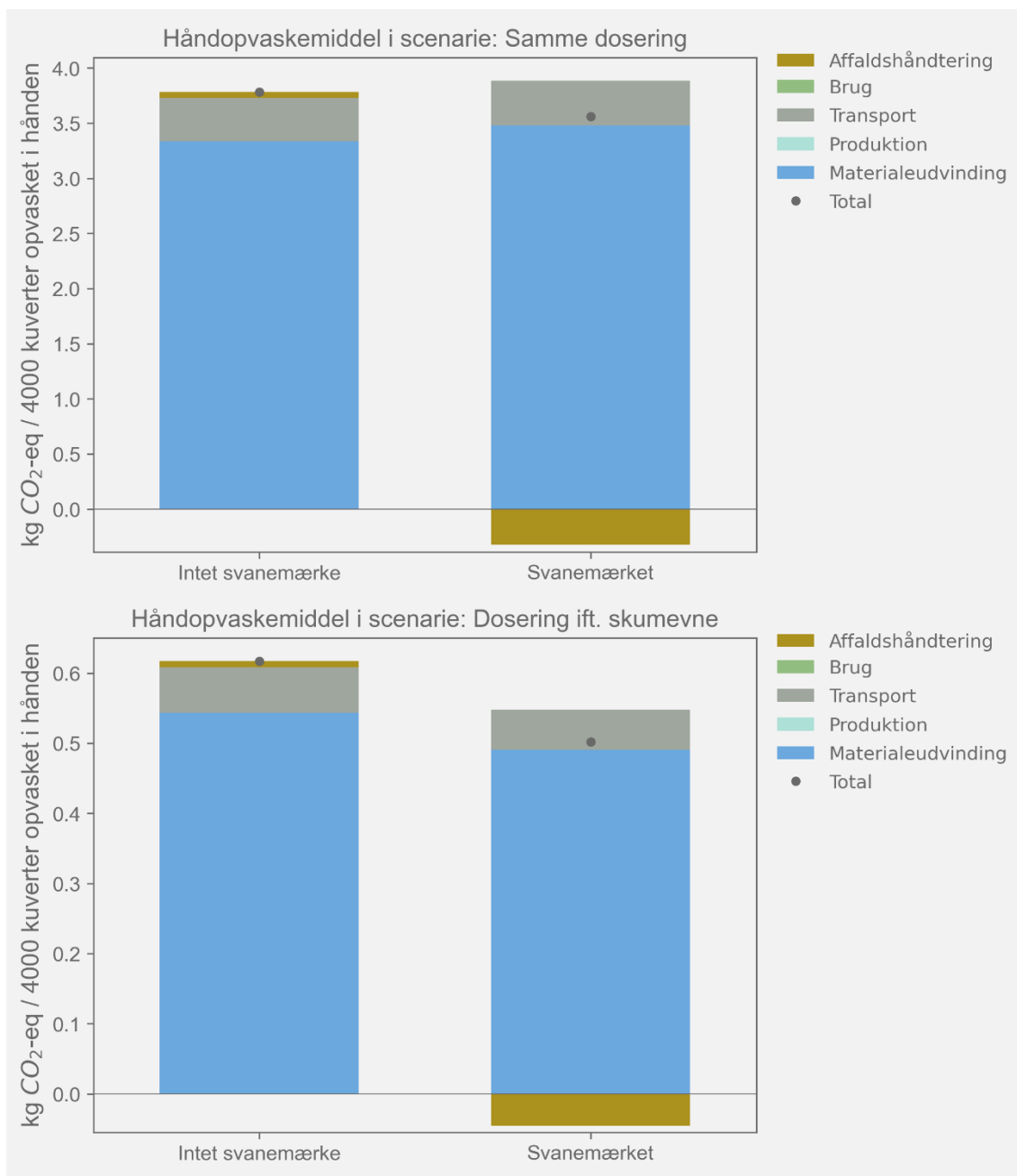
Figur 23 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser i følsomhedsscenariet: inkl. brugsfasen.

Indflydelse af dosering

For at kunne beregne potentialet relateret til svanemærket håndopvask, tager basis-scenariet udgangspunkt i de doseringer, der er angivet på produktet. Det er dog meget usikkert, om forbrugerne faktisk følger denne anvisning. Derfor er klimapåvirkningen relateret til to yderligere doseringsscenarier blevet undersøgt: 1) hvis forbrugeren doserer ens, uafhængigt af opvaskemidlet (Figur 23a) og 2) hvis forbrugeren doserer baseret på opvaskemidlets skummeevne (Figur 23b).

Figur 23a viser, at hvis der doseres ens, reduceres klimagevinsten ved brug af svanemærkede håndopvaskemidler markant, selvom der stadig ses en lille forskel. Figuren viser, at materialeudvindingsfasen (lyseblå søjle) faktisk bliver "tungere" for svanemærket håndopvask, da emballagen fra de svanemærkede opvaskemidler antages at være tungere og dermed udgør en større belastning i materialeudvindingsfasen, end fra ikke-svanemærket håndopvask. Dette skyldes, at PET emballage generelt er tungere end PE emballage, og 100% af emballagen til svanemærket håndopvask antages at være lavet af PET, mod 96% for ikke-svanemærket håndopvask. Til gengæld er emballagen mere genanvendelig for svanemærket håndopvask, hvilket resulterer i en klimagevinst fra affaldshåndteringsprocessen, i modsætning til ikke-svanemærket håndopvask, som udgør en belastning. Genanvendeligheden af emballagen er dermed grunden til, at svanemærket håndopvask total set har den laveste klimapåvirkning.

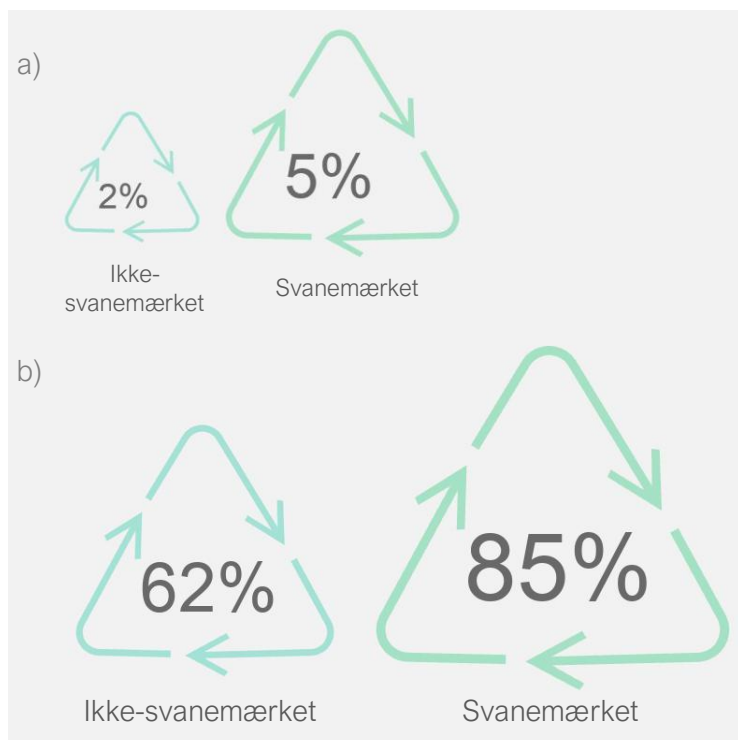
Hvis der tages udgangspunkt i skummeevnen (Figur 23b), ses der en større besparelse ved brug af svanemærket håndopvask, da svanemærket håndopvask forventes at have en generelt bedre skummeevne (se detaljer i Bilag E.1.3). Tendenserne er dermed de samme som beskrevet for basisscenariet. Det skal dog siges, at den relative gevinst ikke er helt så stor som i basisscenariet, hvor de angivne doseringer antages at blive fulgt. I dette tilfælde kan en mulig effekt fra kompaktheden dermed bliver afgørende for udfaldet.



Figur 24 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser i de angivne følsomhedsscenarier, relateret til doseringen.

5.4.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

I Figur 25 ses både den totale cirkularitet af alle materialer, dvs. håndopvaskemiddel og emballage (Figur 25a), og af emballagerne alene (Figur 25b).



Figur 25 Procentdel af a) det totale materialeinput (produktindhold + emballage), eller b) emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

Den totale cirkularitet ligger kun på 2% for ikke-svanemærket håndopvask og 5% for svanemærket håndopvask. Selvom der ses en forskel, er dette meget lave værdier for begge produkter, hvilket skyldes, at selve opvaskemidlet, som udgør 94%-95% af produktets samlede vægt, ikke recirkuleres i økonomien, da det ender i spildevandet. Grunden til, at svanemærket håndopvask total set er mere cirkulær er, at emballagen er tungere for svanemærket håndopvask, og den udgør dermed en større andel af produktets samlede vægt. Samtidig er emballagen mere genanvendelig.

Det betyder også, at når der zoomes ind på de resterende 5-6% som udgør emballagen, er både de samlede værdier, samt forskellen mellem de to, større (Figur 9b). Som tidligere beskrevet, er emballagerne fra svanemærkede håndopvaskemidler i gennemsnit mere genanvendelige, end emballagerne fra ikke-svanemærkede håndopvaskemidler. Dette medfører, at 85% af emballagerne fra svanemærkede håndopvaskemidler kan genanvendes i gennemsnit, hvorimod det kun er 62% af emballagerne for de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler.

Den væsentligt bedre genanvendelighed af plastemballagerne fra svanemærkede håndopvaskemidler skyldes, at der ikke må benyttes etiketter der fylder mere end 60% af emballagens overflade. Dette har en stor indflydelse, da en etiket der fylder mere end 60% af

overfladen ofte vil resultere i, at teknologien der sorterer emballagen vil sortere den forkert^{55,56,57} (se detaljerede antagelser i bilagsrapporten, afsnit E.1.2).

5.4.6.3 Uønsket kemi

5.4.6.3.1 I forbrugerprodukter

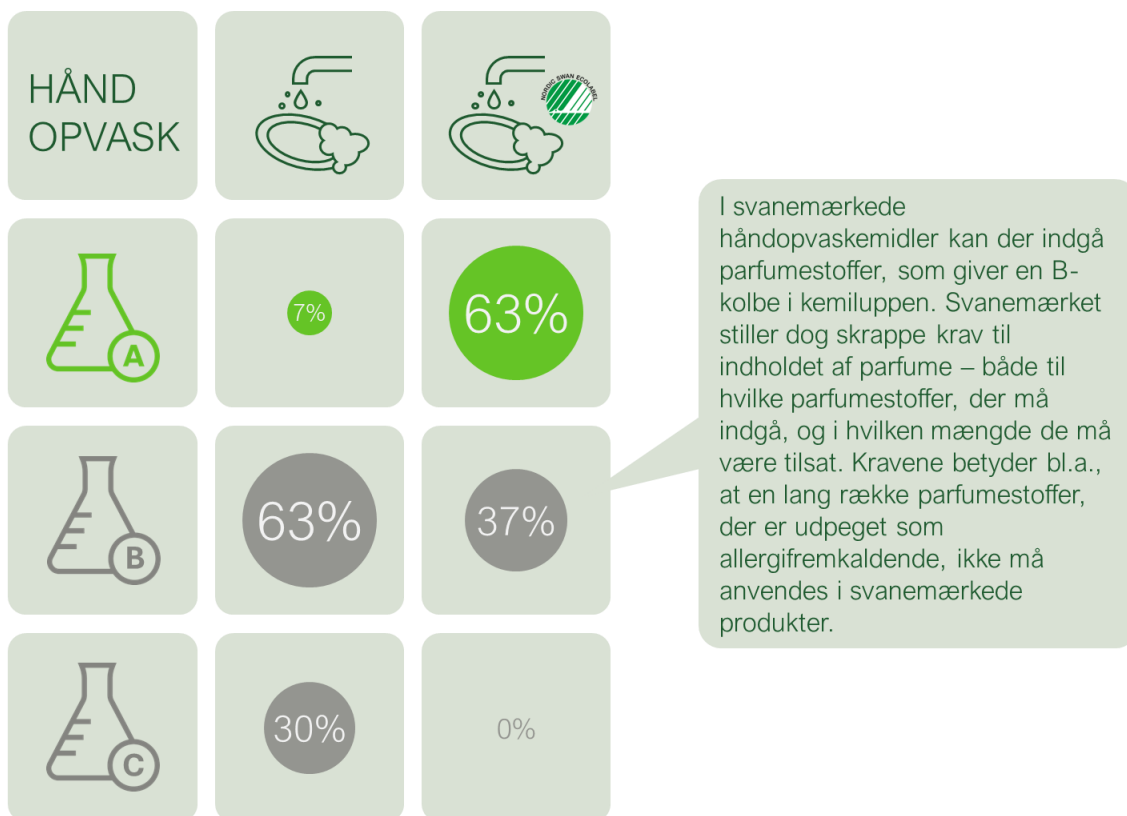
Figur 26 viser hvordan håndopvaskemidlerne i kemiluppen er blevet vurderet, i forhold til TÆNKs kolbesystem. Det ses, at hvor kun 7% af de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler har fået en A-kolbe, får 63% af de svanemærkede håndopvaskemidler en A-kolbe. Det ses også, at en væsentlig andel af de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler har fået en B-kolbe og en C-kolbe, hvilket skyldes forekomsten af stoffer der er mistænkt for at være allergifremkaldende, miljøbelastende og i enkelte tilfælde hormonforstyrrende. En liste over de mest hyppigt forekomne kemikalier i ikke-svanemærket håndopvask, der fremhæves som problematiske i kemiluppen, er præsenteret i Tabel 29.

Det skal dog nævnes, at selvom andelen af svanemærket håndopvask der får en B-kolbe, er mindre, ligger den stadig på 37%. For svanemærket håndopvask, gives B-kolben grundet forekomsten af parfumestoffer. Her skal det tilføjes, at det kun er udvalgte parfumestoffer der tillades i svanemærkede produkter, hvor ingen specifikt fremhæves som potentielt problematiske i kemiluppen. Derudover tillader svanemærket kun en meget lille koncentration af parfumestoffer. Forekomst af disse er derfor begrænsede i svanemærket håndopvask, hvorimod der ingen begrænsning er, når det kommer til koncentrationerne i ikke-svanemærket håndopvask.

⁵⁵ Forum for Cirkulær Plastemballage (2019) *Genbrug og genanvendelse af plastemballage til de private forbrugere*, <https://plast.dk/wp-content/uploads/2019/12/Designguide-Genbrug-og-genanvendelse-af-plastemballage-til-de-private-forbrugere-online-version.pdf>, besøgt 2024

⁵⁶ RecyClass (2023) *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

⁵⁷ Personlig kontakt med Nordisk Produkt Ansvarlig Thor Hirsch og Dansk Kriterie Chef Heidi Bugge (2022)



Figur 26 Fordeling af kolbevrurderinger fra kemiluppen, for alle svanemærkede og ikke-svanemærkede maskin-opvaskemidler inkluderet i kemiluppen i august 2023.

Tabel 33 Oversigt over de kemikalier der forekommer de ikke-svanemærkede håndopvaskemidler i kemiluppen, samt en angivelse af, hvorfor de er fremhævet som problematiske i kemiluppen. En fuld liste kan ses i Bilag E.3.

Kemikalie	Forekomst		Mistænkt for at være	
	Antal	%	Allergifremkaldende	Miljøskadelig
Limonene	25	35%	X	
Benzisothiazolinone	15	21%	X	X
Linalool	13	18%	X	
Methylisothiazolinone	9	13%	X	X
Citral	7	10%	X	

5.4.6.3.2 I professionelle produkter

Vurderingen af uønsket kemi i professionelle produkter tager udgangspunkt i en kortlægning af 13 ikke-miljømærkede håndopvask til professionelt brug, tilgængelige på det danske marked. Produkterne er fundet via metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.2, og forventes at repræsenterer realistiske alternativer til miljømærkede rengøringsprodukter på det danske marked. Dog er en stor andel af de tilgængelige produkter på markedet mærket med enten svanemærket eller EU-Ecolabel, hvilket er grunden til, at kortlægning kun inkluderer 13 produkter.

For, at et håndopvaskemiddel kan svanemærkes, skal den leve op til krav om fareklassificeringer og indholdskemi. Derfor blev kortlægningen af de 13 ikke-svanemærkede produkter holdt op imod kriterierne for svanemærket håndopvask. Evalueringen viste, at 3 af de kortlagte produkter, svarende til omkring 20 %, alene baseret på information i sikkerhedsdatabladene, ikke lever op til kravene til svanemærket håndopvask.

Overtrædelserne af kravene skyldes for alle tre produkter, at de har fareklassificeringen *H412: Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger*. Selvom det kun var muligt at inkludere få produkter i kortlægningen, viser den stadig, at der findes reelle alternativer til miljømærket håndopvask på det danske marked, der indeholder uønsket kemi. Professionelt brug af svanemærket håndopvask, udelukker brug af de værste produkter på markedet, og mindsker dermed risikoen for at anvende produkter der er skadelige for miljøet.

5.5 Håndsæbe

Dette kapitel omhandler håndsæbe, som er dækket af svanemærkets kriterier for kosmetiske produkter. Da det blev fundet, at forbruget af flydende håndsæbe er stigende, på bekostning af fast sæbe, og for at reducere omfanget af vurderinger, fokuserer dette studie udelukkende på flydende håndsæbe. Vurderingen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i generation 4 af kriterierne, hvorimod vurdering af uønsket kemi tager udgangspunkt i generation 3 (se flere detaljer i afsnit 5.5.3).

Da fokus er på offentligt forbrug, vil det mest optimale være at fokusere på håndsæbe solgt til det professionelle marked. Det har dog ikke været muligt at finde et tilstrækkeligt datagrund for sådan en vurdering, og kapitlet undersøger i stedet håndsæbe til forbrugere, da sådanne stadig forventes at benyttes i nogen grad i det offentlige.

I kapitlet præsenteres baggrunden for, og relevansen af, produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af de kvantitative vurderinger for flydende håndsæbe med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne.

5.5.1 Baggrund

Håndsæbe spiller en afgørende rolle i opretholdelsen af god hygiejne og forebyggelsen af sygdomme. Regelmæssig håndvask med sæbe og vand er en af de mest effektive måder at reducere spredningen af infektioner. Ifølge Centers for Disease Control and Prevention (CDC) kan korrekt håndvask reducere forekomsten af diarré med op til 30% og respiratoriske infektioner med op til 20%⁵⁸ og ifølge statens seruminstitut (SSI), kan håndvask med vand og sæbe reducere forekomsten af bakterier med 92%⁵⁹.

Offentlige institutioner i Danmark har et særligt ansvar for at sikre tilgængeligheden af håndsæbe for at beskytte folkesundheden, og der findes flere vejledninger omkring håndvask i det offentlige. For eksempel er der i sundhedssektoren strenge retningslinjer for håndhygiejne og SSI har udarbejdet nationale retningslinjer for håndhygiejne (inklusive håndvask)⁵⁹. Ligeledes har Sundhedsstyrelsen udarbejdet specifikke anbefalinger om håndhygiejne for skoler og dagtilbud⁶⁰, som har fokus på både de ansattes håndhygiejne, samt at lære børn vigtigheden af håndvask som en del af deres daglige rutiner.

I Danmark er forbruget af håndsæbe betydeligt, især i offentlige institutioner som skoler, hospitaler og offentlige kontorer, men også i husholdningerne. Det har ikke været muligt at finde specifikke tal for forbruget af håndsæbe i Danmark, hverken i husholdningerne eller i det offentlige, men en undersøgelse fra Miljøstyrelsen viser, at der er en stigende tendens i brugen af flydende håndsæber frem for faste sæber⁶¹. Derfor er der i dette studie valgt at fokusere på flydende håndsæbe.

⁵⁸ CDC (2024), <https://www.cdc.gov/clean-hands/data-research/facts-stats/index.html>, besøgt i september 2024.

⁵⁹ SSI (2001). <https://hygiejne.ssi.dk/NIRhaandhygiejne>, besøgt i september 2024.

⁶⁰ SST (2019). <https://www.sst.dk/-/media/Udgivelser/2019/Hygiejne-dagtilbud/Haandbog-om-hygiejne-2019.ashx>, besøgt i september 2024

⁶¹ MST (2006). <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2006/87-7052-062-3/pdf/87-7052-063-1.pdf>, besøgt i september 2024

Flydende håndsæbe er ofte mere komplicerede produkter end fast sæbe, og indeholder blandt andet, i langt højere grad, konserveringsmidler, og i mange tilfælde kan der også være tilføjet parfume og pigmenter⁶¹.

5.5.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af håndsæbe er:

1. Udvinning og produktion
2. Transport
3. Brugsfase
4. Affaldshåndtering

Der er kun få studier der specifikt har set på flydende håndsæbe eller flydende sæbe og dette afsnit tager derfor udelukkende udgangspunkt i et videnskabeligt LCA-studie, der har inkluderet flydende håndsæbe⁶², samt et EU-studie, der har lavet en LCA på flydende sæbe⁶³. Disse to studier er ikke helt enige om, hvilken livscyklusfase der er den vigtigste, men fælles for dem er, at de største miljøpåvirkninger er relateret til de følgende tre livscyklusfaser: a) udvinning- og produktionsfasen, b) brugsfasen og c) affaldshåndteringsfasen.

Valget af ingredienser, samt udvinning og produktion, har en betydelig indflydelse på miljøpåvirkningerne, og er ansvarlig for 20%-30% af de samlede klimapåvirkninger. EU-studiet viste, at produktionen er ansvarlig for en større andel end selve udvinning af råvarerne⁶³. Det andet studie opdelte ikke påvirkningerne i udvinning og produktion, men derimod i påvirkninger relateret til hhv. sæben og emballagen. Resultaterne fra dette studie viste, at udvinning og produktion af emballagen er ansvarlig for omkring 40% af påvirkningerne fra udvinning og produktion⁶².

For håndsæbe, er brugsfasen en vigtig livscyklusfase der udgør mellem 25% og 45% af den samlede klimapåvirkning^{62,63}. Dette skyldes især den energi, der er nødvendig for at opvarme vandet til selve håndvask-aktiviteten, som antages at lægge på omkring 38 grader⁶². Her er parametre som typen af energi og mængden af varmt vand afgørende for miljøpåvirkningerne. Brugeradfærd i forbindelse med håndvask har ligeledes en indflydelse på miljøpåvirkningerne fra brugsfasen⁶², da både mængden af vand og temperaturen er afhængig af brugeren.

Også produktets affaldshåndteringsfase er afgørende, og er ansvarlig for mellem 16% og 35% af klimapåvirkningerne^{62,63}, og helt op til mellem 80%-95% for andre miljøpåvirknings-

⁶² Koehler & Wildbolz (2009), *Comparing the environmental footprints of home-care and personal-hygiene products: The relevance of different life-cycle phases*, DOI: 10.1021/es901236f

⁶³ Faraca et al. (2021), *Revision of the EU Ecolabel Criteria for Cosmetic Products and Animal Care Products (previously Rinse-off Cosmetic Products)*, <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC126061>

kategorier, såsom eutrofiering og human toksicitet. Her fandt begge studie, at det er spildevandsrensning der er ansvarlig for hovedparten af påvirkningerne fra affaldshåndteringsfasen, men at forbrænding af emballage også har en mindre klimapåvirkning.

Endelig blev miljøpåvirkningerne relateret til transport fundet til at være minimale i begge studier, på tværs af miljøpåvirkningskategorier.

5.5.3 Udvalgelse af krav

Kriterierne til svanemærkede kosmetikprodukter indeholder en lang række krav, hvor det kun er et udvalg af dem, der er relevante for håndsæbe. Det skal siges, at hvor vurderingen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i generation 4 af kriterierne, tager vurderingen af uønsket kemi udgangspunkt i generation 3. En nærmere begrundelse, samt beskrivelse af de specifikke krav, hvis effekt er inkluderet i vurderingerne, er givet i de følgende afsnit.

5.5.3.1 Klimapåvirkning og cirkulær økonomi

Dette studie er udarbejdet i overgangen mellem to kriteriedokumenter, nemlig generation 3 og 4 af kriterierne for svanemærkede kosmetiske produkter. Da det ikke var muligt at kvantificerer effekten af kravene fra generation 3 ift. klima og cirkulær økonomi (se detaljer i afsnit 4.2), og da en vurdering af kravene i det nyeste kriteriedokument vil være mere fremtidssikret, tager vurderingen af klima og cirkulær økonomi udgangspunkt i generation 4.

Generation 4 er en meget ny kriteriegeneration, og der kan derfor ikke benyttes realiserede forbrugsdata fra certificeringsprocessen, da ingen produkter endnu var certificeret efter generation 4 på det tidspunkt, hvor vurderingerne i denne rapport blev udført. Derfor var det kun muligt at inkludere effekten af udvalgte krav til emballagen:

- Krav til den totale emballagevægt
- Krav til genanvendelighed af emballagen, der blandt andet medfører, at etiketten skal være lavet af det samme materiale som selve sæbebeholderen, når denne er lavet af PE og PP

En forventet effekt af disse krav var mulig at inkludere, baseret på indsamlet emballagedata fra kriterieudviklingsprocessen. Det har dog kun været muligt at kvantificerer en forventet effekt, fremfor en effekt baseret på realiserede materiale- og forbrugsdata. Se antagelser omkring datagrundet i afsnit 5.5.4.3.

5.5.3.2 Uønsket kemi

Udvælgelse af krav, der er relevante ift. uønsket kemi, og som samtidig er blevet brugt til at kvantificere en effekt af svanemærkets krav, er givet i afsnit 5.1.1.

5.5.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

5.5.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Baseret på den eksisterende litteratur, som definerer den funktionelle enhed relateret til antallet af håndvaske⁶⁴, samt den forventede størrelse af forbruget i det offentlige, defineres den funktionelle enhed i dette studie som:

*Produktion og affaldshåndtering af flydende håndsæbe
inkl. emballage, relateret til 1000 håndvaske*

Det antages, at en flydende håndsæbesæbe, uafhængigt af mærkning, kan rengøre hænder effektivt.

Referenceflowet relateret til den funktionelle enhed indeholder selve håndsæben, hvis mængde er ens uafhængigt af mærkning, samt emballage i PE eller PP. Referenceflowet er givet i Tabel 34 og baggrunden for de specifikke dataværdier er beskrevet i detaljer i afsnit 5.5.4.3.

Tabel 34 Referenceflows for svanemærket og ikke-svanemærket håndsæbe, relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering af flydende håndsæbe inkl. emballage, relateret til 1000 håndvaske*

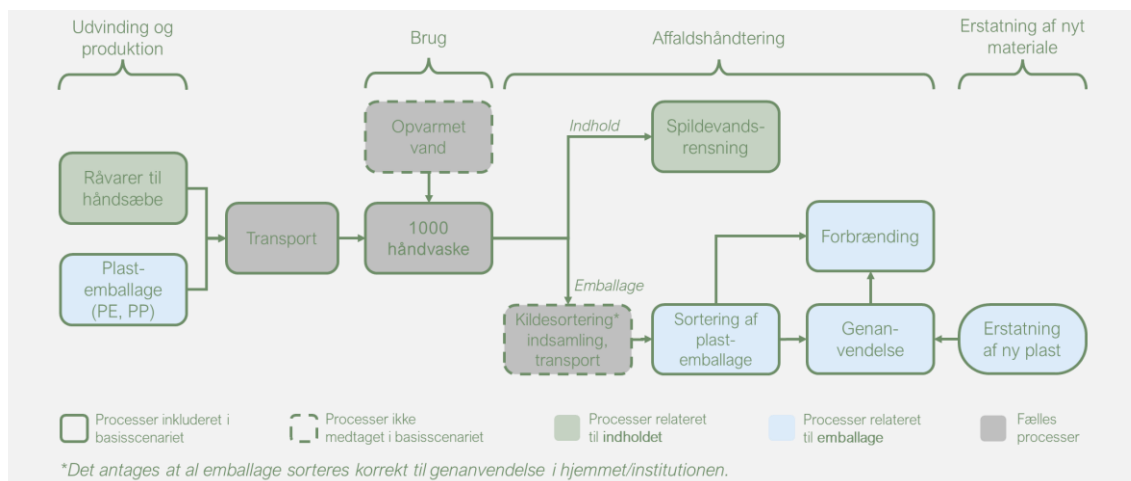
Funktionel enhed (FU): 1000 håndvaske	Enhed	Svanemærket håndsæbe	Ikke-svanemærket håndsæbe
Håndsæbe	kg / FU	1	1
Emballage			
PE	g / FU	68,5 (21,7 ; 179)	76,4 (21,7 ; 182)
PP	g / FU	9,8 (3,1 ; 25,6)	10,9 (3,1 ; 26)

5.5.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Figur 27 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for håndsæbe. Modelopsætningen er den samme for håndsæbe med og uden et svanemærke. Som angivet på figuren er forbrug af opvarmet vand til selve håndvasken ikke inkluderet i basisscenariet, da dette forbrug ikke er afhængig af typen af håndsæbe, da det forventes, at folk bruger den samme mængde vand. Derudover antages det, at forbrugeren altid sorterer emballagen korrekt.

Grundet manglende datagrundlag blev produktionen af flydende håndsæbe modelleret magen til produktionen af flydende håndopvask. En oversigt over hvilke LCA-processer, der er blevet brugt til at modellere de forskellige processer på Figur 27, er givet i bilag F.2.

⁶⁴ Koehler & Wilbolz (2009) *Comparing the Environmental Footprints of Home-Care and Personal-Hygiene Products: The Relevance of Different Life-Cycle Phases*, DOI: 10.1021/es901236f



Figur 27 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering af flydende håndsæbe inkl. emballage, relateret til 1000 håndvaske.*

5.5.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Alle dataværdierne, der er brugt til at modellere både svanemærket og ikke-svanemærket flydende håndsæbe, er givet i Tabel 35. I tabellen er der enten angivet en enkelt værdi eller et enkelt datainterval, for både det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativt, hvis den angivne parameter er modelleret ens i begge tilfælde. Alternativt, er der angivet et specifikt datainterval for hhv. det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativt, der hvor datapunkterne i analysen er forskellige.

Tabel 35 Oversigt over alle datapunkter brugt til opstilling af klima- og CØ-vurderingen for håndsæbe med og uden et svanemærke. Værdien for datapunkterne er opgivet således: Gennemsnitsværdi (best case værdi ; worst case værdi). Hvor der kun er angivet én værdi, er denne brugt som både gennemsnits-, best-case-, og worst-case værdi. Alle værdier fremhævet med **fed** er brugt som generisk værdi i basisscenariet.

Datapunkter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Data relateret til opvaskemidlet			
Dosering	g / håndvask		1
Data relateret til emballagen			
Mængder af plastemballage	g / kg indhold	78,3 (24,8 ; 205)	87,3 (24,8 ; 207,9)
PE emballage	%		88
PP emballage	%		13
Andel af genanvendt plast	% i emballagen		8 (84 ; 0)
Data relateret til genanvendelsen			
Sorteringseffektivitet, PE	%	90	66 (68 ; 64)
Sorteringseffektivitet, PP	%	85	62 (65 ; 60)
Oparbejdningseffektivitet, PE	%		89
Oparbejdningseffektivitet, PP	%		90
Data relateret til transport			
Transport med 16-32 ton lastbil	km		275 (50 - 500)

Fra tabellen ses, at forskellen på svanemærket og ikke-svanemærket håndsæbe udelukkende modelleres via datapunkter relevant for emballagen, nemlig den samlede emballagevægt samt genanvendeligheden af plastemballagen, som modelleres via forskellige sorteringseffektiviteter.

Den samlede emballagevægt blev estimeret, ud fra data indsamlet i kriterierevideringsprocessen, som er den proces, hvor en tidligere kriteriegeneration bliver evalueret (her: generation 3), og en ny kriteriegeneration bliver udarbejdet (her: generation 4). Her blev der indsamlet emballagedata for en lang række håndsæbeprodukter, der var svanemærket under den tidligere kriterieversion (generation 3). Da langt de fleste emballager automatisk levede op til emballagekravene i generation 3, antages det indsamlede spænd af emballagevægte at repræsenterer markedet generelt, og er derfor brugt til at modellere det ikke-svanemærkede alternativ. Emballagevægten for det svanemærkede alternativ blev også estimeret ud fra de indsamlede data, hvor der her blev fratrasket de tungeste emballager, som ikke kan leve op til emballagekravene i den nye kriteriegeneration (generation 4). Niveauet for det svanemærkede produkt repræsenterer dermed ikke realiserede gennemsnit, men i stedet et teoretisk niveau, baseret på de nye kravniveauer i emballagekravene.

Udover emballagemængderne, er materialetabet under sorteringsprocessen også modelleret forskelligt. Sorteringseffektiviteten for plastemballage fra svanemærket håndsæbe repræsenterer et maksimalt realistisk niveau⁶⁵, da de nye kriterier til håndsæbe kræver, at etiketten og selve emballagebeholderen skal være af samme plasttype, hvilket minimerer risikoen for fejlsorteringer under sorteringsprocessen. Det samme antages dog ikke at være tilfældet for det ikke-svanemærkede alternativ, da etiketter typisk ikke er lavet af samme plasttype som selve beholderen, hvilket betyder, at en etiket der fylder mere end 60% af beholderen, vil blive sorteret forkert i sorteringsprocessen der finder sted, inden den egentlige genanvendelse⁶⁶. Da det ikke var muligt at finde data for etiketstørrelsen på håndsæber, er det antaget, at 27% af emballagerne for de ikke-svanemærkede håndsæber har en etiket der fylder minimum 60% af beholderoverfladen, hvilket svarer til niveauet fundet for håndopvask til forbrugere. Den specifikke metode til beregning af sorteringseffektiviteterne er givet i Bilag G.1.2.

Alle andre punkter er modelleret ens for både det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativ og fundet på følgende måde:

- Doseringen er baseret på en gennemgang af håndsæber til det professionelle marked fra ABENAs online produktdatabase. Gennemgangen viste, at der ikke er forskel i doseringen på svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter, og at doseringen var på 1 g/tryk, kun med få undtagelser. Da der ikke kunne findes yderligere data, antages dette også at gælde for håndsæbe til forbrugere.

⁶⁵ Baseret på Eriksen and Astrup (2019). *Characterisation of source-separated, rigid plastic waste and evaluation of recycling initiatives: Effects of product design and source-separation system*, <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.006>

⁶⁶ Understøttes af designguidelines fra Forum for cirkulær plastemballage (2029), *Genbrug og genanvendelse af plastemballager til de private forbrugere*, samt RecyClass (2022), <https://recy-class.eu/recyclability/design-for-recycling-guidelines/>

- Materialetabet i selve genanvendelsesprocessen er baseret på Faraca et al (2019)⁶⁷
- Polymersammensætningen af emballagen er baseret på Eriksen & Astrup (2019)⁶⁵ og erfaringer fra kriterierevisionen
- Andelen af genanvendt materiale i emballagen er baseret på indsamlet data fra kriterierevideringsprocessen
- Transportafstandene er sat til at repræsenterer en mulig realistisk variation fra lokal til regional produktion.

5.5.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres vurderingen af klimapåvirkningen ligeledes på følsomhedsscenariet præsenteret i Tabel 36.

Tabel 36 Oversigt over, og beskrivelse af, følsomhedsscenarier udført for håndsæbe. Hvor der kun er givet én værdi, gælder denne for både gennemsnit, best case og worst case.

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1000 håndvaske
Inklusiv brugsfasen	Forbrug af vand og fjernvarme til opvarmning af vand til 38 grader ⁶⁸ tilføjes. Det samme forbrug tilføjes for håndsæbe både med og uden et svanemærke.	I brugsfasen tilføjes: - 640 L vand ⁶⁸ - 75 MJ fjernvarme ⁶⁹

5.5.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af ønsket kemi tager udgangspunkt i produkter markedsført til forbrugere, og følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.1.

⁶⁷ Faraca et al. (2019), *Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres*. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.014>

⁶⁸ Antaget forbrug på 0,64 L vand/håndvask, opvarmet til 38 grader, baseret på data fra Koehler og Wildbolz (2009) *Comparing the environmental footprints of home-care and personal-hygiene products: The relevance of different life-cycle phases*, DOI: 10.1021/es901236f

⁶⁹ Baseret på teoretisk beregning af, hvor meget energi det kræver at opvarme vand fra 10 grader (som antages at være temperaturen på vand i hanen uden opvarmning), til de ønskede 38 grader.

5.5.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i forbrug af flydende håndsæber, primært markedsført til forbrugerne, da det var for forbrugerprodukter, der kunne findes et tilstrækkeligt datagrundlag for at opstille og udføre vurderingerne.

Vurderingen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udelukkende udgangspunkt i krav til emballagens vægt og overordnede genanvendelighed. Disse parametre er udvalgt, da der her er tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne sammenligne hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede håndsæber. Det har ikke været muligt at kvantificere klimaeffekten af krav til fx kemikalier og (se generel metode for udvælgelse af krav i 4.2) og disse krav er derfor ikke medtaget i vurderingen af klima og cirkulær økonomi.

Vurderingen af uønsket kemi er udført på baggrund af data fra Kemiluppen og tager udgangspunkt i krav relateret til forbud mod specifikke indholdsstoffer. Det har ikke været muligt at medregne effekten af krav der begrænser brugen af bestemte stoffer, ved at sætte grænseværdier for maksimalt tilladte koncentrationer (se detaljeret beskrivelse i afsnit 5.1.3.1).

Hovedpointerne fra vurderingerne er opsummeret nedenfor.



Når der udelukkende fokuseres på produktion og affaldshåndtering af flydende håndsæbe inkl. emballage, ses en **gennemsnitlig klimabesparelse på 11%*** for svanemærkede håndsæber, sammenlignet med ikke-svanemærkede håndsæber. Forskellen skyldes krav til emballagedesign, der resulterer i lettere og mere genanvendelige emballager.



Emballagerne fra svanemærket håndsæbe er langt mere genanvendelige, hvilket medfører at **79%* af emballagerne fra svanemærkede flydende håndsæber i gennemsnit kan recirkuleres** i økonomien, hvis de sorteres korrekt, imod **58%* for emballager fra ikke-svanemærkede håndsæber**.



Mange potentielt allergifremkaldende og miljøskadelige kemikalier, som er bredt anvendt i ikke-svanemærkede håndsæber, undgås. Det ses blandt andet ved, at **83% af de svanemærkede håndsæber får en A-kolbe i kemiluppen mod kun 7% af de ikke-svanemærkede**.

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

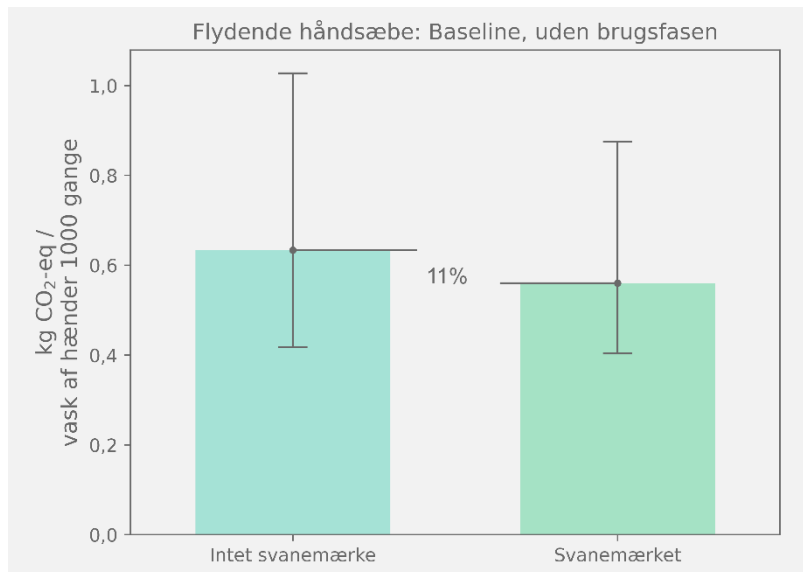
Analysen af klimapåvirkningen viser, at påvirkninger fra selve råvareudvindings- og produktionsfasen er væsentlige for produkternes samlede klimabelastning. Da der kun er LCA datasæt tilgængelige for få og generiske kemikalier, har det ikke været muligt at kvantificere en potentiel forskel i denne del af livscyklussen. Det gør det samtidig svært, at stille konkrete miljømærkekrav til kemikaliers klimabelastning, da datagrundlaget til at skelne mellem forskellige kemikalier på nuværende tidspunkt er meget begrænset.

Analysen er baseret på få udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket versus ikke-svanemærket håndsæbe.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

5.5.6.1 Klimapåvirkning

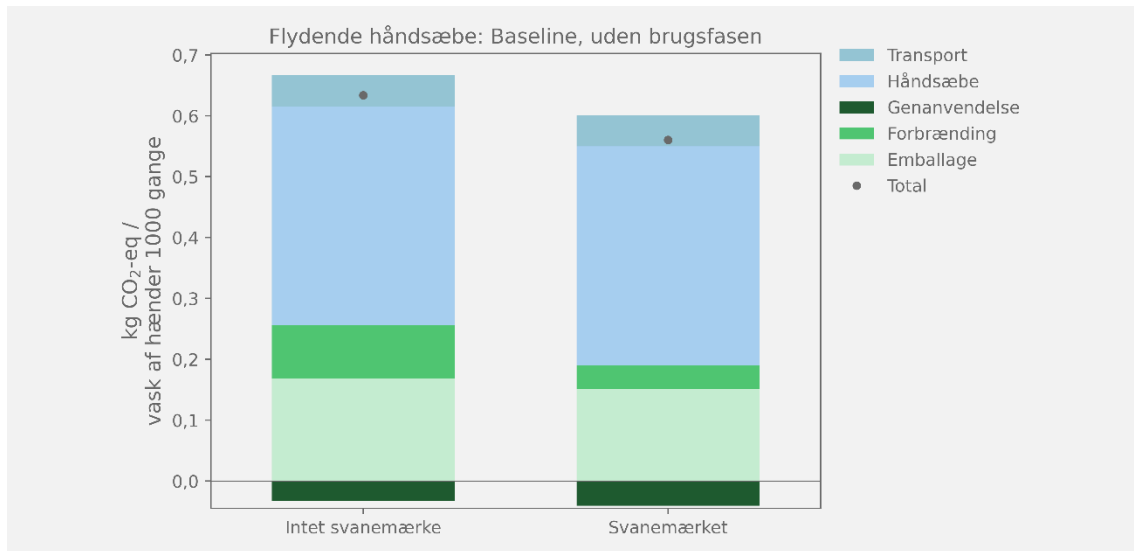
Figur 28 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af flydende håndsæbe inkl. emballage, relateret til 1000 håndvaske. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand, samt energi til opvarmning af vand, er ikke medregnet. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 11 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere væsentligt fra gennemsnittet, og her ses der et stort overlap i klimabelastningen mellem svanemærket og ikke-svanemærket håndsæbe. Men hvor de svanemærkede og ikke-svanemærkede håndsæber i bedste fald er på samme lave niveau, har de ikke-svanemærkede håndsæber i værste fald en højere klimabelastning.



Figur 28 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 håndvaske] relateret til flydende håndsæbe med og uden svanemærket.

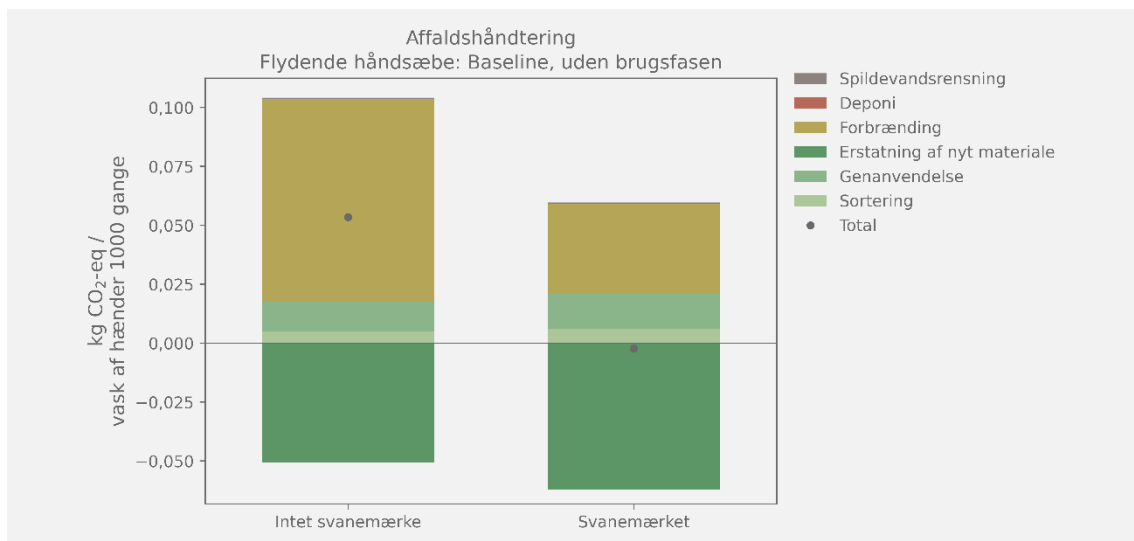
Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning, samt den store variation, skyldes udelukkende emballagernes samlede vægt og deres genanvendelighed, da disse parametre er de eneste der er forskellige for de to alternativer.

Som det ses på Figur 29, er over halvdelen af klimabelastningen relateret til udvinding af råvarer til selve håndsæben, som modelleres ens for de to alternativer, og derfor er ansvarlig for samme klimapåvirkning i begge tilfælde. Til gengæld ses der en forskel på klimapåvirkningen fra både emballageudvindingen, genanvendelsen og særligt affaldsforbrændingsprocessen, som alle er relateret til emballagen. Forskellen i emballageudvindingen skyldes, at emballagerne til de svanemærkede håndsæber i gennemsnit er lidt lettere, end dem på det resterende marked, grundet kravet til den totale mængde emballage.



Figur 29 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 håndvaske] relateret til flydende håndsæbe markedsført til forbrugere fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne. Påvirkninger over x-aksen udgør en klimabelastning, påvirkninger under udgør en klimagevinst.

Forskellen i genanvendelse og forbrænding skyldes, at emballager fra svanemærkede håndsæber i højere grad er designet til genanvendelse. Dette ses ved, at der er større besparelse fra selve genanvendelsesprocessen for emballager fra svanemærkede håndsæber, da mere materiale genanvendes, samtidig med, at der ses en lavere påvirkning fra affaldsforbrændingsprocessen, da mindre af emballagen dermed tabes i genanvendelsesprocesserne og forbrændes. Dette resulterer overordnet set i, at klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen udgør en klimabelastning for ikke-svanemærkede håndsæber, men går mere eller mindre i nul for de svanemærkede (se Figur 30). Dette skyldes svanemærkets krav til emballagedesign, der skal være egnet til genanvendelse. Forskellen er dog afhængig af, om brugeren sorterer emballagen korrekt til genanvendelse.



Figur 30 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 håndvaske] relateret til flydende håndsæbe markedsført til forbrugere fra affaldshåndteringsfasen, inddelt i individuelle affaldshåndteringsprocesser. Påvirkninger over x-aksen udgør en klimabelastning, påvirkninger under udgør en klimagevinst.

5.5.6.1.1 Følsomhedsanalyse

Klimapåvirkningen fra basis- og følsomhedsscenariet er præsenteret i Tabel 37. På tværs af de to scenarier gælder, at klimabesparelsen ved at bruge et svanemærket håndopvaskemiddel, sammenlignet med et ikke-svanemærket håndopvaskemiddel, ligger på 0,1 kg CO₂-eq./1000 håndvaske.

Grundet de mange antagelser der ligger til grund for analysen, vurderes en forskel i klimapåvirkning på mindre en 5% at være så usikker, at det ikke kan antages at udgøre en reel forskel.

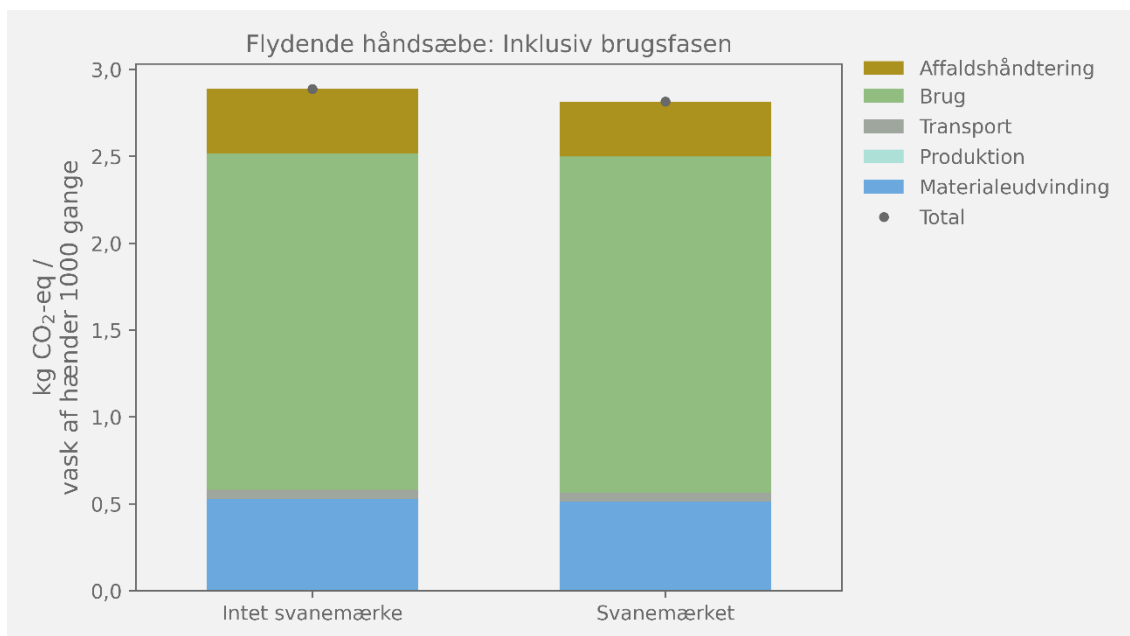
Tabel 37 Præsentation af klimapåvirkningen relateret til 1000 håndvaske med flydende håndsæbe, for alle scenarierne.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning pr. funktionel enhed	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	0,5	0,6	0,1	11
Inklusiv brugsfasen	2,8	2,9	0,1	2

Som det ses i Tabel 37 fører inklusion af brugsfasen til en markant forøgelse af den total klimapåvirkning. Dette skyldes to ting (illustreret i Figur 31):

3. Energiforbruget i brugsfasen, relateret til opvarmning af vand, medfører en betydelig klimapåvirkning (grøn kolonne i figuren)
4. Klimapåvirkningen fra affaldshåndteringsfasen stiger (karryfarvet kolonne i figuren). Dette skyldes, at der i brugsfasen tilføjes et vandforbrug, som efterfølgende skal håndteres i et spildevandsrensningsanlæg. Da dette er betydelige mængder vand, stiger klimapåvirkningen fra spildevandshåndtering.

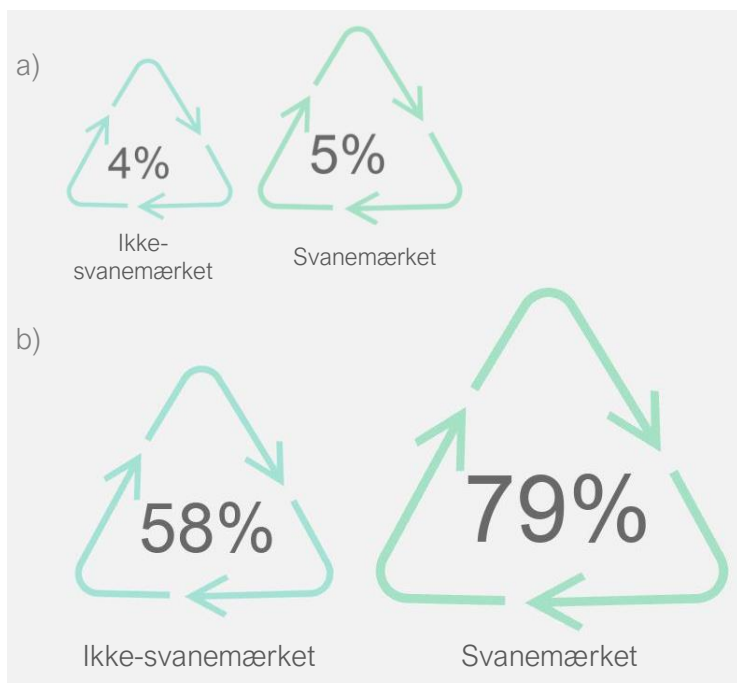
Da brugsfasen som udgangspunkt forventes at være den samme for begge produkter, er den absolutte besparelse den samme som i basisscenariet, men den relative besparelse reduceres væsentligt, da den samlede klimapåvirkning stiger.



Figur 31 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser i følsomhedsscenariet: inkl. brugsfasen.

5.5.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

I Figur 32 ses både den totale cirkularitet af alle materialer, dvs. håndsæbe og emballage (Figur 32a), og af emballagerne alene (Figur 32b).



Figur 32 Procentdel af a) det totale materialeinput (produktindhold + emballage), eller b) emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

Den totale cirkularitet ligger kun på mellem 4% og 5%. Dette er som udgangspunkt meget lave værdier for begge produkter, hvilket skyldes, at selve håndsæben, som udgør omkring 92% af produktets samlede vægt, ikke recirkuleres i økonomien, da det ender i spildevandet.

Zoomes der ind på de resterende 8% som udgør emballagen, er både de samlede værdier, samt forskellen mellem de to, større (Figur 32b). Som tidligere beskrevet, er emballagerne fra svanemærkede håndsæber i gennemsnit mere genanvendelige, end emballagerne fra ikke-svanemærkede håndsæber. Dette medfører, at 79% af emballagerne fra svanemærkede håndsæber kan genanvendes i gennemsnit, hvorimod det kun er 58% af emballagerne for de ikke-svanemærkede håndsæber.

Den væsentligt bedre genanvendelighed af emballagerne fra svanemærkede håndsæber skyldes, at etiketterne skal være lavet af den samme type plast som selve sæbebeholderen, hvilket minimere risikoen for, at beholderen sorteres forkert. Dette har en stor indflydelse, da håndsæber med en etiket der fylder mere end 60% af overfladen, og som ikke er i samme plasttype som beholderen (hvilket ofte er tilfældet), ofte vil resultere i, at teknologien der sorterer emballagen vil sortere den forkert^{70,71,72}. Derfor er der flere af de svanemærkede emballager der sorteres korrekt og dermed sendes videre til genanvendelse.

5.5.6.3 Uønsket kemi – forbrugerprodukter

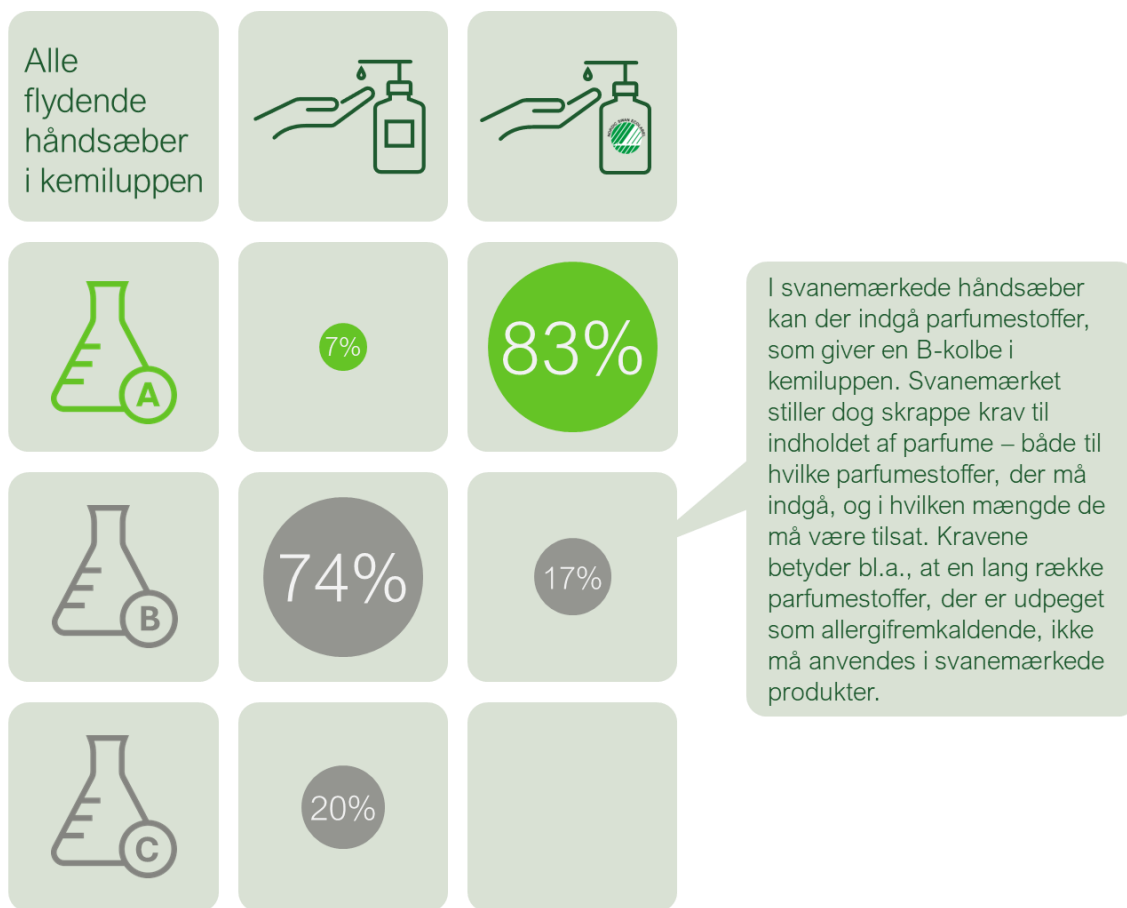
Figur 33 viser hvordan flydende håndsæber i kemiluppen er blevet vurderet, i forhold til TÆNKs kolbesystem. Det ses, at hvor kun 7% af de ikke-svanemærkede håndsæber har fået en A-kolbe, får 83% af de svanemærkede håndsæber en A-kolbe. Det ses også, at en stor andel af de ikke-svanemærkede håndsæber har fået en B-kolbe og en C-kolbe, hvilket skyldes forekomsten af stoffer der er mistænkt for at være allergifremkaldende (ofte parfume eller aromastoffer), miljøbelastende og i enkelte tilfælde hormonforstyrrende. En liste over de mest hyppigt forekomne kemikalier i ikke-svanemærkede håndsæber, der fremhæves som problematiske i kemiluppen, er præsenteret i Tabel 38.

Selvom andelen af svanemærket håndsæbe der får en B-kolbe, er mindre, ligger den stadig på 17%. For svanemærket håndsæbe, gives B-kolben grundet forekomsten af parfumestoffer. Her skal det tilføjes, at det kun er udvalgte parfumestoffer der tillades i svanemærkede produkter. Derudover tillader svanemærket kun en meget lille koncentration af parfumestoffer. Forekomst af disse er derfor stærkt regulerede i svanemærket håndsæbe, hvorimod der ingen begrænsning er, når det kommer til koncentrationerne af parfume i ikke-svanemærket håndsæbe. Ingen svanemærkede håndsæber har fået en C-kolbe i kemiluppen.

⁷⁰ Forum for Cirkulær Plastemballage (2019) *Genbrug og genanvendelse af plastemballage til de private forbrugere*, <https://plast.dk/wp-content/uploads/2019/12/Designguide-Genbrug-og-genanvendelse-af-plastemballage-til-de-private-forbrugere-online-version.pdf>, besøgt 2024

⁷¹ RecyClass (2023) *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

⁷² Personlig kontakt med Nordisk Produkt Ansvarlig Thor Hirsch og Dansk Kriterie Chef Heidi Bugge (2022)



Figur 33 Fordeling af kolbeurderinger fra kemiluppen, for alle svanemærkede og ikke-svanemærkede flydende håndsæber inkluderet i kemiluppen i august 2023.

Tabel 38 Oversigt over de kemikalier, der forekommer i minimum 10% af de ikke-svanemærkede håndsæber, samt en angivelse af, hvorfor de er fremhævet som problematiske i kemiluppen. En fuld liste kan ses i bilag F.1.

Kemikalie	Forekomst i produkter		Mistænkt for at være	
	Antal	%	Allergifremkaldende	Miljøskadelige
Limonene	113	33%	X	
Linalool	110	32%	X	
Hexyl cinnamal	63	18%	X	
Tetrasodium edta	58	17%		X
Geraniol	39	11%	X	
Citral	33	10%	X	

5.6 Plejeprodukter til transportmidler

Dette kapitel omhandler plejeprodukter til transportmidler. Svanemærkets kriterier til plejeprodukter til transportmidler dækker over en lang række produkter med en rengørende funktion (affedter, shampoo, sprinklervæske) og/eller polerende funktion (voks eller polérmidler), til pleje af biler, busser, lastbiler, både, skibe, fly, motorcykler, cykler og tilsvarende samt tog og anden skinnende transport. Af disse, forventes autoshampoo samt voks & polérmidler at udgøre størstedelen af produkterne på markedet. På den baggrund, og for at reducere omfanget af analyserne, fokuserer analyserne hovedsageligt på autoshampoo og voks.

Da fokus er på offentligt forbrug, er der desuden fokuseret udelukkende på transportplejeprodukter til brug i professionelle sammenhænge, hvilket i forbindelse med autoshampoo og voks betyder brug i bilvaskehaller.

I kapitlet præsenteres baggrunden for, og relevansen af, produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for plejeprodukter til transportmidler med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne.

5.6.1 Baggrund

Formålet med plejeprodukter til transportmidler er at vedligeholde og forbedre udseendet og ydeevnen af transportmidlet. I denne kategori, forventes plejeprodukter til biler at være særlig udbredte, da der findes væsentligt flere biler, end toge, motorcykler, fly, mm.⁷³. Derudover bruges biler både af private og professionelle, hvorimod fx toge og fly primært håndteres af professionelle, hvilket yderligere bidrager til, at produkter til biler forventes at udgøre den største del af markedet.

Bilplejeprodukter omfatter produkter som bilvoks, polérmidler og forseglere, der forhindrer og udbedrer mindre skader (såsom ridser), beskytter mod rust, forbedrer lakken, giver køretøjet en skinnende finish og beskytter det mod påvirkning fra omgivelserne. Desuden hjælper rengøringsprodukter som bilvaskesæber og autoshampoo med at fjerne snavs, skidt og forureninger, hvilket bidrager til at bevare køretøjets udseende og visuelle udtryk. Disse produkter kan ligeledes bruges til at opretholde interiørets renlighed og giver køretøjets indre en æstetisk fornemmelse.

Europa repræsenterer en af de største producenter af bilplejeprodukter, og det europæiske marked for bilplejeprodukter blev anslået til 3,4 mia. USD, svarende til 22 mia. kr., i 2020⁷⁴. Efterspørgslen efter bilplejeprodukter drives af flere faktorer, blandt andet antallet af biler på vejene, som forventes at stige de kommende år⁷⁵. Ligeledes forventes aspekter som øget fokus på renlighed, øget fokus på restaurering af gamle biler, samt øget salg af

⁷³ <https://www.dst.dk/da/Statistik/emner/transport/transportmidler/bestanden-af-transportmidler>

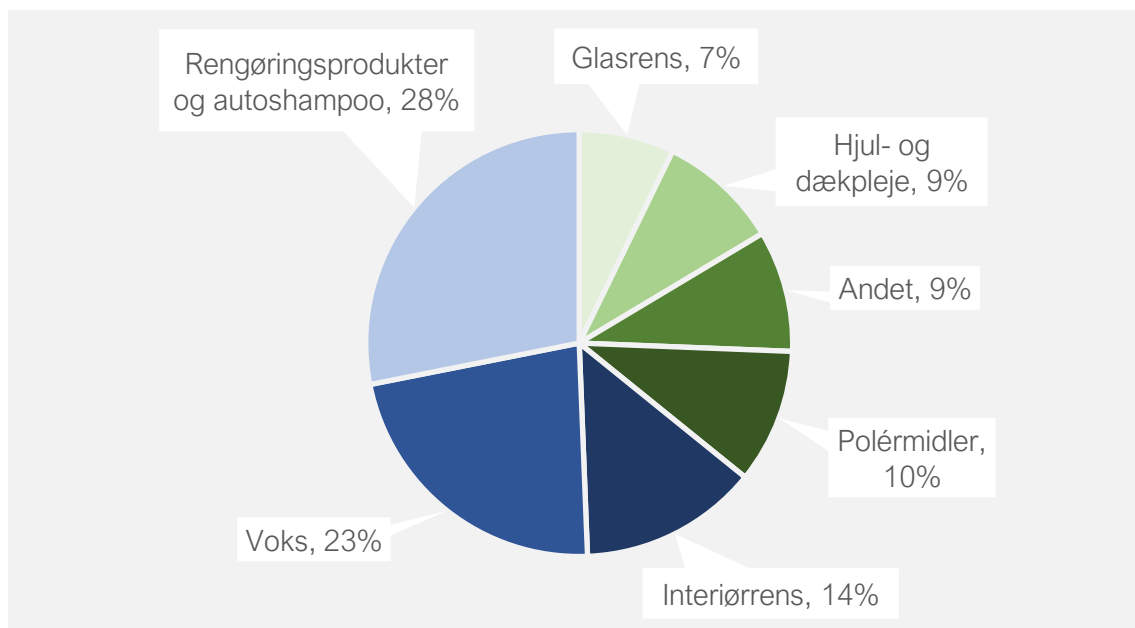
⁷⁴ <https://www.graphicalresearch.com/industry-insights/1931/europe-car-care-products-market>

⁷⁵ <https://www.sphericalinsights.com/reports/europe-car-care-products-market>

luksus- og elbiler, som kræver jævnlig vedligeholdelse, for at opretholde et luksuriøst udseende, yderligere at drive efterspørgslen⁷⁶. Dette medfører, at markedet for bilplejeprodukter i Europa forudsiges at stige med mellem 2.1% og 4.1% om året, de næste år^{74,75}.

Det har ikke været muligt at finde tal for forbruget af bilplejeprodukter i Danmark, men da salget af personbiler og elbiler forventes at stige med hhv. 5,28%⁷⁷ og 12.40%⁷⁸ indtil 2028, kan det med rimelig antages, at efterspørgsel efter bilplejeprodukter ligeledes vil stige de kommende år.

Det har heller ikke været muligt at finde generel information om sammensætningen af bilplejeprodukter på det danske eller Europæiske marked, men en markedsanalyse fra Grand View Research viser sammensætningen af bilplejeprodukter på det amerikanske marked i 2021 (se Figur 34)⁷⁹. Analysen viser, at rengøringsprodukter og voks er de produktkategorier der udgør den største del af markedet og repræsenterer tilsammen ca. 50%.



Figur 34 Sammensætning af bilplejeprodukter på det amerikanske marked i 2021⁷⁹

Teknologisk Institut og Force Technology lavede i 2010 en vurdering af potentielle sundhedsfarer relateret til interiørrens til biler⁸⁰. I studiet blev der fundet mange forskellige stoffer i produkterne, og undersøgelsen viste, at de potentielt mest sundhedsskadelige forbindelser i de undersøgte produkter var kulbrinter/petroleumsdestillater, limonen, ethylacetat og butylacetat. Undersøgelsen viste dog også, at flere potentielt skadelige stoffer ikke var til stede i høje nok koncentrationer, eller blev brugt på en måde, så de udgjorde en sundhedsrisiko.

⁷⁶ <https://www.fortunebusinessinsights.com/car-care-products-market-105909>

⁷⁷ <https://www.statista.com/outlook/mmo/passenger-cars/denmark>

⁷⁸ <https://www.statista.com/outlook/mmo/electric-vehicles/denmark>

⁷⁹ <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/car-care-product-market>

⁸⁰ MST (2010) - <https://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92548-93-1/pdf/978-87-92548-94-8%20.pdf>

Det har ikke været muligt at finde lignende data der beskriver størrelsen eller sammensætningen af markedet for plejeprodukter til andre transportmidler end biler, fx både, tog, mm. Det har ligeledes ikke været muligt at finde data på antallet af forskellige slags transportmidler ejet af det offentlige, men her må det forventes, at bilplejeprodukter fylder relativt mindre end hos private forbrugere.

5.6.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De primære livscyklusfaser relateret til et plejeprodukt er:

1. Valg af aktive ingredienser og udvinding
2. Produktion af produkt og emballage
3. Transport
4. Brug
5. Affaldshåndtering

Det har ikke været muligt at finde studier der specifikt har beskæftiget sig med plejeprodukter til transportmidler. Derfor tager dette afsnit i stedet udgangspunkt i studier, der er relateret til generelle rengøringsmidler, da både rengøringsmidler og plejeprodukter med rengørende egenskaber indeholder tensider (overfladeaktive stoffer) og opløsningsmidler. Fordelingen af miljøpåvirkningerne fra rengøringsmidler på forskellige processer forventes derfor at følge nogenlunde de samme tendenser som autoshampoo. De miljørelevante hotspots er muligvis ikke helt så repræsentative for voks og polérmidler.

Der er generel enighed om, at de største klimapåvirkninger, relateret til et rengøringsmiddel, er fordelt mellem ingredienserne, emballagen og brugsfasen^{81,82,83,84}, hvorimod transport og affaldshåndtering generelt set betyder mindre.

Valget af ingredienser, samt udvinding og produktion, udgør generelt mellem 10% - 42% af klimapåvirkningerne^{81,82,84}, og helt op til 70% i nogle tilfælde⁸³. Her er særligt valget af overfladeaktive stoffer afgørende for udfaldet. Ligeledes har valget mellem fossilbaserede og biologisk baserede stoffer også betydning for analysens udfald. Der findes dog ikke umiddelbart et entydigt svar på, hvilken oprindelse der er bedst for klimaet⁸¹. Til gengæld har brug af biobaserede stoffer stor påvirkning på miljøpåvirkningskategorier relateret til brugen af landareal, som fx "Agricultural land occupation" og "Natural land transformation"⁸¹.

⁸¹ Medina et al. (2015) *Revision of the European Ecolabel Criteria for: All-purpose cleaners, sanitary cleaners and window cleaners*, JRC Science for Policy Report, DOI: doi:10.2791/923

⁸² Golsteijn et al. (2015) *A compilation of life cycle studies for six household detergent product categories in Europe: the basis for product-specific A.I.S.E. Charter Advanced Sustainability Profiles*, Environmental Sciences Europe, DOI: 10.1186/s12302-015-0055-4

⁸³ Kapur et al. (2012) *Comparative life cycle assessment of conventional and Green Seal-compliant industrial and institutional cleaning products*, International Journal of Life Cycle Assessment, DOI: 10.1007/s11367-011-0373-8

⁸⁴ Koehler og Wildbolz (2009) *Comparing the environmental footprints of home-care and personal-hygiene products: The relevance of different life-cycle phases*, Environmental Science and Technology, DOI: 10.1021/es901236f

Produktion af emballagen slår også ud som væsentlig i flere analyser, og udgør fra 20% og op til 60% af den samlede klimapåvirkning^{81,82,83,84}, alt afhængig af designet af det specifikke rengøringsprodukt, og hvordan det forventes at anvendes i brug. Her er særligt valget af emballagemateriale og mængderne afgørende.

Også brugsfasen kan være afgørende, og ansvarlig for 25% af klimabelastningen⁸¹. Dette er grundet den funktionelle enhed, der inkluderer vandet, og særligt opvarmningen af vandet, der bruges i forbindelse med rengøringen. Antagelser om dosering, mængden af vand, temperaturen vandet opvarmes til og typen af energi brugt til opvarmning, bliver her afgørende.

Generelt er affaldshåndteringsfasen kun ansvarlig for en lille del af klimapåvirkningen^{81,82,83,84}. Det er dog usikkert, i hvor høj grad affaldshåndteringen af emballagen er medtaget i de fundne analyser, og hvor vidt de medtager aspekter omkring mulig genanvendelighed.

5.6.3 Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for svanemærkede plejeprodukter til transportmidler indeholder 27 krav. Det har været muligt at kvantificerer effekten af 2 af disse krav i vurderingen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi, og effekten af 4 krav i analysen af problematisk kemi. Begrundelsen for udvælgelsen af de specifikke krav, inkluderet i analysen for klimapåvirkning og cirkulær økonomi, er givet i det følgende afsnit, og begrundelsen for udvælgelsen af krav til analysen af problematisk kemi, er givet i afsnit 5.1.1.

5.6.3.1 Klimapåvirkning og cirkulær økonomi

Kravene, inkluderet i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi for transportpleje er præsenteret i Tabel 39.

Tabel 39 Oversigt over krav der er medtaget i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi for transportpleje, samt hvilke livscyklusfaser de har en indflydelse på.

Udvalgte kriterier	Ingredienser	Brug	Emballage
O19 Krav om at informere om dosering	X	X	X
O16 Genanvendelseskrav til emballagen			X

Brugsfasen blev identificeret som værende vigtig for miljøpåvirkningen af et rengøringsprodukt (se afsnit 5.6.2), og her er særligt krav til doseringsanvisning relevante. Derfor er kriterie O19, relateret til information om korrekt dosering, inkluderet i analysen. Effekten af kravet inkluderes ved at antage, at alle analyserede produkter, gør tilfredsstillende rent ved de angivne doseringer, samt at doseringerne antages at bliver fulgt. Dette gælder både for svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringsmidler.

Også emballagen blev identificeret, som værende udslagsgivende for klimapåvirkningen. Flere krav er relateret til emballagen, og sætter krav til blandt andet genanvendelighed af

emballagen. Erfaring fra certificeringsprocessen har vist, at det kan kræve ændringer i emballagedesignet at leve op til disse krav⁸⁵ og det forventes derfor, at der vil være en forskel på emballagernes design og genanvendelighed, når transportpleje med et miljømærke sammenlignes med dem uden. På den baggrund er effekten af krav O16 udvalgt til at indgå i analysen.

En lang række krav omhandler restriktioner eller forbud mod brug af specifikke problematiske kemikalier i selve rengøringsmidlet, eller opfordrer til brug af fornybare ressourcer. Det er dermed kriterier der går ind og begrænser, samt sætter en retning for, valget af ingredienser, som er væsentligt for klimapåvirkningen. Trods disse begrænsninger, er der stadig mulighed for en meget stor variation i sammensætningen af ingredienser og det har derfor ikke været muligt at definere en generel sammensætning af ingredienser for hverken svanemærket eller ikke-svanemærket transportpleje, og de førnævnte krav er derfor ikke medtaget i analysen af klimapåvirkningen, trods vigtigheden af ingrediensvalget (se detaljer i afsnit 5.1.2.3). Flere aspekter omkring ingrediensvalg og indholdskemi bliver dog behandlet i vurderingen af uønsket kemi.

De sidste krav i kriteriedokumentet relaterer sig til krav til dokumentation, og diverse management relaterede aspekter. Alle nogle der ikke vurderes relevante eller mulige at kvantificere i en miljøvurderingssammenhæng.

5.6.3.2 Uønsket kemi

Udvælgelse af krav, der er relevante ift. uønsket kemi, og som samtidig kan bruges til at kvantificere en effekt af svanemærkets krav, er givet i afsnit 5.1.1.

5.6.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

5.6.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Den funktionelle enhed for transportpleje er defineret som:

Produktion og affaldshåndtering af koncentreret transportpleje (autoshampon og voks) inkl. emballage, relateret til levering af 1000 L opblandet transportplejeprodukt, klar til brug i professionelle anlæg.

Fokus i analysen ligger dermed på transportplejeprodukter markedsført til det professionelle marked, hvilket i langt de fleste tilfælde vil indbefatte vaskehaller.

En grundlæggende antagelse i analysen er, at doseringerne bliver fulgt og at transportmidlerne bliver vasket rene, når den angivne dosering overholdes, både for svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje. Dette antages at være realistisk, da dosering ofte sker automatisk i store vaskeanlæg, og indstilles efter produkterne.

Derudover antages det, at når de angivne doseringer overholdes, så kan 1000 L opblanding vaske/pleje det samme antal transportmidler, uafhængigt af hvor meget af det oprindelige koncentrerede produkt der skal anvendes. 1000 L opblanding antages dermed at

⁸⁵ Baseret på personlig kontakt med Seniorkonsulent Trine Pedersen (2022)

levere samme antal rene transportmidler. I modellen af transportpleje, er der udelukkende taget udgangspunkt i autoshampoo og voks, da disse produkter forventes at udgøre den største del af markedet (se afsnit 5.6.1), samtidig med, at de også udgør den største andel af svanemærkede transportplejeprodukter på det danske marked.

Referenceflowet af både transportpleje og emballage, relateret til den funktionelle enhed, er præsenteret i Tabel 40 for hhv. transportpleje med og uden et svanemærke. Det ses fra tabellen, at der er en stor forskel på, hvor stor en mængde svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje det kræver, at opfylde den funktionelle enhed. Dette afspejler, at svanemærket transportpleje generelt set er mere koncentreret, hvilket afspejler de nødvendige mængder af både de koncentrerede produkter samt emballage. Grundet mangel på repræsentative datasæt (se detaljer i afsnit 5.1.2.3) er udvinding af aktivstoffer og produktion af selve plejeproduktet blevet modelleret på samme måde, for både det svanemærkede og ikke-svanemærkede transportplejeprodukt, trods forskellen i koncentration.

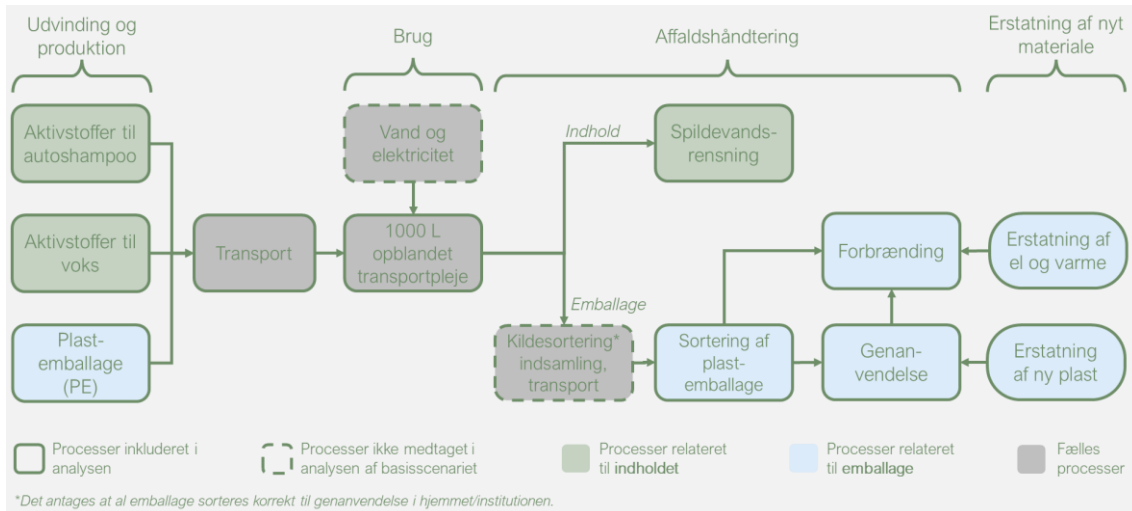
Baggrunden for de forskellige referenceflows er uddybet i afsnit 5.6.4.3

Tabel 40 Oversigt over referenceflow for transportpleje hhv. med og uden et svanemærke. Datapunkter i parentes repræsenterer best- og worstcase værdier.

Referenceflow pr. 1000L færdigopblanding	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Total transportpleje	kg	1,96 (0,78 - 3,39)	9,7 (1,22 - 17,7)
Autoshampoo	kg	1,09 (0,43 - 1,88)	5,4 (0,68 - 9,9)
Voks	kg	0,87 (0,35 - 1,51)	4,3 (0,54 - 7,9)
PE emballage	g	91,3 (23,1 - 230)	451 (36,3 - 1205)

5.6.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Figur 35 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for transportpleje. Modelopsætningen er den samme for transportpleje med og uden et svanemærke. Som angivet på figuren er forbrug af el og vand til rengørings-/poleringsprocessen ikke inkluderet i basisscenariet, da dette forbrug ikke er afhængig af typen af transportpleje, da det forventes, at de automatiske vaskesystemer bruger samme mængde færdigopblanding, og at de tilpasser mængden af transportplejeprodukt til dette. Derudover antages det, at emballagen altid sorteres korrekt.



Figur 35 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering af koncentreret transportpleje (autoshampoo og voks) inkl. emballage, relateret til levering af 1000 L opblandet transportplejeprodukt, klar til brug i professionelle anlæg.*

5.6.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

I Tabel 41 ses en oversigt over de datapunkter der er blevet brugt i opstillingen af analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi (analysen af uønsket kemi er ens for alle kemisk-tekniske produkter og er præsenteret i afsnit 5.1.1). Dette inkluderer datapunkter relateret til doseringer, emballagemængder, andelen af genanvendt materiale i emballagerne og effektiviteter i genanvendelsen.

Da autoshampoo og voks har forskellige formål, og forventes at indeholde forskellige typer aktivstoffer, blev doseringerne af henholdsvis autoshampoo og voks, beregnet til professionelt brug i bilvaskehaller, indsamlet hver for sig. For svanemærket transportpleje, blev doseringerne estimeret på baggrund af doseringsanvisninger for samtlige svanemærkede autoshampoo- og voksprodukter på det danske marked i 2023. Doseringerne for ikke-svanemærket transportpleje blev estimeret på baggrund af doseringsanvisninger for 9 ikke-svanemærkede transportplejeprodukter (6 autoshampoo, 9 voks), indsamlet via 4 forskellige online produkt databaser^{86,87,88,89}.

Da der ikke kunne findes et tilstrækkeligt datagrund til at estimere en forskel i produktionen af autoshampoo og voks (se detaljer i afsnit 5.1.2.3), blev det samme datasæt, som blev brugt til at modellere koncentrerede rengøringsmidler, ligeledes anvendt til at modellere produktionen af både svanemærket- og ikke-svanemærket autoshampoo og voks. Derfor blev der i modellen anvendt en samlet dosering. Denne blev estimeret på baggrund af doseringerne for autoshampoo og doseringer for voks, når der antages en fordeling af autoshampoo og voks på 60%:40%⁹⁰.

⁸⁶ Stadsing A/S, [Bilvask | Stadsing A/S](#), besøgt 2024

⁸⁷ Abena, [Katalog - AbenaOnline](#), besøgt 2024

⁸⁸ Kärcher Professional, [Køretøj | Kärcher Danmark \(kaercher.com\)](#), besøgt 2024

⁸⁹ SkanOil prof, [Før vask / rens prof — SkanOil](#), besøgt 2024

⁹⁰ Grand View Research (2021): Market Analysis Report. <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/car-care-product-market>

I forhold til emballagerne blev det fundet, at samtlige svanemærkede autoshampoo- og voksprodukter på det danske marked i 2023, havde en emballage lavet af PE-plast. Der er ikke fundet noget grundlag for at antage, at emballager til ikke-svanemærket transportpleje skulle være anderledes, og alle emballager antages derfor at være lavet af 100% PE.

I kriterierne for svanemærket transportpleje er der ingen krav til emballagernes vægt eller andelen af genanvendt materiale. Disse aspekter registreres derfor ikke i en certificeringsproces. Det var dermed ikke muligt at finde specifikke data omkring vægt og andel af genanvendt materiale for emballage specifikt til transportpleje. I stedet antages emballagevægten, for både svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje, at være lig med emballagevægten for rengøringsmidler. Også andelen af genanvendt materiale antages at være ens i emballager til svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje, og niveauet blev estimeret baseret på Eriksen et al. (2020)⁹¹ (se detaljer i Bilag B og G).

I tillæg til doseringen, emballagemængderne og andelen af genanvendt materiale i emballagen, har det været nødvendigt at antage værdier for materialetabet under genanvendelsesprocessen. Effektiviteten af oparbejdningsprocessen antages at være ens for emballager fra svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter og er baseret på Faraca et al. (2019)⁹². Den eneste undtagelse er effektiviteten af sorteringsprocessen for plastemballagen, hvor det estimeres, at der er en betydelig forskel. Sorteringseffektiviteterne er blevet estimeret på baggrund af farven på primæremballagen samt om etiketstørrelse på emballagen ved at antage, at sorte produkter og produkter med en etiket der fylder over 60% vil blive fejlsorteret, og ender i rest fra sortering^{93,94}. Baggrunden for estimeringen er beskrevet i detaljer i Bilag G.1.2.

Udover datapunkterne præsenteret i Tabel 41, er der brugt en lang række Ecoinvent processer, til at opsætte modellen. En oversigt over disse kan ses i bilag G.2.

⁹¹ Eriksen et al. (2020): Dynamic Material Flow Analysis of PET, PE, and PP Flows in Europe: Evaluation of the Potential for Circular Economy. [www.doi.org/10.1021/acs.est.0c03435](https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03435)

⁹² Faraca et al. (2029): Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres. [www.doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.014](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.014)

⁹³ Forum for Cirkulær Plastemballage (2019) *Genbrug og genanvendelse af plastemballager til de private forbrugere*, <https://plast.dk/wp-content/uploads/2019/12/Designguide-Genbrug-og-genanvendelse-af-plastemballager-til-de-private-forbrugere-online-version.pdf>, besøgt 2024

⁹⁴ RecyClass (2023) *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

Tabel 41 Opsummering af data brugt til at differentiere mellem svanemærket og ikke-svanemærket transport-pleje. Tal udenfor parenteser repræsenterer gennemsnit og tal indenfor parenteserne repræsenterer mulig variation. Grundet begrænset adgang til data var det ikke muligt at tilføje variation til alle datapunkterne.

Datapunkter	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
Data relateret til plejeproduktet			
Dosering af autoshampoo	mL/L vand	1,64 (0,6 - 2,08)	16,3 (1 - 30,93)
Dosering af voks	mL/L vand	2,37 (1 - 5,05)	1,67 (1,5 - 2)
Andel autoshampoo	%	56	56
Andel voks	%	44	44
Vægtet dosering af plejeprodukt	mL/L vand	1,97 (0,78 - 3,4)	9,8 (1,22 - 18,1)
Data relateret til emballagen			
Mængder af plastemballage	g plast / kg indhold	46,6 (29,7 - 67,9)	46,6 (29,7 - 67,9)
Andel af genanvendt plast	%	10 (11 - 9)	10 (11 - 9)
Data relateret til genanvendelsen			
Sorteringseffektivitet, PE	%	90	72 (73 - 70)
Oparbejdningseffektivitet, PE	%	91	91
Data relateret til transport			
Transport med 16-32 ton lastbil	km	275 (50 - 500)	275 (50 - 500)

5.6.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarierne præsenteret i Tabel 42.

Tabel 42 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarier udført for transportplejeprodukter (autosham-poo og voks). Hvor der kun er givet én værdi, gælder denne for både gennemsnit, best case og worst case, ellers gælder formatet: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomhedsscenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. rengøring af 1000 m ²
Inklusiv brugsfasen	Forbrug af vand, samt elektricitet til opvarmning af vand til 40 grader, tilføjes i brugsfasen. Det samme elforbrug tilføjes for begge slags plejeprodukt, uafhængigt af mærkning. El, der bruges specifikt til at køre vaskehallerne, og ikke til opvarmning af vand, er ikke medtaget i analysen.	I brugsfasen tilføjes: <i>Svanemærket:</i> 998 (999-997)L vand ¹ 262 MJ el ² <i>Ikke-svanemærket:</i> 988 (999-968)L vand ¹ 262 MJ el ²

1) 1000L færdigblanding, fratrukket forbruget af det koncentrerede plejeprodukt, som er fundet via den angivne dosering på produktet (se detaljer i næste afsnit).

2) Estimeret baseret på antagelse om, at det kræver 0,07 kWh at opvarme 1 L vand til 40 grader⁹⁵

5.6.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af ønsket kemi tager udgangspunkt i produkter markedsført til det professionelle, og følger metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.2.

⁹⁵ Medina et al. (2015) *Revision of the European Ecolabel Criteria for: All-purpose cleaners, sanitary cleaners and window cleaners*, JRC Science for Policy Report, DOI: doi:10.2791/923

5.6.6 Resultater og konklusioner

Analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav til information om dosering, samt krav til emballagens overordnede genanvendelighed, da der for disse parametre blev fundet et tilstrækkeligt datagrundlag, til at modellere dem forskelligt for hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede transportpleje. Det har ikke været muligt at kvantificere klimateffekten af en lang række krav til fx indholdskemi og vaskeeffektivitet (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 4.2) og parametre som ressourceforbrug fra selve kemikalieproduktionen antages i analysen dermed at være ens for hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede vaskemidler.

Analysen af uønsket kemi tager udgangspunkt i 94 ikke-svanemærkede transportplejeprodukter og afprøver effekten af flere krav relateret til forbud mod specifikke fareklassificeringer og indholdsstoffer. Analysen er baseret på information om indholdskemi fundet i offentlige tilgængelige sikkerhedsdatablade, som dog ikke altid er udtømmende, og metoden er derfor konservativ (se detaljer i afsnit 0).

De udførte analyser for transportpleje viser, at de væsentligste parametre, ansvarlige for forskellen mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede produkter, er dosering, emballage og kemikalier. Hovedpointerne er opsummeret nedenfor.



KLIMA

Når der udelukkende fokuseres på produktion og affaldshåndtering af transportplejeproduktet og emballagen, ses en **gennemsnitlig klimabesparelse på 11%*** for svanemærket transportpleje, sammenlignet med ikke-svanemærkede alternativer. Dette skyldes primært, at svanemærket transportpleje er mere koncentreret end ikke-svanemærkede alternativer, hvilket ikke direkte skyldes svanemærkets krav, da der ikke er noget krav til koncentration, men kan være en indirekte effekt af svanemærkets krav til indholdsstoffer og råvarer.



CIRKULÆR
ØKONOMI

Emballagerne fra svanemærket transportpleje er mere genanvendelige, hvilket medfører at **81%* af emballagerne fra svanemærket transportpleje i gennemsnit kan recirkuleres i økonomien**, hvis de sorteres korrekt, imod **65%*** for emballager fra ikke-svanemærkede alternativer.



UØNSKET
KEMI

Minimum 30% af ikke-miljømærket transportpleje på det danske marked, har problematiske fareklassificeringer eller indeholder problematiske stoffer, som ikke lever op til svanemærkets krav. Brug af svanemærket transportpleje reducerer dermed risikoen for at bruge produkter med problematisk kemi. **Særligt undgås produkter som indeholder potentielt allergifremkaldende stoffer og som er skadelige for miljøet.**

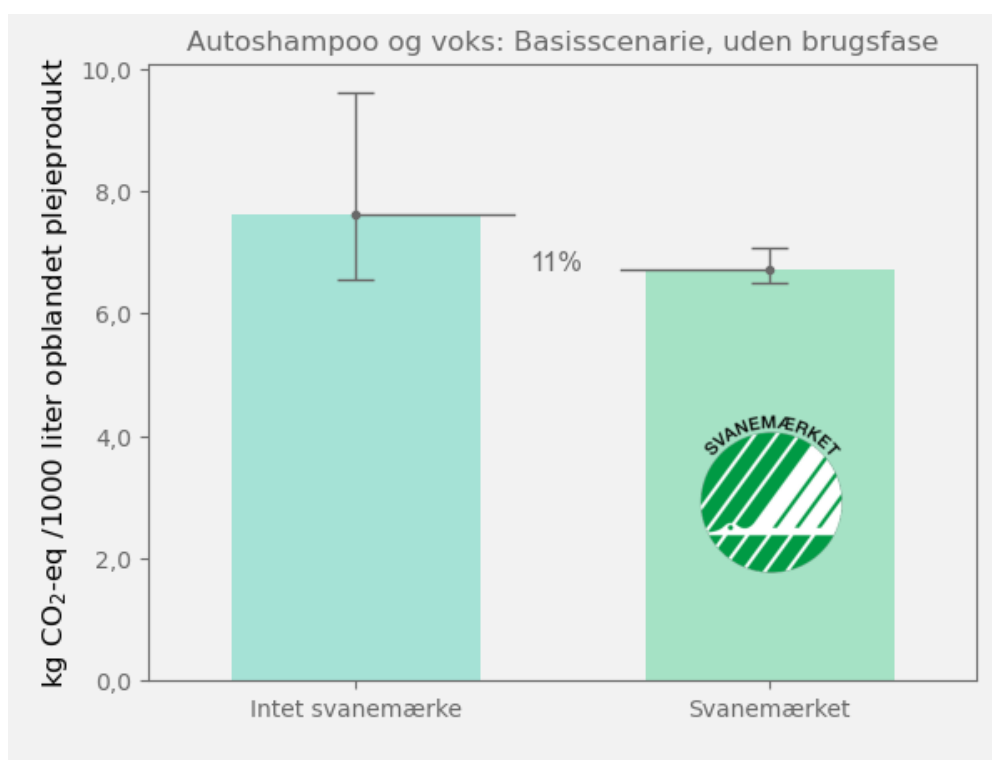
* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

Analysen af klimapåvirkningen viser, at påvirkninger fra selve råvareudvindings- og produktionsfasen er væsentlige, for produkternes samlede klimabelastning. Da der kun er LCA datasæt tilgængelige for få og generiske kemikalier, har det ikke været muligt at

kvantificere en potentiel forskel i denne del af livscyklussen. Det gør det samtidig svært, at stille konkrete miljømærkekrav til kemikaliers klimabelastning, da datagrundlaget til at skelne mellem forskellige kemikalier på nuværende tidspunkt er meget begrænset.

5.6.6.1 Klimapåvirkning

Figur 36 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af autosham-poo og voks til professionelt brug inkl. emballage, relateret til levering af 1000 L opblandet transportplejeprodukt. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand og el til opvarmning af vand, er ikke medtaget. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 11 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere fra gennemsnittet, særligt for de ikke-svanemærkede produkter. Her ses et mindre overlap i klimabelastningen mellem svanemærkede og ikke-svanemærket transportpleje, men hvor de svanemærkede og ikke-svanemærket transportpleje i bedste fald er på samme lave niveau, har ikke-svanemærket transportpleje i værste fald en markant højere klimabelastning.



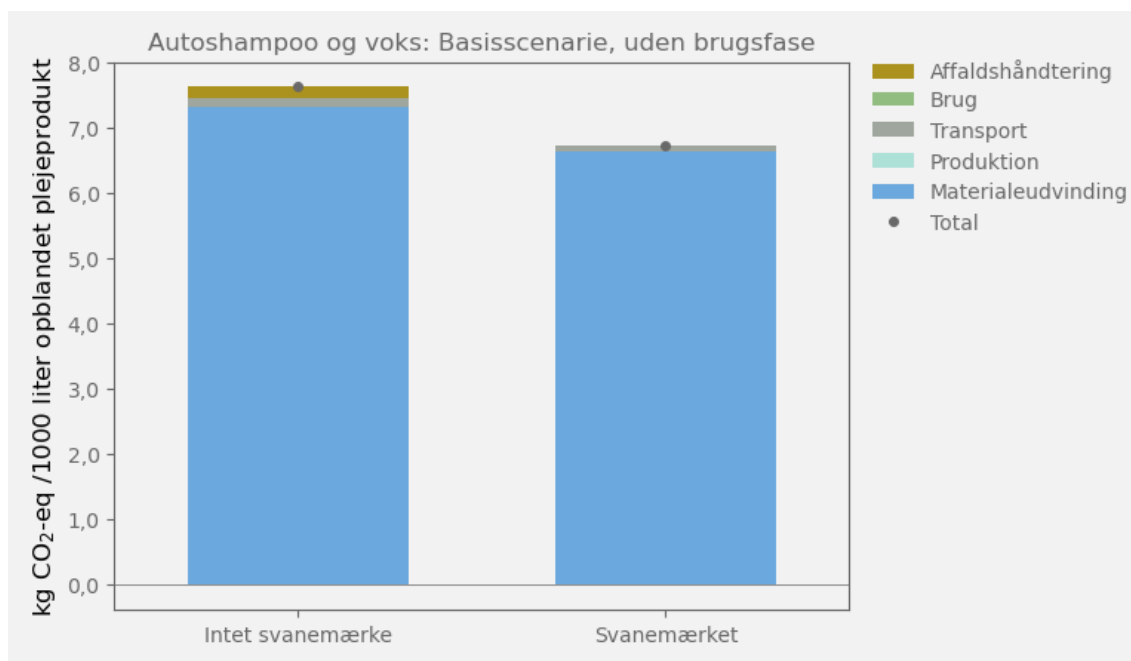
Figur 36
Klima-
påvirkning
[kg CO₂-
eq./ 1000
L opblan-
det trans-
portpleje-
produkt]
relateret
til auto-
shampoo
og voks,
med og
uden sva-
nemær-
ket. Figu-
ren med-
regner
ikke
brugsfa-
sen.

Forskellen på klimapåvirkningen for svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje skyldes overvejende forskellen i doseringen, særligt for autosham-poo. Realiserede gen-nemsnit for hhv. svanemærket og ikke-svanemærket autosham-poo viser, at svanemærket autosham-poo har en gennemsnitlig dosering på ca. 2 ml/L vand imod ca. 16 ml/L vand for ikke-svanemærket autosham-poo. Det betyder, at svanemærket autosham-poo i gennem-snit er 8 gange så koncentreret som ikke-svanemærket autosham-poo, hvilket medfører, at der skal bruges meget mindre produkt pr. liter opblanding, klar til brug. Dette har en indfly-delse på udfaldet af analysen, da materialeudvinding er den proces der har den største indflydelse på klimapåvirkningen (se Figur 37), hvor rengøringsmidlet, i modsætning til em-ballagen, er ansvarlig for langt størstedelen (se Figur 38).

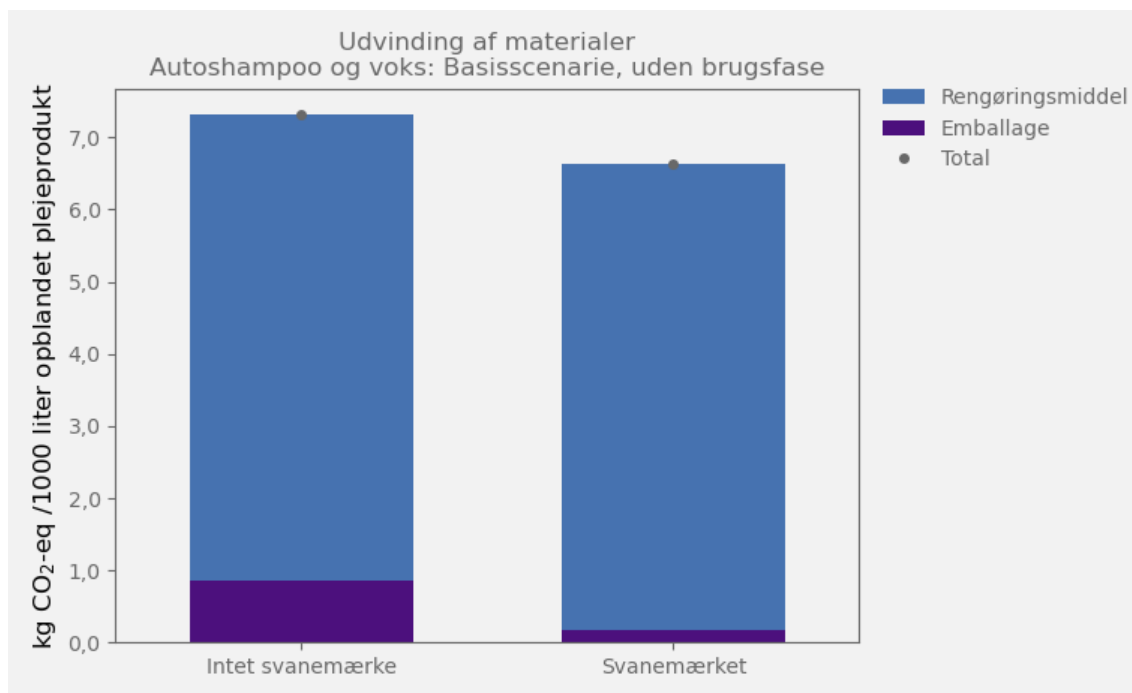
I svanemærkets kriterier til transportplejeprodukter, er der ikke et specifikt krav til maksimal dosering eller minimum koncentration, og den store forskel der er fundet på koncentrationen af svanemærket og ikke-svanemærket autoshampoo, kan dermed ikke direkte tilskrives svanemærkets krav. Kontakt med licenshavere peger dog i retning af, at svanemærkets krav til "grønnere" råvarer kan have den effekt, at der bliver brugt dyre og bedre råvarer, hvilket i sidste ende kan medføre, at transportplejeproduktets indholdsstoffer har en højere performance og at produktet dermed kan være mere koncentreret.

Doseringen er ligeledes grunden til, at variationen for særligt ikke-svanemærket transportpleje er så stor. Baseret på markedsundersøgelsen blev en mulig variation i doseringen fundet fra 0,6 ml/L vand til 31,5 ml/L vand, hvilket reelt betyder, at koncentrationen af ikke-svanemærket transportpleje kan variere med over 1000%.

Det skal dog noteres, at udvinding og produktion af selve rengørings- og transportplejeproduktet er modelleret på samme måde for både svanemærkede og ikke-svanemærket transportpleje. Dette bidrager til en væsentlig usikkerhed, da mere kompakt transportpleje, hvor doseringen er lavere, godt kan være "tungere" for klimaet at udvinde og producere. Dette skyldes, at kompakte produkter oftest er mere komplicerede og indeholder flere forskellige type aktivstoffer, som forventes at føre til et øget energi- og ressourceforbrug pr. liter produkt. Der kan dog være meget stor variation i sammensætningen af ingredienser i et transportplejeprodukt, som kan udligne de potentielle forskelle fra en forskel i kompakt-hed. Samtidig er data omkring sammensætning af rengøring- og transportpleje meget sparsomme i litteraturen. På den baggrund er der ikke gjort forskel i modelleringen af basisscenariet (se detaljeret beskrivelse i afsnit 5.1.2.3).



Figur 37 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ 1000 L opblandet transportplejeprodukt] fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne, for autoshampoo og voks



Figur 38 Fordeling af klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ 1000 L opblandet transportplejeprodukt] fra materialeudvindingsprocessen for autoshampoo og voks.

5.6.6.1.1 Følsomhedsanalyser

Klimapåvirkningen fra basisscenariet, samt alle følsomhedsscenarierne, er præsenteret i Tabel 43.

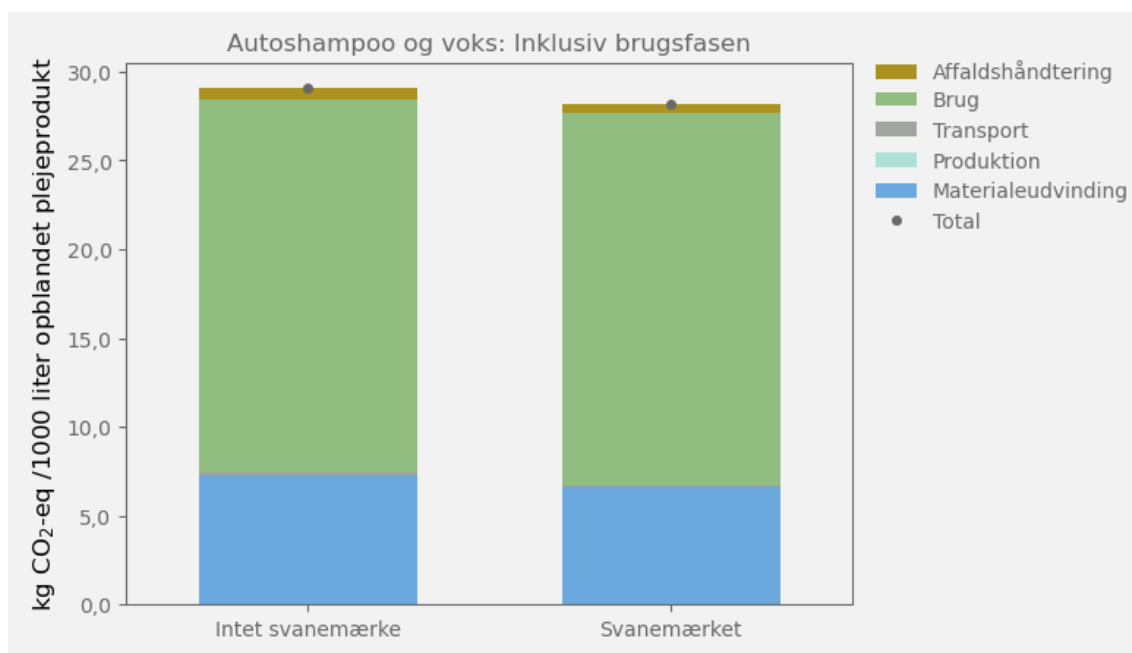
Tabel 43 Klimapåvirkningen relateret til levering af 1000 L opblandet transportplejeprodukt, for alle scenarierne for transportpleje.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie				
Autoshampoo og voks	6,7	7,6	0,9	11
Sensitivitetsscenarie				
Inkl. brugsfasen	28,2	29,1	0,9	3

Indflydelse af brugsfasen

Som det ses i Tabel 43 fører inklusion af brugsfasen (grøn kolonne i Figur 39) til en markant forøgelse af den total klimapåvirkning. Dette skyldes energiforbruget i brugsfasen, der bruges til at opvarme rengøringsvandet. Størrelsen af klimapåvirkningen fra brugsfasen er den samme for både svanemærket og ikke-svanemærket transportpleje, da der bruges tæt på samme mængde vand, og at der i begge tilfælde skal opvarmes 1000 L oplan-

ding. Da der er meget stor forskel i dosering, og dermed i klimapåvirkningen fra materialeudvindingsfasen, udgør påvirkningen fra brugsfasen i ca. 74% for svanemærket transportpleje, hvilket stemmer nogenlunde overens med hvad der er fundet i andre studier^{96,97}.



Figur 39 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser når brugsfasen inkluderes.

⁹⁶ Koehler og Wildbolz (2009) *Comparing the environmental footprints of home-care and personal-hygiene products: The relevance of different life-cycle phases*, Environmental Science and Technology, DOI: 10.1021/es901236f

⁹⁷ Medina et al. (2015) *Revision of the European Ecolabel Criteria for: All-purpose cleaners, sanitary cleaners and window cleaners*, JRC Science for Policy Report, DOI: doi:10.2791/923

5.6.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

I Figur 40 ses både den totale cirkularitet af alle materialer, dvs. transportplejeproduktet og emballage (Figur 40a), og af emballagerne alene (Figur 40b).



Figur 40 Procentdel af a) det totale materialeinput (produktindhold + emballage), eller b) emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

Den totale cirkularitet ligger kun på 2-3% og er stort set ens for både svanemærkede og ikke-svanemærkede transportplejeprodukter. Dette skyldes, at selve produktindholdet, som udgør omkring 95% af produktets samlede vægt, ikke recirkuleres i økonomien, da det ender i spildevandet.

Zoomes der ind på de resterende ca. 5% som udgør emballagen, er situationen en væsentligt anden. Emballagerne fra svanemærkede transportplejeprodukter er i gennemsnit mere genanvendelige, end emballagerne fra ikke-svanemærkede transportplejeprodukter. Dette medfører, at 81% af emballagerne fra svanemærkede transportplejeprodukter kan genanvendes i gennemsnit, hvorimod det kun er 65% af emballagerne for de ikke-svanemærkede transportplejeprodukter (Figur 40b).

Den væsentligt bedre genanvendelighed af emballagerne fra svanemærkede transportplejeprodukter skyldes primært, at der ikke må benyttes etiketter der fylder mere end 60% af emballagens overflade. Dette har en stor indflydelse, da en etiket der fylder mere end 60% af overfladen ofte vil medføre, at teknologien der sorterer emballagen, vil sortere den forkert^{98,99,100}, og at emballagen dermed vil ende som rest til forbrænding (se detaljerede an-

⁹⁸ Personlig kontakt med Nordisk Produkt Ansvarlig Thor Hirsch og Dansk Kriterie Chef Heidi Bugge (2022)

⁹⁹ Forum for cirkulær plastemballage (2019), *Designguide: Genbrug og genanvendelse af plastemballager til de private forbrugere*

¹⁰⁰ RecyClass (2023), *Design for recycling guidelines*, [Design for Recycling Guidelines - RecyClass](#), besøgt 2024

tagelser i bilagsrapporten, afsnit G). Der forventes dermed et større tab i genanvendelsesprocessen for emballager fra ikke-svanemærket transportpleje, da 18% af emballagerne antages at have etiketter der fylder mere end 60% af emballagens overflade (se detaljer i afsnit 5.6.4.3).

5.6.6.3 Uønsket kemi – professionelle produkter

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i en kortlægning af 94 ikke-svanemærkede plejeprodukter til transportmidler, tilgængelige på det danske marked. Produkterne er fundet via metoden beskrevet i afsnit 5.1.3.2, og forventes at repræsenterer realistiske alternativer til svanemærket transportpleje på det danske marked. Tabel 44 viser fordelingen af disse ud i specifikke underkategorier.

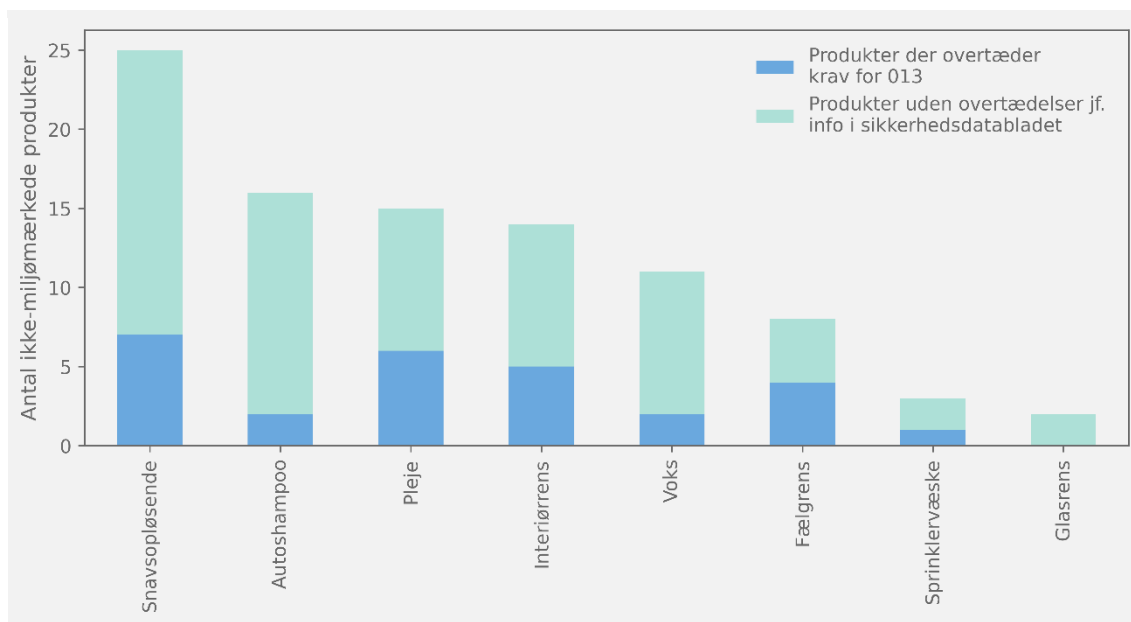
Tabel 44 Oversigt over produktkategorier og antal kortlagte produkter

Produktkategori	Almindelige produkter
Snavsopløsende	25
Autoshampoo	16
Pleje	15
Interiørrens	14
Voks	11
Fælgrens	8
Sprinklervæske	3
Glasrens	2
Total	94

For, at et plejeprodukt til transportmidler kan svanemærkes, skal det leve op til krav om fareklassificeringer og indholdskemi. Derfor blev kortlægningen af de 94 ikke-svanemærkede transportplejeprodukter holdt op imod kriterierne til svanemærkning (se Figur 41). Evalueringen viste, at omkring 30 % af de kortlagte produkter, alene baseret på information i sikkerhedsdatabladene, ikke lever op til kravene til svanemærket transportpleje. Det kan dog også ses på figuren, at der er forskel på, i hvilke produktgrupper overtrædelserne generelt ses. Hvor andelen af overtrædelser er lille eller ikkeeksisterende indenfor auto-shampoo, voks og glasrens (fra 0-18%), overtræder en større andel af fælgrens, plejeprodukter og interiørrens, kravene til svanemærkede plejeprodukter til transportmidler (35-50%).

Overtrædelserne af kravene skyldes hovedsageligt ikke-tilladte fareklassificeringer for hele produktet og ikke-tilladte fareklassificeringer for indholdsstofferne.

I forhold til ikke-tilladte fareklassificeringer på det samlede produkt, er det primært forekomsten af klassificeringen *H412 Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger*, der medfører overtrædelser, og som dermed ikke findes i alternative svanemærkede produkter.

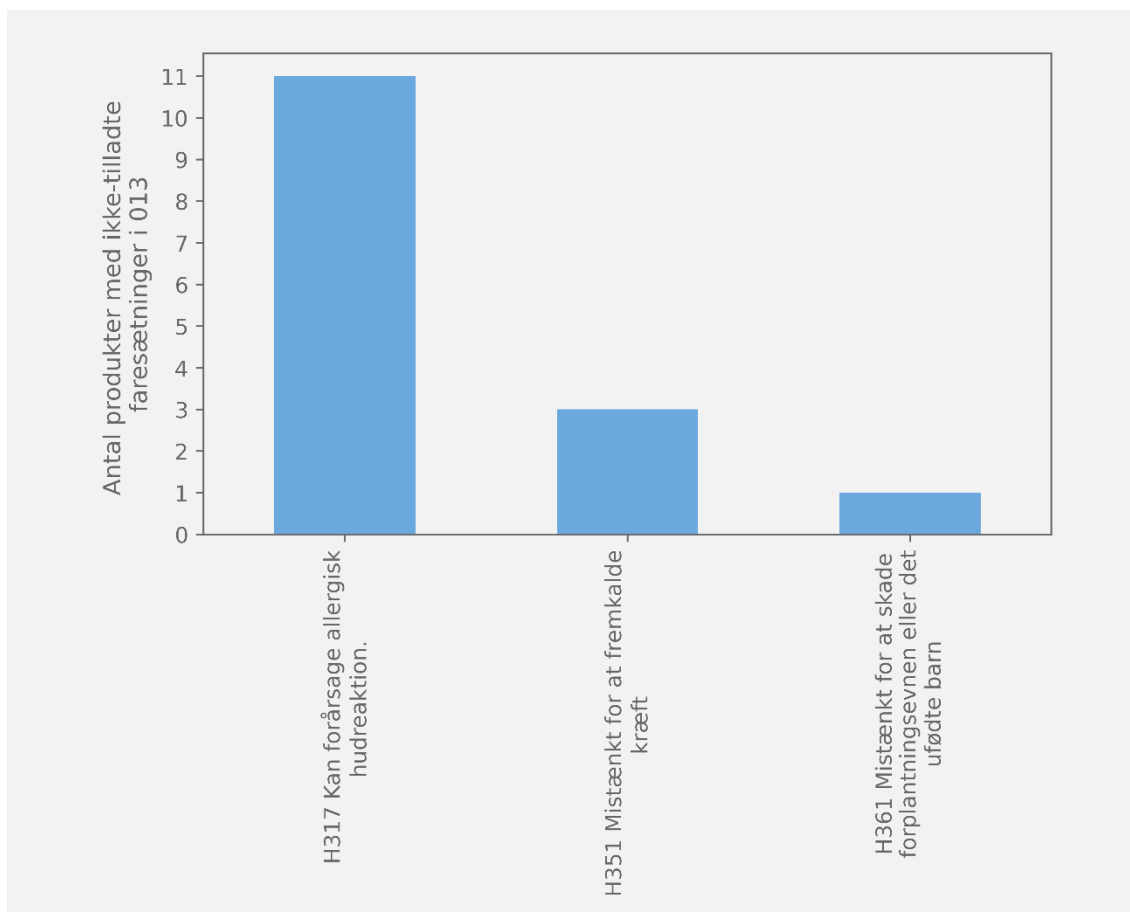


Figur 41 Fordeling af de 94 kortlagte ikke-svanemærkede plejeprodukter til transportmidler, samt visualisering af produkter der hhv. ikke overtræder og overtræder kriterierne for svanemærkning.

De ikke-tilladte fareklassificeringer for indholdsstofferne er præsenteret på Figur 42, og er i højere grad relateret til problematikker omkring sundhed, hvor *H317 Kan forårsage allergisk hudreaktion* er den mest hyppige. Enkelte produkter, indenfor interiør- og fælgrens, indeholder dog også indholdsstoffer med fareklassificeringer relateret til CMR¹⁰¹ effekter (*H36 Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn* og *H351 Mistænkt for at fremkalde kræft*).

Brug af svanemærket transportpleje, mindsker dermed risikoen for, at produktet har miljøskadelige egenskaber. Derudover reduceres risikoen for at blive eksponeret for produkter der indeholder stoffer, som kan fremkalde allergiske reaktioner, eller i værste fald har CMR¹⁰¹ relaterede effekter. Indholdsstoffer, der på nuværende tidspunkt indgår i alternative ikke-svanemærkede produkter på markedet.

¹⁰¹ CMR står for Karcinogen (kræftfremkaldende), Mutagen og Reproduktionstoksisk



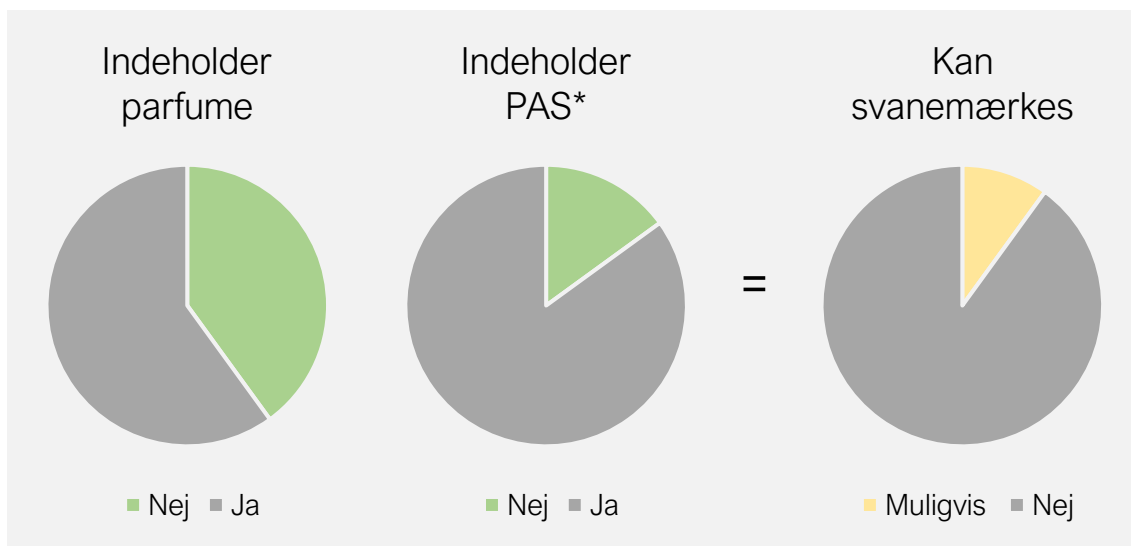
Figur 42 Forekomst af fareklassificeringer for indgående stoffer i de kortlagte produkter, som ikke tillades jf. kravene for svanemærkning.

5.6.6.4 Uønsket kemi – forbrugerprodukter

Transportplejeprodukter indgår ikke i Tænks Kemilup, ligesom kosmetiske produkter, vaskemidler og rengøringsmidler. Til gengæld har Tænk lavet en separat test for autoshampoo, hvor de har gennemgået indholdskemien i 20 autoshampooer til forbrugere.

Testen viser, at 18 ud af de 20 testede produkter indeholder potentielt problematiske kemikalier. Disse kan være problematiske af flere grunde, men mest udbredt er potentielt allergifremkaldende stoffer (PAS), som optræder i 17 ud af 20 produkter (se Figur 18), hvilket alle er stoffer der ikke må anvendes i svanemærket transportpleje. Testen viser også, at 60% af produkterne indeholder parfume, hvilket heller ikke er tilladt i svanemærket transportpleje markedsført til forbrugere. Dette betyder, at det kun er 10% af de testede produkter (2 ud af 20), som muligvis overholder kravene til svanemærket transportpleje.

Selvom testen kun indeholder 20 produkter, og dermed ikke kan forventes at give et fuldt billede af ikke-miljømærkede produkter på markedet, vurderes det alligevel, at det på baggrund af testen kan konkluderes, at en stor andel af autoshampoo produkter på det danske marked, ikke lever op til kemikravene for svanemærket transportpleje.



Figur 43 Andel af de testede autoshampoo produkter der hhv. indeholder parfume og potentielt allergifremkaldende stoffer (PAS), og som dermed ikke kan svanemærkes. * PAS: Potentielt allergifremkaldende stoffer

6 Tekstilrelaterede produkter

6.1 Tekstiler (039)

Dette kapitel omhandler produktgruppen tekstiler, med udgangspunkt i version 5 af kriteriedokumentet *Tekstil, skind og læder*. Kriterierne dækker over både tekstil, skind og læder, men da tekstiler vurderes at udgøre den klart største andel af det offentlige tekstilindkøb¹⁰², samt for at begrænse analysens omfang, er der i dette studie udelukkende fokus på færdiglavede tekstiler og analysen inkluderer ikke metervarer, garn, skind eller læder.

I dette kapitel vil tekstilers rolle i det offentlig blive præsenteret, efterfulgt af en redegørelse over tekstilers livscyklusfaser og dertil relateret miljørelevante hotspots. Derefter, vil de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser vedr. klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi blive præsenteret og afslutningsvis gennemgås og diskuteres resultaterne af analyserne.

6.1.1 Baggrund

Tekstiler er en essentiel del af både husholdningsindkøb, samt indkøb til den private- og offentlige sektor. I Københavns kommune alene blev der i 2017 indkøbt tekstiler for mere end 11 mio. kr., samtidig med, at der årligt budgetteres med 24 mio. kr. til tekstilservice, som bl.a. omfatter leje af tekstiler¹⁰³.

Offentlige tekstiler findes på alle niveauet af den offentlige sektor, f.eks. på hospitaler, plejehjem, børnehaver, i forsvaret og politiet. De offentlige tekstiler ejes enten af den statslige institution selv eller lejes gennem tekstilservices. Indenfor den danske tekstilservicebranche findes der to store privatejede aktører, Textilia (fhv. De Forende Dampvaskerier) og ELIS (fhv. Berendsen), som udgør 85% af det danske marked for tekstilservice¹⁰². Derudover findes der også offentlige ejede hospitalsvaskerier f.eks. midtVask, der er Region Midtjyllands hospitals vaskeri.

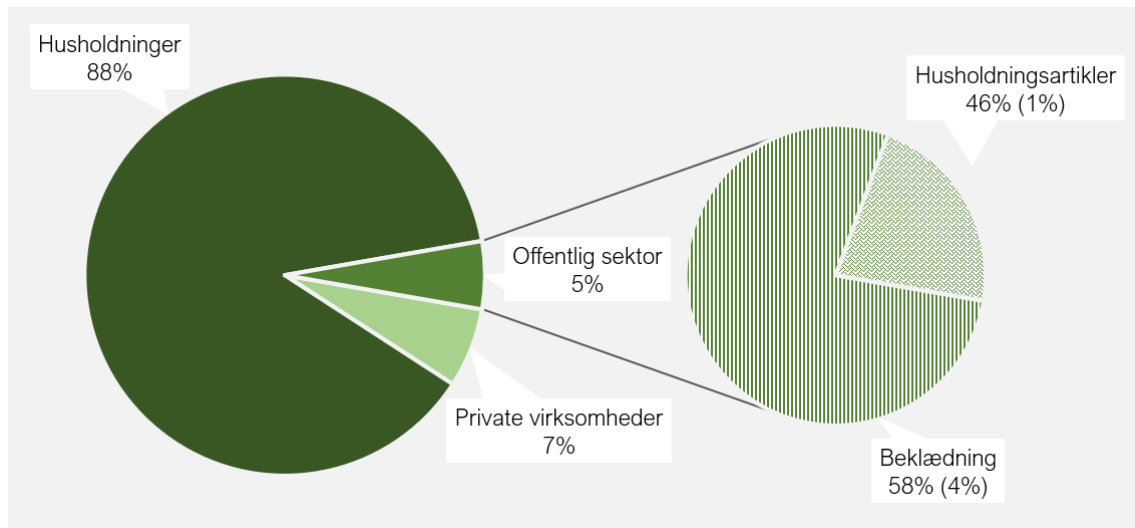
I 2021 var det samlede danske tekstil forbrug på omkring 116.000 tons¹⁰⁴. I Figur 44 er fordelingen af danske tekstiler i 2021 illustreret. I det offentlige benyttes tekstiler til flere formål, hvor de mest dominerende er uniformer, beklædning til borgere og fladvarer (husholdningstekstiler). Uniformer i det offentlige bruges til i) repræsentative formål (f.eks. politiuniformer), ii) funktionelle formål (f.eks. renovationsarbejders uniformer), og iii) til beskyttende formål (f.eks. brandmandsuniformer)¹⁰⁵. Beklædningstekstiler til borger omfatter bl.a. patienttøj og hagesmække¹⁰³. Afslutningsvis, indkøbes der store mængder husholdningstekstiler, hvilket f.eks. indbefatter sengelinned, håndklæder og gardiner¹⁰².

¹⁰² Watson et al. (2018), *Kortlægning af tekstilflows i Danmark*, Miljøprojekt nr. 2017

¹⁰³ Trzepacz og Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

¹⁰⁴ Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7

¹⁰⁵ Dodd og Caldas (2017), *Revision of the EU Green Public Procurement (GPP) Criteria for Textile Products and Services*, JRC Report, DOI:10.2760/906174



Figur 44 Fordeling af det samlede danske tekstilforbrug i 2021¹⁰⁶.

Gennem kontakt med tekstiltjenester, der leverer tekstiler til det offentlige, er det fundet, at tekstiler til det offentlige generelt er Oeko-Tex Standard 100 certificeret, hvilket både gælder beklædning og husholdningstekstiler (dvs. fladvare)¹⁰⁷. Andre certificeringer såsom EU-Ecolabel, Oeko-Tex Made In Green, BCI-bomuld og Recy polyester benyttes også i det offentlige dog i mindre grad end Oeko-Tex Standard 100¹⁰⁷. Ligeledes indkøber Københavns kommune også primært Oeko-Tex Standard 100 certificeret tekstiler. Derudover, har de fokus på at undgå tekstiler hvori stoffer der optræder på EU's kandidatliste findes¹⁰⁸. Samme tendens forventes i nogen grad også at gælde for resten af tekstilerne i det offentlige.

Oeko-Tex Standard 100, som er den mest udbredte Oeko-Tex certificering, sætter krav til uønsket kemi og farveægthed for det færdige tekstil. Oeko-Tex Standard 100 har udelukkende fokus på det færdige produkt, og certificering stiller dermed kun krav til kemien i brugsfasen. Svanemærket har ligeledes et stort fokus på kemien, men stiller i modsætning til Oeko-Tex 100 standarden krav til hele produktets livscyklus, med særligt fokus på produktionsfasen, hvor der traditionelt set bruges store mængder kemi. Svanemærkets krav dækker desuden bredere, da der ikke kun stilles krav til kemien, men også fiberoprindelse, dyrevelfærd, sociale vilkår, cirkulær økonomi og klima.

¹⁰⁶ Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7

¹⁰⁷ Antaget baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask (2023)

¹⁰⁸ Trzepacz og Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

6.1.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til tekstiler er:

1. Produktionsfasen af råvaren
2. Produktionsfasen af tekstilet
3. Transportfasen
4. Brugsfasen
5. Affaldshåndtering- og genanvendelsesfasen

Produktionen af både råvaren og selve tekstilet, samt brugsfasen udgør de livscyklusfaser med højest miljøaftryk på tværs af miljøpåvirkningskategorierne, hvorimod transport kun udgør en minimal del af miljøpåvirkningerne, omkring 2-5%¹¹⁵. Affaldshåndteringen- og genanvendelsesfasen udgør ofte en miljøgevinst grundet energi- og materialegevinst, i Danmark er det især forbrænding der fører til denne miljøgevinst¹⁰⁹. Den potentielle gevinst opnået under affaldshåndteringen- og genanvendelsesfasen er dog minimal sammenlignet med miljøbelastningen relateret til de øvrige faser¹¹⁵, der ses dog et potentiale for genanvendelse af fiber der muligvis kan føre til øget miljøgevinster.

6.1.2.1 Produktion af råvaren

Denne fase består af produktionen af selve råvaren, der i den efterfølgende produktionsfase spindes til fiber, som derefter strikkes eller væves til stof. Tekstiler kan produceres af mange forskellige type fibre, der overordnet kan have følgende tre oprindelser: i) fossile kilder, ii) planter og iii) dyr. Fibre produceret af fossile kilder, herunder petroleum, inkluderer f.eks. polyester og elasthanfiber^{110,115}. Fiber produceret af planter kan enten være naturlige eller menneskeskabte. Af naturlige fibre findes der f.eks. bomuld, mens menneskeskabte fiber inkluderer renegerede cellulose fibre og biobaseret syntetiske fibre, såsom biobaseret polyester^{110,115}. Fibre fra dyr inkluderer bl.a. uld og silke¹¹⁰. Fiber fra alle tre oprindelser har potential til at blive genanvendt til nye fiber, dette skyldes især mekanisk genanvendelse som i princippet kan processere alle typer fiber, mens øvrige genanvendelse metoder foreløbigt er mere specifikke i hvilke fiber der kan processeres¹¹¹.

De oftest benyttede fibertyper i danske tekstilservices er bomuld og polyester, mens der også rapporteres om et stigende antal produkter indeholdende mindre mængder elasthan¹¹². Elasthanfiber introduceres i tekstiler for at opnå bedre kvalitet af metervaren, og oftest udgør elasthanfiber under 10% af fibersammensætning, hvilket også er tilfældet for tekstiler i det offentlige^{112,113}. Denne fordeling stemmer overens med den globale produktion af fibre, hvor polyester udgør omkring 54% og bomuld 22%¹¹⁰. Dog mangler der generelt data angående den specifikke fibersammensætning af tekstiler, da tekstiler kan have en kompleks fibersammensætning¹¹⁴.

¹⁰⁹ Watson et al. (2018), *Kortlægning af tekstilflows i Danmark*, Miljøprojekt nr. 2017

¹¹⁰ Textile Exchange (2022) *Preferred Fiber and Materials: Market Report*

¹¹¹ Duhoux et al. (2021) *Study on the technical, regulatory, economic and environmental effectiveness of textile fibres recycling*, European Commission, DOI: 10.2873/828412

¹¹² Antaget baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask (2023)

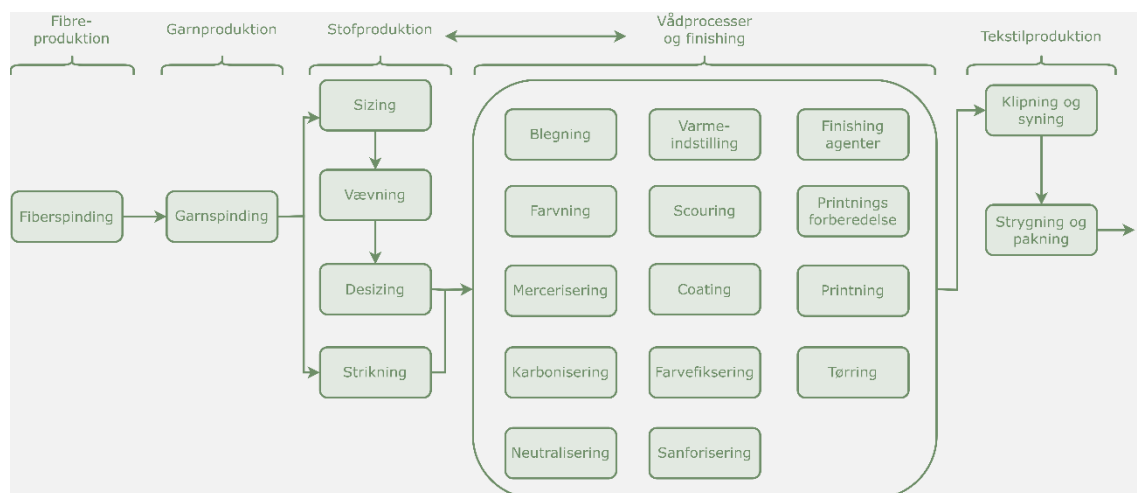
¹¹³ Sinclair (2015) *Textiles and Fashion: Materials, Design and Technology*, Kapitel 6, ISBN:978-0-85709-561-9

¹¹⁴ Trzepacz og Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

Produktionen af råvaren, og den relaterede miljøpåvirkning, er afhængig af hvilken råvare der produceres. Generelt er råvareproduktionen en af de vigtigste processer indenfor produktionen af tekstiler i en miljøpåvirkningskontekst. Fokuseres der på *klima* er produktionen af visse råvare relateret til et tungt CO₂-eq. aftryk, herunder akryl, uld og nylon, mens råvareproduktionen af især bomuld og til nogen grad polyester er relateret til et lavere klimaaftryk¹¹⁵. Når fokus i stedet rettes mod andre miljøpåvirkningskategorier, såsom *økotoksicitet*, *eutrofiering* og *besættelse af landbrugsjord* er bomuld relateret til en markant højere miljøpåvirkning, hvilket skyldes den omfattende dyrkning af bomuld, der kræver store mængder gødning, pesticider, vand og landbrugsjord¹¹⁵.

6.1.2.2 Produktion af tekstilet

Denne fase indbefatter henholdsvis fiber-, garn- og stofproduktion, efterbehandling og færdiggørelse af stof og/eller tekstilproduktet, samt afskaffelse af restprodukter fra produktionen. Figur 45 præsenterer de forskellige mulige produktionstrin. Afhængig af hvilket produkt der produceres (f.eks. om stoffet er vævet eller strikket, eller om stoffet produceres af behandlet eller ubehandlet garn), kan rækkefølgen af processerne, samt hvilke processer der er relevante, variere. På Figur 45 ses det, at vådprocesserne og finishing dækker over en lang række forskellige trin som er afhængige af, hvilken fibertype tekstilet produceres af, samt funktionen af tekstilet. Produktionen af tekstiler indeholder dermed ofte mange forskellige trin, der kan variere meget, og der er derfor ikke én generisk metode hvorpå tekstiler produceres.



Figur 45 Illustration af generiske produktionstrin involveret i tekstilproduktionen. Rækkefølgen af *Stofproduktion* og *Vådprocesser og finishing* kan variere, og rækkefølgen af underprocesserne i *Vådprocesser og finishing*, samt hvilke af disse der er relevante, afhænger af det specifikke produkt¹¹⁶.

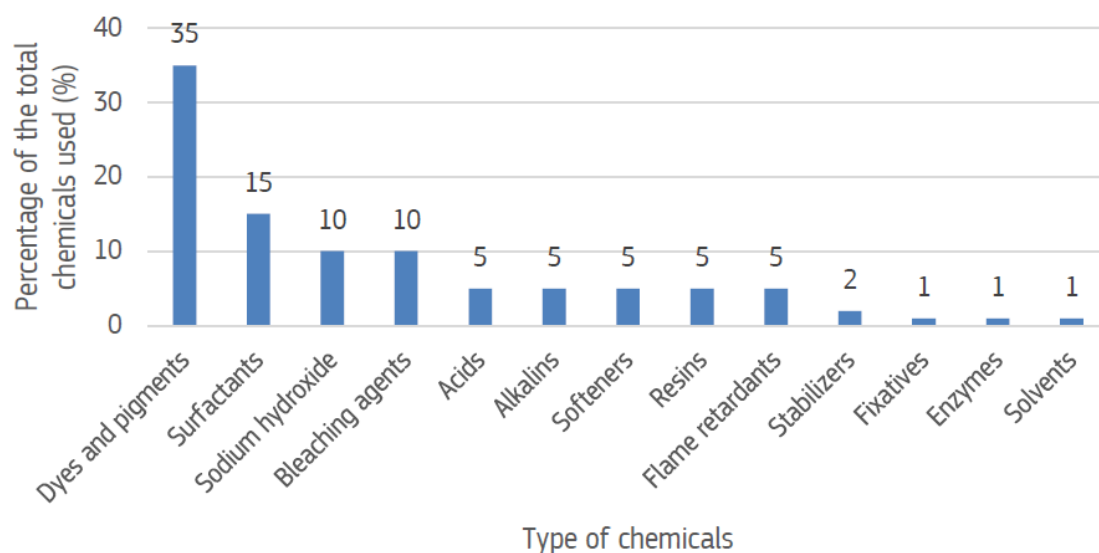
Gennem produktionskæden introduceres der en lang række kemikalier. I alt estimeres det, at der benyttes over 15.000 kemikalier i tekstilindustrien¹¹⁷, fordelt som angivet på Figur

¹¹⁵ Beton et al. (2014), *Environmental Improvement Potential of textiles (IMPRO Textiles)*, JRC report, DOI:10.2791/52624

¹¹⁶ Sinclair (2015) *Textiles and Fashion: Materials, Design and Technology*, kapitel 11, 12, 18, 19 og 20, ISBN:978-0-85709-561-9

¹¹⁷ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

46¹¹⁸. Desuden er *Vådprocesser og finishing* af tekstilprodukter ansvarlig for omkring 20% af den globale vandforurening¹¹⁹, da der i disse processer både anvendes store mængde vand og kemikalier¹¹⁶. Den omfattende brug af kemikalier i *Vådprocesser og finishing*, resulterer desuden i et tungt miljøaftryk på *økosystemsdiversitet* og *ressourcetilgængelighed*. Generelt er *Vådprocesser og finishing* den produktionsproces med det største klimaftryk, hvilket skyldes højt forbrug af elektricitet og naturgas. Brugen af elektricitet forårsager ligeledes et stort aftryk på *human toksicitet* grundet emissioner til luften¹²⁰. Det er desuden vigtigt at pointere at der i tekstilproduktionen kan optræde kemikalier, der enten potentielt eller beviseligt er skadelige for mennesker, hvilket ligeledes kan have en sundhedsskadelig effekt på mennesker der arbejder i og omkring tekstilproduktionen.



Figur 46 Distribution of chemicals used in textile manufacturing into type and purpose¹²¹.

Produktionen af tekstiler fører desuden til en stor mængde affaldsprodukter, deriblandt stof- og tekstilartikler (dvs. industrielt tekstilaffald), som f.eks. forekommer grundet overproduktion eller fejlproduktion, samt gennem forarbejdningsprocessen^{122,123,124,125}. Generelt bliver industriel tekstilaffald afbrændt eller deponeret, mens en mindre andel videresælges

¹¹⁸ Delre et al. (2024). *Preparatory study on textiles for product policy instruments* [Udkast].

Udgivet af European Commission

¹¹⁹ Janmark et al. (2022), *Scaling textile recycling in Europe – Turning waste into value*, McKinsey Apparel, Fashion & Luxury Group

¹²⁰ Beton et al. (2014), *Environmental Improvement Potential of textiles (IMPRO Textiles)*, JRC report, DOI:10.2791/52624

¹²¹ Delre et al. (2024). *Preparatory study on textiles for product policy instruments* [Udkast].

Udgivet af European Commission

¹²² Dissanayake og Weerasinghe (2021), *Managing post-industrial textile waste: current status and prospects for Sri Lanka*, DOI: 10.1080/00405000.2020.1845461

¹²³ Bhattacharya et al. (2021), *Impact of the New Textile Policy and Textile Waste Management System in India and a Move towards Sustainable Management*, DOI: 10.22214/ijraset.2021.38963

¹²⁴ Ezhilarasan og Mishra (2023), *A sustainable three-layer circular economic model with controllable waste, emission, and wastewater from the textile and fashion industry*, DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.135642

¹²⁵ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

til andre formål, såsom genanvendelse. Denne praksis omfatter både tekstilproducenter i Europa og Østasien^{126,122,123,124,127}. Praksissen fører til tab af stof- og tekstilartiklers potentielle brug, og både afbrænding og deponering kan efterlade et tungt miljøaftryk^{122,128}, særligt hvis de finder sted udenfor Europa og Nordamerika.

6.1.2.3 Brug

Brugsfasen af tekstiler inkluderer både kontakt med kemiske stoffer i det færdige tekstilprodukt, samt vask og tørring af tekstilproduktet. Vaske- og tørringsprocessen af tekstiler kan opdeles i følgende fire dele i) vaskeprocessen ekskl. vaskemidler, ii) vaskemidler, iii) tørring og iv) strygning. Strygning er for det offentlige vigtigt at medtage, eftersom størstedelen af tekstilerne, der benyttes i det offentlige, behandles på professionelle vaskerier, hvor strygning er en del af vaske- og tørringsprocessen.

Ifølge, JRC-rapporten *IMPRO textiles* er brugsfasen den næstmest miljøpåvirkende fase for tekstiler¹²⁹. Når der fokuseres på *økosystemsdiversitet* og *ressourcetilgængelighed* er brugsfasen ansvarlig for 27% og 42% af den samlede miljøpåvirkning. Hvis der derimod fokuseres på *menneskers sundhed*, udgør både brugsfasen og den samlede produktion 48% af den samlede miljøpåvirkning¹²⁹. Dog er der generelt stor variation i forskellige studiers resultater vedr. brugsfasens miljøpåvirkning¹³⁰. Variationen skyldes både brugsforskelle mellem tekstilprodukter, variation mellem den benyttede funktionelle enhed i forskellige LCA-studier, samt stor heterogenitet i studiers antagelser, herunder tekstilets antaget levetid¹³⁰. Det kan dog konkluderes at det er vaske- og tørringsprocessen af tekstiler som primært giver anledning til miljøpåvirkningerne under brugsfasen, og derfor vil en reduktion af disse processer medføre en reduktion i de relateret miljøpåvirkninger^{129,130}.

Levetiden af tekstiler har en markant indflydelse på tekstilproduktets miljøpåvirkninger, eftersom en forlænget levetid reducerer behovet for nye tekstiler¹³¹. Levetiden af tekstiler benyttet i det offentlige er fundet til at afhænge både af metervarens kvalitet og produktets tekniske levetid (dvs. produktionen), men i lige så høj grad af håndtering af tekstilproduktet under brugsfasen^{132,133,134}. Brugsfasens indvirkning på levetiden understøttes af bortskaffelsesårsagerne, som omfatter pletter fra f.eks. kuglepinde og ødelagt tøj grundet klipning i stoffet, samt uhensigtsmæssig håndtering¹³².

¹²⁶ Nayak et al. (2021), *Fashion waste management problem and sustainability: A developing country perspective*, DOI: 10.1016/B978-0-12-818758-6.00001-6

¹²⁷ Rapsikevičienė et al. (2019), *Model of Industrial Textile Waste Management*, DOI: 10.5755/j01.erem.75.1.21703

¹²⁸ Amicarelli et al. (2022), *Life cycle assessment to tackle the take-make-waste paradigm in the textiles production*, DOI: 10.1016/j.wasman.2022.07.032

¹²⁹ Beton et al. (2014), *Environmental Improvement Potential of textiles (IMPRO Textiles)*, JRC report, DOI:10.2791/52624

¹³⁰ Luo et al. (2023), *Environmental impacts of textiles in the use stage: A systematic review*, DOI: 10.1016/j.spc.2023.01.006

¹³¹ Wiedemann et al. (2023), *Strategies to reduce environmental impacts from textiles: Extending clothing wear life compared to fibre displacement assessed using consequential LCA*, DOI: 10.1016/j.resconrec.2023.107119

¹³² Antaget baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask (2023)

¹³³ Trzepacz og Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

¹³⁴ Watson et al. (2018), *Kortlægning af tekstilflows i Danmark*, Miljøprojekt nr. 2017

6.1.2.4 Transport

JRC-rapporten *IMPRO textiles* tager kun højde for transporten af det færdige tekstilprodukt, på trods af, at transport finder sted gennem hele tekstilets levetid¹²⁹. Ifølge rapporten har transportfasen en minimal indflydelse på tekstilers samlede miljøpåvirkning¹²⁹. Dog er forskning og data vedrørende transportfasens miljøpåvirkning generelt mangelfuld og kan have et større aftryk end hidtil vurderet¹³⁵.

6.1.2.5 Affalds- og genanvendelsesfasen

Langt størstedelen af tekstilaffald fra den danske offentlige- og private sektor (89%) bliver afskaffet via forbrænding i danske anlæg, mens kun en mindre andel (10%) sendes til udlandet til genbrugs- og genanvendelsesformål. Den sidste fraktion (1%) genanvendes i Danmark^{134,136}.

Genbrug og genanvendelse antages at føre til erstatning af nye tekstiler, og forbrænding i Danmark genvinder energi, hvilket begge medfører en miljøgevinst¹²⁹. Til gengæld udleder forbrænding af særligt fossilbaserede tekstiler store mængder CO₂, og hvorvidt den samlede klimapåvirkning fra forbrænding i Danmark repræsenterer en gevinst eller en belastning, afhænger dermed både af fibersammensætningen, samt typen af energi der genvindes.

6.1.3 Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for generation 5 af *Tekstil, skind og læder* består af 104 krav¹³⁷, hvor 16 udelukkende henvender sig til skind og læder og de resterende 88 krav er relaterede til tekstiler. Tabel 45 viser, hvilke krav der er fokus på i analysen af hhv. cirkulær økonomi og klimapåvirkningen, og i kortlægningen af uønsket kemi. I de følgende afsnit vil argumenterne for inklusion af disse krav blive gennemgået.

¹³⁵ Amicarelli et al. (2022), *Life cycle assessment to tackle the take-make-waste paradigm in the textiles production*, DOI: 10.1016/j.wasman.2022.07.032

¹³⁶ Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7

¹³⁷ Nordisk Miljømærkning (2022), *Svanemærkning af Tekstil, skind og læder Version 5.0*

Tabel 45 Oversigt over krav inkluderet i analyserne af tekstiler for cirkulær økonomi & klimapåvirkning, samt uønsket kemi.

Krav	Medtaget i analysen af	
	Massestrømme & klimapåvirkning	Uønsket kemi
O28 Syntetiske fibre – fossil oprindelse	x	
O34 Forbud mod CMR-stoffer		x
O35 Forbudte stoffer		x
O38 Nedbrydelighed af vaskemidler, blødgørere og kompleksdannere		x
O39 Slettepræparater (sizing agents)		x
O40 Blegemidler		x
O48 Implementering af "best-available-technology" for energi- og vandforbrug	x	

På tværs af analyserne gælder det, at krav, som henvender sig specifikt til en mindre andel af det samlede tekstil, eller til fibertyper der ikke er dækket af denne analyse, ikke er medtaget i analysen. Dette gælder krav til fx elastan, viskose og forskellige løselede. Ligeledes er krav relateret til generelle aspekter, dokumentation og overholdelse af etiske- og arbejdsmiljørelaterede forhold ikke medtaget, jævnfør metoden givet i afsnit 4.2.

6.1.3.1 Cirkulær økonomi og klimapåvirkning

Forskellen i modellen for svanemærket og ikke-svanemærket tekstil blev modelleret på baggrund af følgende to krav:

- O28 Syntetiske fibre – fossil oprindelse
- O48 Implementering af "best-available-technology" for energi- og vandforbrug

Disse to krav relaterer sig til udvindings- og produktionsfasen og er centrale for klimapåvirkningen fra disse faser. Grunden til, at analysen udelukkende fokuserer på disse to krav er, at det er de eneste der blev vurderet til at kunne kvantificeres i en klimarelateret sammenhæng, samt sammenlignet med et realistisk ikke-svanemærket alternativ på markedet (se detaljer for kriterier for inklusion af krav i analyserne i afsnit 4.2).

Krav O28 relaterer sig til råmaterialet i syntetiske fibre af fossil oprindelse og sætter krav til at 100% skal være genanvendt materiale. Dette krav er dermed relevant for produktion af polyester tekstiler, som forventes at udgøre en stor andel af tekstilforbruget i det offentlige (se detaljer i afsnit 6.1.4.1). Kravet undtager elastanfibre, der udgør op til 10% af metervaren.

Krav O48 omhandler effektivisering af energi- og vandforbrug i produktionsprocesserne relateret til farvning, print og finishing, samlet betegnet vådprocesserne. Da de største klimapåvirkninger fra tekstilers livscyklus kommer fra tekstilproduktionen (se afsnit 6.1.2), forventes dette at medfører en forskel i klimapåvirkning fra produktionen af tekstiler hhv. med og uden et svanemærke. På den baggrund er dette krav medtaget i analysen. En beskrivelse af specifikt hvordan, er givet i afsnit 6.1.4.3.

En række krav, O71-83, er kvalitetskrav, der skal muliggøre en lang levetid for svanemærkede tekstiler. En eventuel forskel i levetid for svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstiler vil være central i en analyse af klimapåvirkningen. Trods dette, er kravene ikke medtaget, da denne analyse udelukkende fokuserer på tekstiler brugt i det offentlige, hvor der ikke forventes nogen forskel i levetid. Dette antages på baggrund af, at det offentlige i høj grad allerede har fokus på indkøb af slidstærke tekstiler, og at de professionelle vaskerier, der håndterer tekstiler brugt i det offentlige, ikke oplever nogen kvalitetsforskel. Derudover, bliver en del tøj fra det offentlige kasseret grundet andre årsager end metervarens holdbarhed, fx ødelagte lynlåse eller pletter fra kuglepenne, som ikke kan vaskes af¹³⁸, og disse årsager vil være ens for både svane- og ikke-svanemærkede tekstiler. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at kvalitetskravene forventes at spille en væsentlig rolle for tekstiler til private, hvor billige lavkvalitets Fast Fashion tekstiler er udbredte og sælges i store mængder (fx SHEIN og TEMU).

Flere krav, relevante for tekstilerne modelleret i analysen, kunne ikke inkluderes i analysen, da de ikke levede op til kriterierne for inklusion og kvantificering, givet i afsnit 4.2. Dette gælder fx krav til certificering af bomuld, behandling af usolgte tekstiler og design af emballage, som ikke kunne medtages grundet enten mangel på repræsentative LCA-datasæt eller utilgængelig/ikke-eksisterende data ift. markedsgennemsnittet.

6.1.3.2 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i afsnittet *Kemikalier anvendt i tekstilproduktion* i kriteriedokumentet. Kortlægningen af uønsket kemi tager udgangspunkt i de følgende seks krav:

- O33 Klassificering af kemiske produkter
- O34 Forbud mod CMR-stoffer
- O35 Forbudte stoffer
- O38 Nedbrydelighed af vaskemidler, blødgørere og kompleksdannere
- O39 Slettepræparater (sizing agents)
- O40 Blegemidler

Ovenstående kriterier sætter krav til kemiske produkter og indgående stoffer, der benyttes i produktionen af tekstiler. Årsagen til, at disse kriterier inkluderes i analysen, skyldes deres direkte indflydelse på kemiforbruget i produktionen, samt at kravene kunne kvantificeres på baggrund af metoden beskrevet i afsnit 6.1.5. Derudover, referer flere andre krav (O8, O11, O31, O45 og O46) til netop disse kemikaliekriterier, hvorved vurderingen af uønsket kemi får en store brede.

En lang række krav er ikke medtaget i analysen trods de potentielt fører til en forskel mellem svanemærket og ikke-svanemærket tekstiler, disse inkluderer kemikalie krav der ikke kunne kvantificeres via metoden beskrevet i afsnit 6.1.5 (O32, O36, O37, O41, O42 O47 og O70), krav som har fokus på kemikalier i det færdig tekstil produkt, som ikke var i fokus i denne analyse efter som de kan efterleves via Oeko-Tex Standard 100 klasse 1 certificeret (O12, O30, O54, O55 og O69), og krav som

¹³⁸ Antaget baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask.

6.1.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

6.1.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Den funktionelle enhed er defineret som:

*Produktion og affaldshåndtering relateret til brug af
1 kg generisk tekstil i det offentlige.*

En generisk sammensætning af tekstil, relevant for brug i det offentlige, er anslået til 50% polyester, 45% bomuld og 5% elastane, baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask, som er professionelle vaskerier der håndterer tekstiler fra det offentlige. Dette inkluderer både monotekstiler af 100% bomuld eller 100% polyester, samt blandingstekstiler bestående af både bomuld, polyester og elastane.

6.1.4.2 Systemopbygning og scenarier

Figur 47 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for tekstiler, for både svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstiler. Figuren viser, at analysen inkluderer råvareudvindingen af fibre, hele produktionskæden, transport og affaldshåndtering, relateret til tekstilerne. Brugsfasen, hvor tøjet vaskes, og som er relateret til et energi- og vandforbrug, er ekskluderet fra analysen, ligesom produktion og affaldshåndtering af emballage ikke inkluderes i analysen (se detaljer i afsnit 6.1.3).

Fra figuren kan det ses, at der i modelsetuppet er lagt stort fokus på produktionen af tekstilerne, da modellering af produktionen indeholder adskillige underprocesser i produktionskæden. Dette skyldes, at de største klimapåvirkninger forventes fra produktionsfasen, samtidig med, at de fleste svanemærkede krav, gælder netop produktionsfasen. Trods dette, er der stadig underprocesser der ikke er medtaget i modelleringen, grundet manglende datagrundlag. En detaljeret beskrivelse af procesmodelleringen i produktionskæden er givet i afsnit 6.1.4.3.

Som det kan ses fra figuren, indeholder produktionsfasen forskellige processer, hvor stofproduktionen i denne analyse modelleres inden vådprocesser, hvilket vil sige, at modellen afspejler produktion af tekstil fra ubehandlet garn. Det skal dog siges, at tekstilproduktionen i realiteten kan variere meget, f.eks. kan vådprocesser ligge før stofproduktion eller både før og efter stofproduktionen¹³⁹.

I modelleringen af produktionsfasen har det været nødvendigt at lave en række antagelser relateret til: i) fordelingen af vævet og strikket stof, ii) fordelingen af farvet, ufarvet og bleget stof, og iii) fordelingen af printede og ikke-printede tekstiler.

Vævet og strikket stof er de to absolut mest udbredte stoftyper¹⁴⁰ og metoderne benyttes til forskellige formål. Vævet stof benyttes til f.eks. sengelinned, jeans og skjorter, hvorimod

¹³⁹ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

¹⁴⁰ Sinclair (2015) *Textiles and Fashion: Materials, Design and Technology*, kapitel 11 og 12, ISBN:978-0-85709-561-9

strikket stof bl.a. benyttes til t-shirts, sweater og undertøj. Det har ikke været muligt at opgøre fordelingen af strikkede og vævede tekstiler i det offentlige, og derfor er der antaget en lige fordeling mellem de to på 50% strikkede og 50% vævede tekstiler.

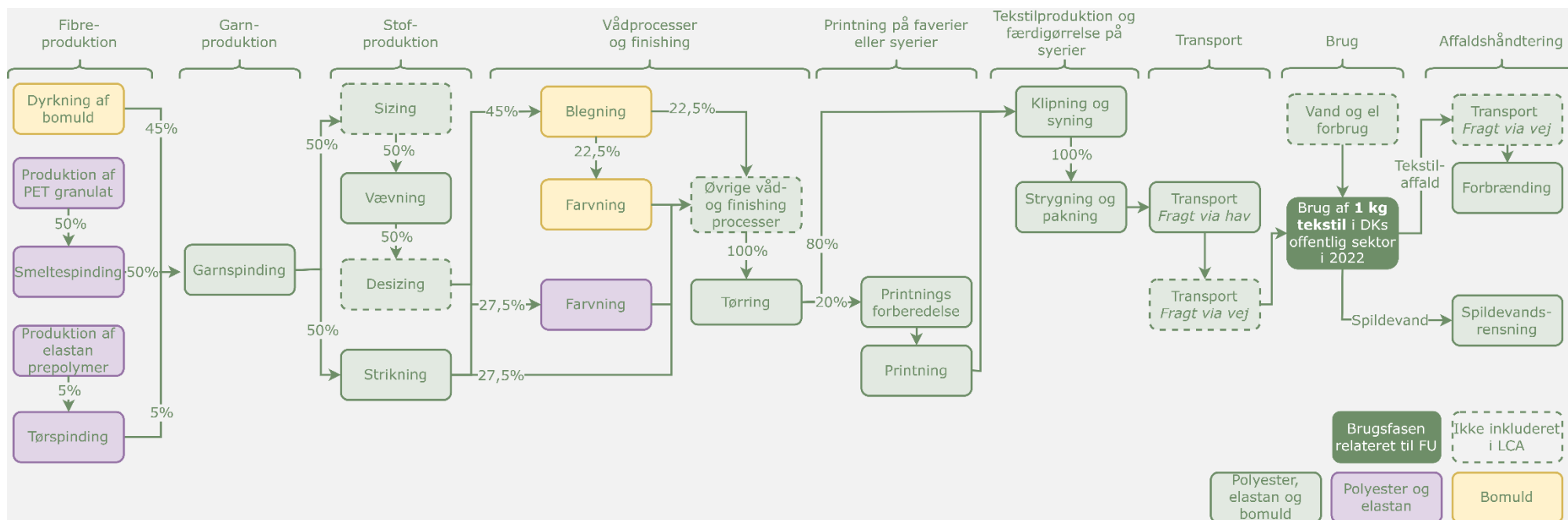
Fordelingen af farvede og hvide tekstiler i det offentlige var ej heller tilgængeligt, derfor er der ligeledes antaget en lige fordeling på 50/50 mellem de to. Bomuldsfibre, som tilhører gruppen naturlige fibre, bleges generelt set, uanset om stoffet farves eller skal forblive hvidt, hvorimod syntetiske fibre såsom polyester og elasthanfibre kan produceres hvide¹⁴¹. I denne model er det derfor antaget, at syntetiske fibre ikke gennemgår blegning hvis slutproduktet skal være hvidt, og at stoffet gennemgår farvning, hvis slutproduktet skal være en anden farve end hvid.

Det har ligeledes ikke været muligt at finde fordelingen af printede og ikke-printede tekstiler i det offentlige. Det skønnes derfor, at der printes på 20% af de offentlige tekstiler, hvilket er behæftet med en stor grad af usikkerhed.

De udtjente tekstiler antages i analysen udelukkende at gå til forbrænding. Dette baseres på en massebalance lavet af Energistyrelsen¹⁴² over tekstilstrømme i Danmark som viser, at langt størstedelen af tekstil brugt i professionel sammenhæng (af virksomheder eller det offentlige) ender til forbrænding.

¹⁴¹ Sinclair (2015) *Textiles and Fashion: Materials, Design and Technology*, kapitel 18, ISBN:978-0-85709-561-9

¹⁴² Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7



Figur 47 Illustration af hvilke processer der er inkluderet og ikke-inkluderet i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering relateret til brug af 1 kg generisk tekstil i det offentlige*. I denne model er det antaget at stof produceres af ubehandlet garn, derfor er *Stofproduktion* før *Vådprocesser og finishing*.

6.1.4.2.1 Følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er lavet i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarioerne præsenteret i Tabel 46.

Tabel 46 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarioer udført for tekstiler.

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1 kg tekstil
Kun BAT teknologi i vådprocesserne	Da modelleringen af vådprocesser i svanemærket tekstilproduktion er baseret på forbrugsniveauer fra den gamle kriterieversion (se detaljer i afsnit 6.1.4.3), afprøves den potentielle effekt af mere effektiviserede processer, som generation 5 af kriterierne lægger op til.	For både gennemsnits-, best- og worst-case beregningen anvendes datasættet for BAT vådprocesser i modelleringen af svanemærket tekstilproduktion.
Inkl. brugsfasen – arbejdstøj	For at undersøge indflydelsen af brugsfasen på resultaterne, er energi- og vandforbruget, relateret til professionel vask af arbejdstøj, tilføjet til analysen. Dette gøres baseret på den forventede levetid og forbrugsniveauer i professionelle svanemærkede vaskerier.	Antaget levetid på: 97 vaske ^a Alle forbrugsdata er lig dem for svanemærkede vaskerier der håndterer arbejdstøj, præsenteret i afsnit 7.3.4.3.
Inkl. brugsfasen – fladvarer	For at undersøge indflydelsen af brugsfasen på resultaterne, er energi- og vandforbruget, relateret til professionel vask af fladvarer, tilføjet til analysen. Dette gøres baseret på den forventede levetid og forbrugsniveauer i professionelle svanemærkede vaskerier.	Antaget levetid på: 306 vaske ^b Alle forbrugsdata er lig dem for svanemærkede vaskerier der håndterer fladvarer, præsenteret i afsnit 7.3.4.3.

a) Estimeret baseret på et gennemsnit af levetider for arbejdsbeklædning fra Thomsen et al. (2010)¹⁴³ og Trzepacz & Watson (2019)¹⁴⁴

b) Estimeret baseret på et gennemsnit af levetider for forskellige typer af fladvarer fra ETSA (2015)¹⁴⁵ og Trzepacz & Watson (2019)¹⁴⁴

6.1.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Som beskrevet i forrige afsnit, er det produktionsfasen der er blevet modelleret mest detaljeret. Dette er gjort ved som minimum at inkludere vandforbrug, energiforbrug, og materialeb, fra produktionsprocesserne illustreret i Figur 47, for hhv. bomulds-, polyester-, og

¹⁴³ Thomsen et al. (2010), *Samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved grønne produkter*, Miljøministeriet, Miljøprojekt nr. 1349

¹⁴⁴ Trzepacz og Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

¹⁴⁵ ETSA (2015), *Be aware of your footprint*, [Be aware of your footprint European Textile Services Association ETSA \(textile-services.eu\)](https://www.be-aware-of-your-footprint.eu/), besøgt marts 2024

elastanetekstiler. Vandforbrug, energiforbrug og materialetab er baseret på Roos et al. (2018)¹⁴⁶. Processerne i Figur 47 er defineret ved enten at oprette nye processer, kun med et energiforbrug, vandforbrug og eventuelt materialetab, eller ved at modificere disse forbrug i eksisterende ecoinventprocesser (se detaljer i Bilag G).

For alle produktionsprocesserne, er forbrugsdataen fra Roos et al. (2018)¹⁴⁶ blevet defineret for hhv. et *gennemsnitligt* scenarie, et *best-available-technology (BAT)* scenarie og et *worst-case* scenarie. I analysen er alle tre datasæt blevet brugt i modellen for polyester- og bomuldsproduktion, for at illustrere mulig variation i klimapåvirkningen fra produktionsfasen. Modellering af elastane er gjort udelukkende baseret på datasæt med gennemsnitsdata.

I generation 5 af kriterierne til svanemærkede tekstiler er der krav om, at der skal indgå et vist antal BAT-processer i produktionen, nærmere specifikt vådprocesserne relateret til farvning, print og finishing. Dette inkluderer krav til mindst 4-7 tiltag indenfor vand- og energieffektivisering og derfor forventes klimapåvirkningen at være lavere for produktion af svanemærkede tekstiler. Det har dog ikke været muligt at definere et repræsentativt forbrugsniveau i vådprocesserne for svanemærket tekstil baseret på generation 5 af kriterierne, da BAT-kravet ikke kræver dokumentation af de absolutte forbrugsniveauer, men nærmere en påvisning af en relativ forbedring. Derudover, er antallet af licenshavere på generation 5 stadig begrænset.

Derfor er der taget udgangspunkt i forbrugsdata fra licenshavere fra generation 4 af kriterierne, da overholdelse af disse kriterier krævede dokumentation af forbrugsniveauet i vådprocesserne, dog uden at sætte noget krav til forbruget. Data fra generation 4 viser, at energi- og vandforbruget i vådprocesserne varierede mellem BAT- og gennemsnitsniveauerne fra Roos et al. (2018)¹⁴⁶. På den baggrund modelleres vådprocesserne fra svanemærket og ikke-svanemærket tekstilproduktion forskelligt:

4. Vådprocesser fra *svanemærket* tekstilproduktion modelleres med en variation fra BAT- til gennemsnitniveauet i Roos et al. (2018)¹⁴⁶ (der modelleres med et gennemsnit mellem BAT- og gennemsnitsniveauet i basisscenariet)
5. Vådprocesser fra *ikke-svanemærket* tekstilproduktion modelleres med den fulde potentielle variation, dvs. fra BAT- til worst-case niveauet i Roos et al. (2018)¹⁴⁶ (gennemsnitsniveauet bruges i basisscenariet)

En anden forskel på svanemærket og ikke-svanemærket tekstil er indholdet af genanvendt polyester, hvor det antages at der bliver brugt 100% genanvendt materiale i svanemærket polyester. Derimod antages andelen af genanvendt polyester i ikke-svanemærkede tekstiler at ligge på 15%, da dette er det globale markedsgennemsnit¹⁴⁷.

Distribution af tekstilerne fra produktionen til butik/lager hvorfra tekstilet sælges videre til forbrugeren, er modelleret ens for begge produkter. Distribution antages at foregå via containerskib, i bedste tilfælde fra Tyskland (650 km) og i værste tilfælde fra Kina (7000 km).

¹⁴⁶ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

¹⁴⁷ Textile Exchange (2022), *Preferred Fiber and Materials: Market Report*

Disse to lande er valgt som referencepunkter, da de udgør vigtige internationale tekstilproducenter¹⁴⁸, og et gennemsnit på 3825 km er anvendt som gennemsnitsværdi i basisscenariet.

Afslutningsvis modelleres affaldshåndteringen ens for både svanemærket og ikke-svanemærket tekstil. Dette inkluderer forbrænding, hvor der bruges forskellige datasæt for forbrænding af syntetiske fibre og bomuld. En specifik liste over alle processer brugt til at opstille modellen, samt en beskrivelse af, hvordan de eventuelt er modificeret, er givet i Bilag G.

6.1.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i en kortlægning af kemiforbrug i udvalgte tekstilproduktionsprocesser. Kortlægningen er baseret på et videnskabeligt studie af Roos et al. (2018)¹⁴⁹. Studiets formål er at forbedre og udvide den tilgængelige data vedr. tekstilrelaterede kemikalier, for at understøtte inklusion af disse kemikalier i fremtidige LCA'er. Studiet er baseret på litteratur, databaser, uafhængige case-studier og resultater fra Mistra Future Fashion projektet, og præsenterer en generisk oversigt over tekstilrelateret kemikalier brugt i forskellige produktionsprocesser. Studiet angiver 56 forskellige benyttede kemikalier i produktionsprocesserne, hvor der for hvert kemikalie angives deres anvendelse, indholds-/emissions kemikalier, CAS-numre mm. På trods af, at studiet af Roos et al. (2018)¹⁴⁹ indeholder et begrænset udsnit af det samlede antal kemikalier anvendt i tekstilindustrien, er studiet benyttet som basis for analysen, grundet studiets generiske natur, samt at studiet følger en klassisk LCA-opbygning. Desuden er der en generel mangel på lignende tekstilrelateret litteratur omhandlende kemikalier, og studiet af Roos et al. (2018)¹⁴⁹ er dermed et godt sted at starte.

Kortlægningen af uønsket kemi i tekstiler har til formål at undersøge, i hvor høj grad kriterierne for svanemærkede tekstiler har en effekt, ift. at udelukke problematiske kemikalier i tekstilproduktionen. I kortlægningen tager udgangspunkt i, at kemikalierne identificeret i Roos et al. (2018)¹⁴⁹, med rimelighed må antages at blive benyttet i tekstilproduktion. Disse kemikalier blev herefter holdt på imod svanemærkets kriterier, for at identificere, hvilke af de benyttede kemikalier, som svanemærket tekstilproduktion udelukker. Denne vurdering tager udgangspunkt i seks af svanemærkets krav, angivet i sektion 6.1.3.2.

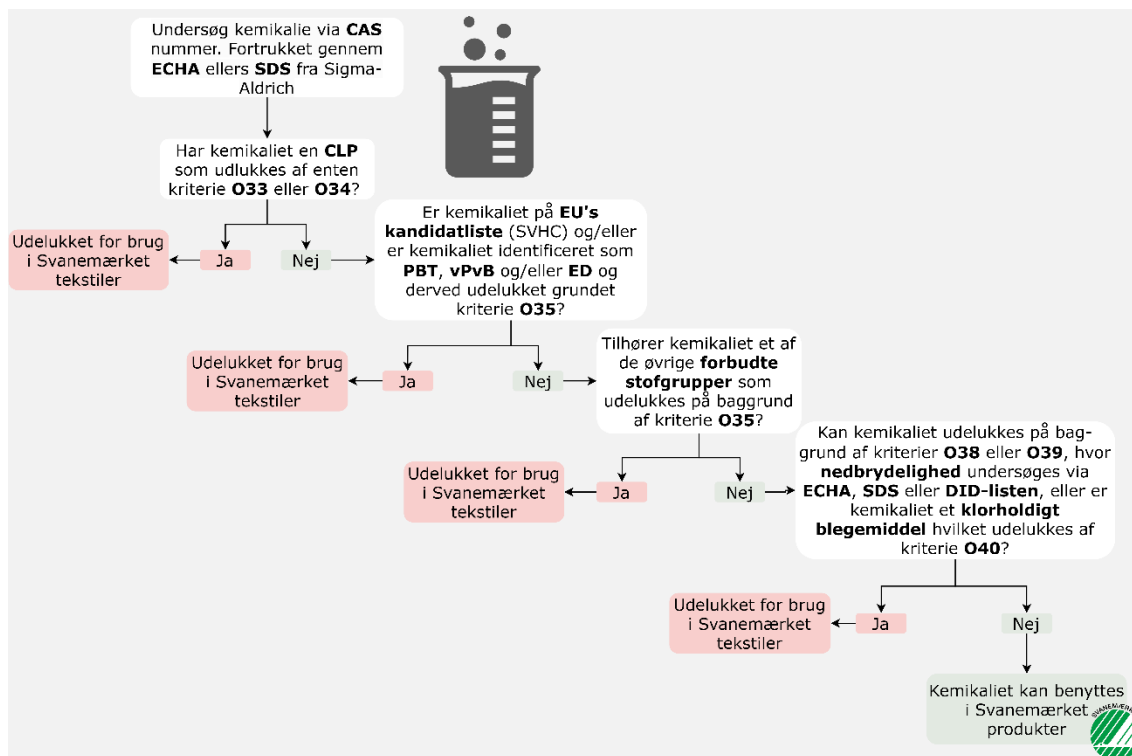
Figur 48 illustrerer fremgangsmetoden i kortlægningen. Figuren viser, at kortlægningen inddeler kemikalierne i:

- *Afviste* kemikalier, som ikke er tilladt i Svanemærkede produkter
- *Godkendte* eller *Godkendte med forbehold* kemikalier, som godt kan anvendes i Svanemærkede produkter,
- *Ej afklaret* kemikalier, som ikke har været mulige at evaluere
- *Data gap* kemikalier, hvis informationer ikke har været tilgængelige i Roos et al. (2018)¹⁴⁹.

¹⁴⁸ EU (2021), *Data on the EU Textile Ecosystem and its Competitiveness*, European Commission, Centre for industrial studies, blumine. www.doi.org/10.2873/23948

¹⁴⁹ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

Desuden er monomere/oligomere ikke medtaget i analysen, hvilket udgør fem af de 56 præsenterede kemikalier.



Figur 48 Illustration af beslutningsprocessen benyttet til vurderingen af uønsket kemi involveret i tekstilproduktionen. SDS = sikkerhedsdatablade, SVHC = særlig problematiske stoffer, PBT = persistente, bioakkumulerende og toksiske stoffer, vPvB = svært nedbrydelige og meget bioakkumulerende stoffer, ED = Hormonforstyrrende stoffer. DID-liste=Detergent Ingredient Database.

Analysen af kemikalierne tager udgangspunkt i CAS-numrene, som oplyses af Roos et al. (2018)¹⁴⁹, hvor der er angivet CAS-numre for enten indholds-/emissionskemikalier eller for selve produktet. Kemikalier der i Roos et al. (2018) er angivet som indholds-/emissionskemikalier antages i kortlægningen er være lige med det der i svanemærkets kriteriedokument defineres som *indgående stoffer*. Den primære kilde til informationerne har været ECHA¹⁵⁰, mens sikkerhedsdatablade (SDS) fra Sigma-Aldrich¹⁵¹ har været benyttet i tilfælde hvor >10% af notifikationerne indsendt til ECHA indberetter om en relevant CLP (Klassificering, mærkning og emballering)¹⁵². SDS og oplysninger fra DID-listen¹⁵³ er desuden blevet benyttet hvis ECHA ikke har haft oplysninger om aerobe nedbrydelighed, som er relevant for krav O38 og O39.

¹⁵⁰ ECHA, *Search For Chemicals*, [Search for chemicals - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/search-for-chemicals), besøgt februar 2024

¹⁵¹ Sigma-Aldrich, *Documents*, <https://www.sigmaaldrich.com/DK/en/documents-search?tab=sd>, besøgt februar 2024

¹⁵² ECHA, *At forstå CLP*, <https://echa.europa.eu/da/regulations/clp/understanding-clp>, besøgt marts 2024

¹⁵³ European Commission (2014), *Detergents Ingredients Database (DID-liste)*, version 2014.1, https://ec.europa.eu/environment/ecolabel/documents/did_list/didlist_part_a_en.pdf, besøgt marts 2024

6.1.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i generisk tekstilforbrug i det offentlige. Tekstilerne antages at være sammensat af 50 % polyester, 45 % bomuld og 5 % elastan, hvilket repræsenterer en gennemsnitlig fibersammensætning af beklædning (uniformer, patienttøj, arbejdstøj mm.) såvel som husholdningstekstiler (lagener, viskestykker mm.) brugt i det offentlige.

Analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav til indhold af genanvendt polyester samt til energi- og vandforbrug i produktionen. Det har ikke været muligt at kvantificere effekten af krav til fx brug af økologisk bomuld, indhold af problematisk kemi og krav til at undgå unødigt pynt, der vanskeliggør genanvendelse (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 6.1.3). Disse krav er derfor ikke medtaget i klimaanalysen.

Analysen af uønsket kemi tager udgangspunkt i udvalgte krav med forbud mod brug af problematiske stoffer i produktionen. Analysen har dog udelukkende undersøgt effekten af disse krav på et mindre udvalg af de mange kemikalier, der i dag indgår i tekstilproduktion (se detaljeret forklaring i afsnit 6.1.5).

De udførte analyser viser, at de krav, der skaber den største miljø- og klimamæssige effekt, er andelen af genanvendt polyester samt energi-, vand- og kemiforbrug i produktionen. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



Brug af svanemærket tekstil medfører en **gennemsnitlig reduktion i klimabelastningen på 10 %***, sammenlignet med brug af gennemsnitlig ikke-svanemærket tekstil. Forskellen skyldes et reduceret energiforbrug i tekstilfremstillingen, samt en høj andel genanvendt polyester.



Svanemærket polyestertekstil **indeholder mere genanvendt polyester** end gennemsnitligt polyestertekstil på markedet (minimum 90%, mod 15%). Derudover sætter Svanemærket krav til, at unødigt "pynt" skal undgås, og at problematisk kemi skal begrænses, hvilket begge er aspekter, der **forventes at gøre svanemærkede tekstiler mere egnet til at blive recirkuleret**. Disse krav kunne dog ikke inkluderes i analysen, og en effekt kunne derfor ikke kvantificeres.



Svanemærket udelukker **brug af 20 ud af 44 udvalgte kemikalier****, der på nuværende tidspunkt **anvendes i tekstilproduktion**, som er problematiske for både menneskers sundhed (fx kræftfremkaldende) og/eller miljøet (fx svært nedbrydelige).

* Resultaterne for klima er baseret på gennemsnitsdata.

** Kemikalierne er udvalgt på baggrund af en kortlægning af kemiforbrug i udvalgte tekstilproduktionsprocesser, fra det videnskabelige studie af Roos et al. (2018)¹⁵⁴

¹⁵⁴ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

Svanemærket stiller høje krav til kvaliteten og holdbarheden af tekstilerne. Effekten af disse krav er dog ikke medregnet i analysen, da analysen tager udgangspunkt i tekstilforbrug i det offentlige, som forventes primært at komme via professionelle tekstilservice, der her et stort fokus på kvalitet og holdbarhed af alle deres tekstilindkøb. Effekten af kvalitetskravene forventes dog at have en stor effekt for tekstil markedsført til forbrugere, særligt sammenlignet med billige lavkvalitetstekstiler, der indgår som en væsentlig del af fast-fashion tendenserne. Den samlede miljø- og klimaeffekt forventes derfor at være større for tekstiler markedsført til forbrugere i de tilfælde, hvor forbrugerne bruger tekstilerne i hele dets levetid.

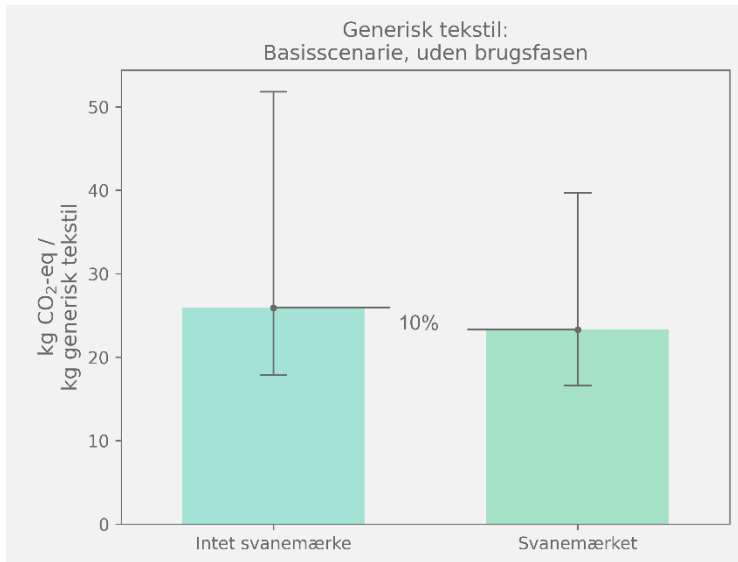
Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket tekstil versus ikke-svanemærket tekstil.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

6.1.6.1 Klimapåvirkning

Figur 49 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af 1 kg generisk tekstil, brugt i det offentlige, for hhv. ikke-svanemærkede og svanemærkede tekstiler. Fra figuren kan det ses, at svanemærkede tekstiler i gennemsnit er 10% mindre klimabelastende end ikke-svanemærkede tekstiler.

Klimapåvirkningen fra tekstilerne kan dog variere en del fra gennemsnittet, og her ses der et markant overlap i klimabelastningen for tekstiler med og uden et svanemærke. Hvor de svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstiler i bedste fald, er på nogenlunde samme lave niveau, har de ikke-svanemærkede tekstiler i værste fald en højere klimabelastning. Den store mulige variation fra gennemsnittet skyldes hovedsageligt produktionsfasen, og illustrerer, at der er meget stor forskel på, hvorvidt en proces i produktionskæden bruger *best-available-technology*, er gennemsnitlig eller udgør en klimamæssig tung proces.



Figur 49 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg tekstil] relateret til brug af tekstil med og uden svanemærket i det offentlige. Højden af kolonnerne repræsenterer den gennemsnitlige klimabelastning, og errorbaren repræsenterer klimabelastningen fra "best case" og "worst case".

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning skyldes to ting. Den første er, at energi-, varme-, og vandforbrug samt materialetab i vådprocesserne er mere optimerede i produktionen af svanemærket tekstil, sammenlignet med produktionen af ikke-svanemærket tekstil. Dette medfører en reduktion af klimabelastningen fra vådprocesserne med 23%, hvilket påvirker de overordnede resultater væsentligt, da en markant del af klimabelastningen kommer fra vådprocesserne (se Figur 50).

Den anden grund er, at der bruges en større andel genanvendt råmateriale i produktionen af svanemærket polyester, sammenlignet med ikke-svanemærket polyester. Dette har en betydelig effekt, da klimapåvirkningen fra fremstilling af den syntetiske råvare (mørkegrøn bjælke i Figur 50) er væsentligt lavere for det svanemærkede tekstil. I analysen antages 50% af det generiske tekstil at være lavet af polyester, og derfor betyder andelen af genanvendt polyester en del i den samlede beregning. Dette betyder samtidig, at forskellen på svanemærket og ikke-svanemærket tekstil bliver større, jo mere polyester der forventes at være i tekstilet, da det kun er for polyester, at gevinsten ved brug af genanvendt materiale ses. Anvendes der tekstiler af 100% bomuld er forskellen på svanemærket og ikke-svanemærket tekstil derfor mindre, og ligger på 8%, i modsætning til tekstiler af 100% polyester, hvor forskellen er større, og ligger på 16%.

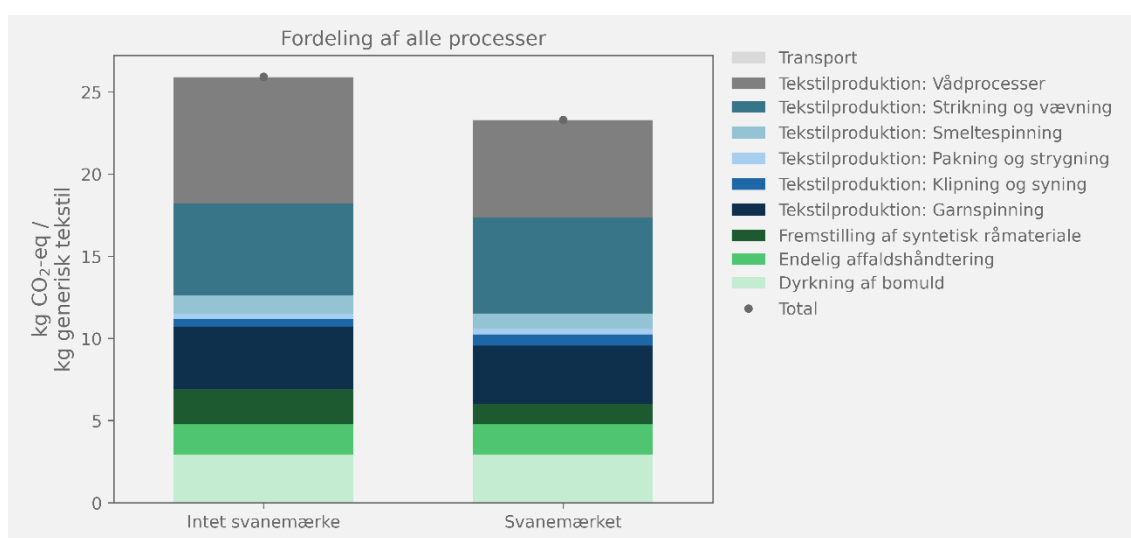
Disse resultater stemmer nogenlunde overens med analysen lavet af Viegand Maagøe fra 2023¹⁵⁵, som sammenlignede klimapåvirkningen af to sports t-shirts. Begge t-shirts med en sammensætning på 90% polyester og 10% elastan, hvor den ene antages lavet af 100% genanvendt polyester (svarende til en svanemærket t-shirt), og den anden antages lavet af et markedsgennemsnit på 15% genanvendt polyester. Studiet viste en forskel på klimapåvirkningen fra de to t-shirts på ca. 15%, når brugsfasen ikke inkluderes, hvilket ligger i samme størrelsesorden som resultaterne fra dette studie. Det skal dog siges, at der

¹⁵⁵ Viegand Maagøe (2023), Textile made from rPET. <https://cdn.sanity.io/files/7zsy1l8a/production/f627a89c39be2d9c34af92496bc90f2fcb5f7659.pdf> [02-04-2023]

er brugt forskellige processer til at modellere særligt produktionsfasen, som er af afgørende for klimapåvirkningen, og derfor kan resultaterne ikke sammenlignes direkte, hvilket også er grunden til, at der er en smule forskel på resultaterne.

Udover vådprocesserne, som bidrager til en stor del af klimapåvirkningen fra produktionen, bidrager også garnspinning, og særligt strikning og vævning, til markante klimapåvirkninger. I disse processer har det dog ikke været muligt at kvantificere en forskel mellem svanemærket og ikke-svanemærket tekstilproduktion, når der er fokus på klimapåvirkningen.

Endeligt bidrager dyrkning af bomuld også til den samlede klimapåvirkning. Heller ikke her har det været muligt at kvantificere en forskel, som beskrevet under Udvælgelse af krav, afsnit 6.1.3.1.



Figur 50 Fordeling af den gennemsnitlige klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg tekstil] fra alle processer i livscyklusen.

6.1.6.1.1 Følsomhedsanalyse

Klimapåvirkningen fra basisscenariet, samt alle følsomhedsscenarierne, er præsenteret i Tabel 47. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge svanemærket tekstil, sammenlignet med et ikke-svanemærket alternativ, ligger på mellem 2,6 og 4,4 kg CO₂-eq./kg tekstil. Grundet de mange antagelser der ligger til grund for analysen, vurderes en besparelse på mindre end 5% at være så usikker, at det ikke kan antages at udgøre en reel besparelse.

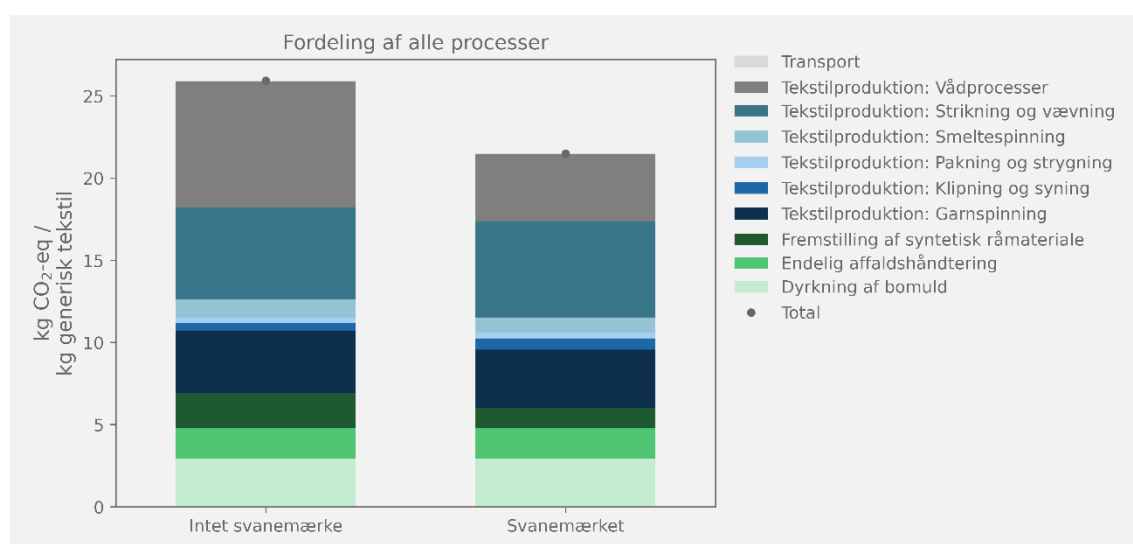
Tabel 47 Klimapåvirkningen relateret til 1 kg generisk tekstil, for alle scenarierne.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	23,3	26,0	2,6	10
Kun BAT teknologi i vådprocesserne	21,5	26,0	4,4	17
Inkl. brugsfasen, arbejdstøj	54,4	57,1	2,6	4
Inkl. brugsfasen, fladvarer	127	130	2,6	2

Indflydelse af energi og vandforbrug i vådprocesserne

Som det ses i Tabel 47, medfører udelukkende brug af BAT vådprocesser i svanemærket tekstilproduktion, at forskellen mellem svanemærket og ikke-svanemærket tekstil øges fra 10% til 17%. På Figur 51 ses det, at BAT-vådprocesser medfører omkring en halvering af klimapåvirkningen fra vådprocesserne, sammenlignet med vådprocesserne fra det ikke-svanemærkede tekstil.

Fokuseres der på den absolutte CO₂ besparelse relateret til et svanemærket tekstil, sammenlignet med et ikke-svanemærket tekstil, stiger den fra 3,1 kg CO₂-eq./kg i basisscena-riet til 4,9 kg CO₂-eq./kg med BAT-vådprocesser. Dette svarer til en forøgelse af den absolute klimabesparelse på næsten 60%. Optimering af energiforbruget og materialetabet i produktionsprocesserne er dermed vigtige for reduktionen af den absolutte klimabelastning.



Figur 51 Fordeling af klimapåvirkninger fra forskellige livscyklusfaser i scenariet "Kun BAT vådprocesser for svanemærket tekstil" (se beskrivelse i Tabel 46).

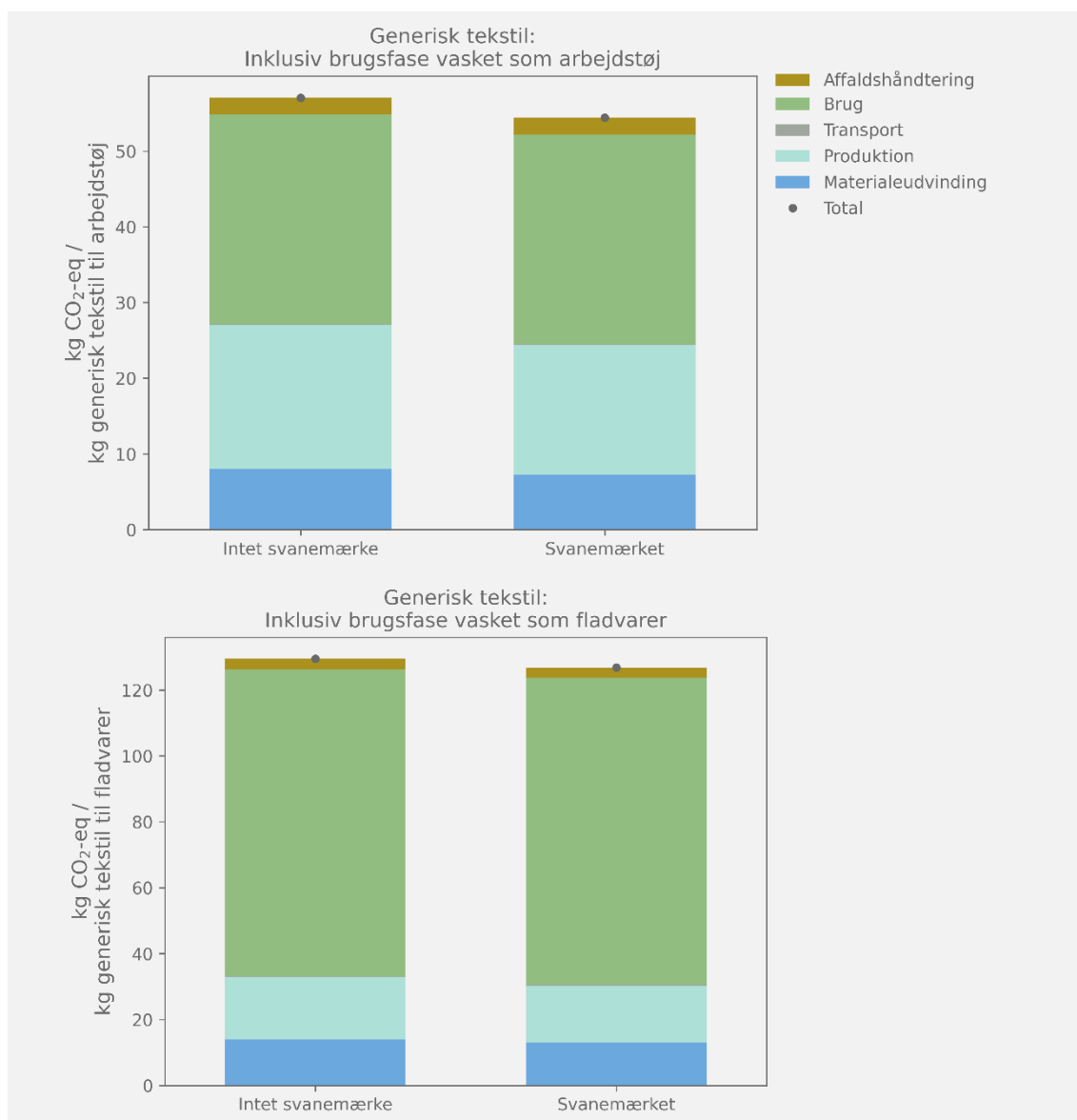
Indflydelse af brugsfasen

Som det ses i Tabel 47 fører inklusion af brugsfasen til en forøgelse af den total klimapåvirkning for både arbejdstøj, men særligt for fladvarer. Dette skyldes primært energiforbruget i brugsfasen, relateret til opvarmning af vand og kørsel af det professionelle vaskeri, som medfører en markant klimapåvirkning (grøn kolonne i Figur 52).

Det er tydeligt fra figuren, at brugsfasen fylder relativt mere for vask af fladvarer (ca. 3/4), end for vask af arbejdstøj (ca. halvdelen). Dette skyldes, at fladvarer i gennemsnit antages at blive vasket 306 gange, før de kasseres, imod 97 for arbejdstøj. Dette er også grunden til, at den totale klimapåvirkning for 1 kg fladvarer, brugt levetiden ud, er over dobbelt så høj, som 1 kg arbejdstøj, brugt levetiden ud, hhv. 127-130 kg CO₂-eq/kg fladvarer imod 54-57 kg CO₂-eq/kg arbejdstøj. Det er dog vigtigt at være opmærksom på, at 1 kg flad-vare med rimelighed må forventes at kunne bruges i væsentligt længere tid, end 1 kg arbejdstøj, da fladvare kan vaskes mange flere gange. Derfor kan man ikke direkte sammenligne udledningen fra 1 kg fladvare med 1 kg arbejdstøj, men i stedet bruge resultaterne til at konstatere, at levetiden spiller en stor rolle ift. hvor meget brugsfasen relativt set fylder.

Dette underbygges yderligere af resultaterne fra et studie lavet af Viegand Maagøe (2023), som fandt, at brugsfasen udgør så lidt som 17% af klimapåvirkningen fra en sports t-shirt, men som også kun har antaget en levetid på 44 ganges vask¹⁵⁶.

Da brugsfasen som udgangspunkt forventes at være den samme for både svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstiler, er den absolutte besparelse den samme som i basisscenarioet. En stigning i klimapåvirkningen fra brugsfasen betyder dog samtidig, at den relative besparelse reduceres væsentligt, da den samlede klimapåvirkning stiger.



Figur 52 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg tekstil levetiden ud] fra alle livscyklusfaser for hhv. arbejdstøj (øverste figur) og fladvarer (nederste figur).

¹⁵⁶ Viegand Maagøe (2023), Textile made from rPET. <https://cdn.sanity.io/files/7zsy1l8a/production/f627a89c39be2d9c34af92496bc90f2fcb5f7659.pdf> [02-04-2023]

6.1.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

Da fokus i analysen er på produktionsfasen, antages det blandt andet, at al tekstil går til forbrænding efter endt brug. Dette betyder, at der ikke bliver recirkuleret noget materiale i analysen, hverken af svanemærket eller ikke-svanemærket tekstil, da al input af bomuld, polyester og elastan forbrændes.

Selvom hovedandelen af tekstil brugt i det offentlige forbrændes¹⁵⁷, kan der være en lille andel der indsamles til genbrug eller genanvendelse, hvilket vil medføre, at en mindre andel af inputmaterialet potentielt recirkuleres i økonomien. En andel der forventes at blive større i fremtiden, i takt med et øget politisk fokus i EU på cirkulær økonomi, hvilket indenfor tekstiler blandt andet ses i forbindelse med krav om indførsel af separat indsamling af tekstil og udvidet producentansvar på tekstiler.

Der er dog mange udfordringer relateret til genanvendelse af tekstil. Blandt andet identificerer en rapport fra Teknologisk Institut¹⁵⁸, *overførsel af uønsket kemi* som en risiko i forbindelse med genanvendelse. I den forbindelse er det værd at bemærke, at kortlægningen af uønsket kemi i produktionsfasen viser, at svanemærkets kriterier forhindre brug af flere problematiske kemikalier (detaljer er givet i næste afsnit). Dermed kan svanemærket tekstil være mere egnet til at indgå i en cirkulær økonomi, da recirkulering i mindre grad vil genintroducerer problematiske kemikalier i økonomien efter recirkulation. Det er dog svært at vurdere, hvorvidt oekotex-100 certificerede tekstiler, som er standarden indenfor det offentlige, vil være lige så egnet til at indgå i en cirkulær og giftfri økonomi, da certificeringsordningen har fokus på at mindske tilstedeværelsen af kemikalier i det endelige tekstil.

Et andet aspekt er, at svanemærket sætter krav til at mindske unødigt ”pynt”, såsom glitter, knapper, nitter, osv., som er kendt for at vanskeliggøre mekanisk genanvendelse, samt reducerer udbyttet¹⁵⁸.

Kravene forventes dermed at gøre svanemærkede tekstiler mere egnede til recirkulation i en cirkulær økonomi, men da det ikke var muligt at inkludere kravene i analysen, kunne der ikke beregnes en specifik effekt.

6.1.6.3 Uønsket kemi

Svanemærket har en lang række krav der fokuserer på at undgå uønsket kemi i tekstiler og tekstilproduktionen. Med afsæt i seks af disse krav er de 56 kemikalier kortlagt af Roos et al. (2018)¹⁵⁹ blevet vurderet. Resultatet af denne kortlægning gennemgås i den følgende tekst.

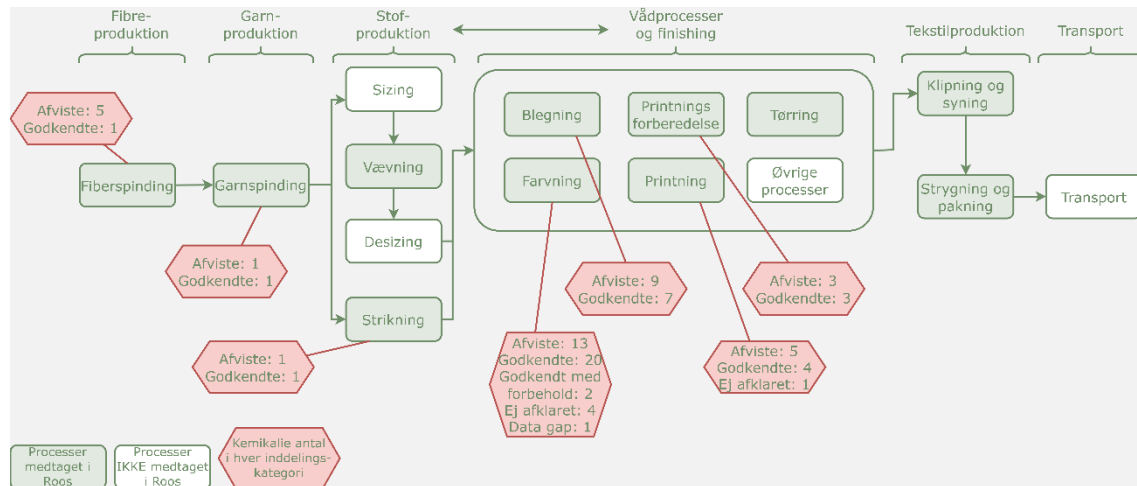
Ud af de 56 kemikalier, der af Roos et al. (2018) blev identificeret i tekstilproduktionen, var det, med metoden beskrevet i afsnit 6.1.5, muligt at vurdere 78% af disse. Metoden var dermed effektiv til at vurdere de 56 kemikalier, med undtagelse af azofarvestoffer. Yderligere detaljer omkring kortlægningen, og inddeling i kategorier, er beskrevet i Bilag K.

¹⁵⁷Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7

¹⁵⁸ Teknologisk Institut (2024), *Teknologiske barrierer og muligheder mod en cirkulær tekstilindustri*. <https://www.teknologisk.dk/teknologiske-barrierer-og-muligheder-mod-en-cirkulaer-tekstilindustri/45821>

¹⁵⁹ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

Figur 53 illustrerer, i hvilke produktionsprocesser kemikalierne fra Roos et al. (2018)¹⁵⁹ benyttes og hvilket antal kemikalier der findes i de seks inddelingskategorier: i) *afviste*, ii) *godkendte*, iii) *godkendte med forbehold*, iv) *ej afklaret*, v) *data gap* og vi) *ej medtaget*. Fra figuren kan det ses, at 11 produktionsprocesser er inkluderet i Roos et al. (2018)¹⁵⁹, mens syv af disse er relateret til et kemikalieforbrug. Kemikalierne præsenteret i Roos et al. (2018)¹⁵⁹ forbruges i de følgende syv forskellige produktionsprocesser: i) *fiberspinding*, ii) *garnspinding*, iii) *striking*, iv) *blegning*, v) *farvning*, vi) *printningsforberedelse*, og vii) *printning*, mens processer såsom sizing, desizing og øvrige våd- og finishing processer ikke er inkluderet.



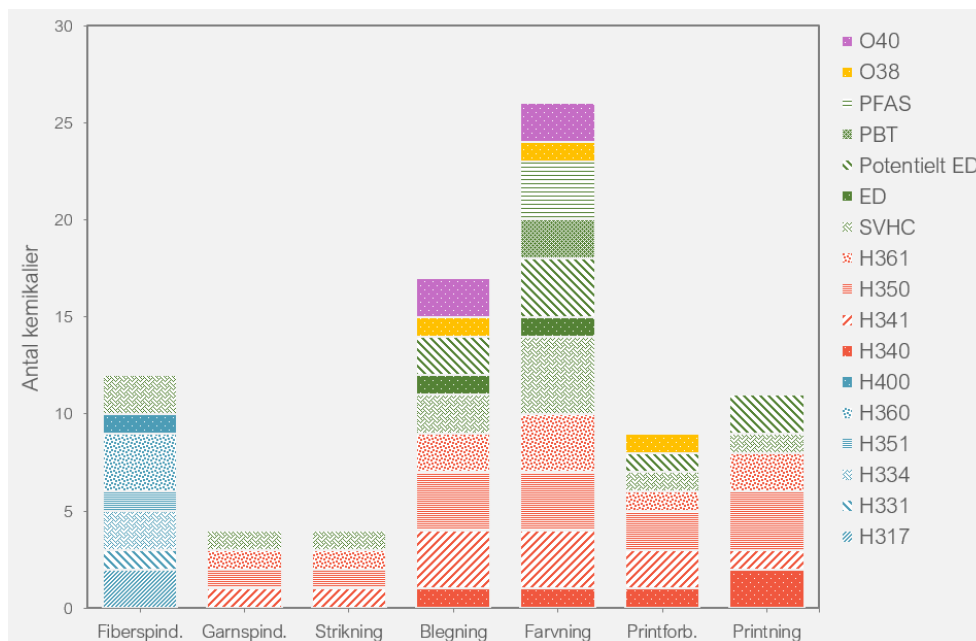
Figur 53 Kortlægning af antal kemikalier benyttet i de forskellige produktionsprocesser, samt antallet af kemikalier tilhørende de forskellige inddelingskategorier. Nogle af de 56 kemikalier præsenteret i Roos et al. (2018)¹⁵⁹ benyttes på flere produktionstrin, hvorfor der her er angivet et højere antal end 56 kemikalier.

Fra Figur 53 kan det ses, at der i alle syv produktionsprocesser, hvor der rapporteres om brug af kemikalier, findes kemikalier som ikke kan benyttes i svanemærket produkter (dvs. *afviste*). Produktionsprocessen med den mindste andel kemikalier i kategorien *afviste* er *farvning*, hvor der i alt rapporteres om brug af 40 forskellige kemikalier hvoraf 13 kemikalier (33%) ikke kan benyttes i produktion af svanemærket tekstil. *Fiberspinding* er den proces med den største andel kemikalier tilhørende kategorien *afviste*. Her er der angivet forbrug af 6 kemikalier, hvoraf 5 (83%) ikke må benyttes i svanemærket produkter. De øvrige produktionsprocesser har omkring 50% kemikalier i kategorien *afviste*. Da kemikalierne fra i Roos et al. (2018)¹⁵⁹ er identificeret med det formål at repræsentere et generisk kemikalieforbrug, viser denne kortlægning at svanemærkets kriterier udelukker relevante og anvendte kemikalier, som også er problematiske, fra brug i svanemærkede tekstiler. De seks anvendte krav har dermed en effekt på brugen af uønsket kemi i tekstilproduktionen.

Figur 54 illustrer hvilke årsager der ligger til grund for at de *afviste* kemikalier ikke må bruges i svanemærket tekstilproduktion, og dermed hvilke uønskede kemiske egenskaber der undgås i svanemærket produkter. Det skal pointeres, at ét kemikalie både kan have flere uønskede egenskaber samt indgå i flere produktionsprocesser. Derfor er y-aksen på figuren højere end de 20 kemikalier, som er det antal kemikalier i der blev identificeret i inddelingskategorien *afviste*. En detaljeret liste over alle afviste kemikalier, samt grundende til, at de ikke kan bruges i svanemærket produktion, er givet i Bilag K.

Fra Figur 54 kan det ses, at en lang række uønskede kemiske egenskaber undgås i svanemærket produkter, især grundet krav O33, O34 og O35. Dog er denne tendens forstærket af metoden beskrevet i afsnit 6.1.5, da disse krav undersøges først. Krav O33 og O34 udelukker kemikalier på baggrund af faresætninger, f.eks. udelukker krav O33 tre kemikalier med faresætningen H360 (Kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn) fra at blive benyttet i fiberspindingsprocessen. Krav O34 udelukker flere kemikalier med faresætningerne H340 (Kan forårsage genetiske defekter), H341 (Mistænkt for at forårsage genetiske defekter), H350 (Kan fremkalde kræft), H361 (Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn) i flere af produktionsprocesserne.

Krav O35 udelukker kemikalier der er særlig problematiske, hormonforstyrrende, potentielt hormonforstyrrende, persistente, bioakkumulerende & toksiske, samt PFAS-kemikalier, fra at blive benyttet i flere produktionsprocesser. Krav O38 og O40 optræder i mindre grad på Figur 54. Disse krav udelukker kemikalier på baggrund af henholdsvis at være aerobt persistente og klorholdige blegemidler.



Figur 54 Antal kemikalier med angivet kravovertrædelser opdelt i de seks relevante produktionsprocesser. Farvekategoriseringen relaterer til hvilket krav der overtrædes (blå=O33, rød=O34, grøn=O35, gul=O38, lilla=O40), mens mønsterinddelingen relaterer til hvilket underkrav som overtrædes. Det skal her pointeres at ét kemikalie kan udelukkes ved overtrædelse af flere krav, hvorved kemikaliet kan optræde flere gang under hver produktionsproces (se detaljer i Bilag K). Desuden, skal det fremhæves at jf. metoden beskrevet i afsnit 6.1.5, stoppes kortlægningen af et kemikalies kravovertrædelser efter en fundet overtrædelse, hvilket bidrager til overvægten af kravovertrædelser tilhørende O33, O34 og O35. SVHC = særlig problematiske stoffer, PBT = persistente, bioakkumulerende og toksiske stoffer, ED = Hormonforstyrrende stoffer, H317 = Kan forårsage allergisk hudreaktion, H331 = Giftig ved indånding, H334 = Kan forårsage allergi- eller astmasymptomer eller åndedrætsbesvær ved indånding, H340 = Kan forårsage genetiske defekter, H341 = Mistænkt for at forårsage genetiske defekter, H350 = Kan fremkalde kræft, H351 = Mistænkt for at fremkalde kræft, H360 = Kan skade forplantningsevnen eller det ufødte barn, H361 = Mistænkt for at skade forplantningsevnen eller det ufødte barn, H400 = Meget giftig for vandlevende organismer¹⁶⁰.

¹⁶⁰ Europa-Kommissionen (2019) *H/P-sætninger Sundhed og sikkerhed*, https://ec.europa.eu/taxation_customs/dds2/SAMANCTA/DA/Safety/HP_DA.htm, besøgt marts 2024



Trods, at denne opgørelse kun tager udgangspunkt i et ganske lille udsnit af tekstilrelateret kemikalier, indikerer kortlægningen, at anvendte uønskede kemikalier udelukkes i produktionen af svanemærkede tekstiler. Ved at udelukke de problematiske kemikalier undgås der kemikalier som bl.a. er, eller er mistænkt for at være, kræftfremkaldende, forårsage genetiske defekter og skadeforplantningsevnen eller det ufødte barn. Desuden undgås kemikalier som er meget giftige for vandlevende organismer, samt kemikalier der er vurderet som værende særlig problematiske, hormonforstyrrende, persistente, bioakkumulerende og toksiske, hvilket både gavner mennesker og miljøet. Oeko-tex Standard 100, som generelt benyttes i det offentlige, har ikke krav til kemikalieforbruget i produktionen, men kun i det færdige produkt. Dette betyder, at hvis offentlige tekstiler i højere grad var svanemærket, ville flere uønskede kemikalier undgås, også i produktionen af tekstilet, og dermed skåne både mennesker og miljø.

6.2 Tekstiler der indeholder mikrofibre (083)

6.2.1 Baggrund

Mikrofiberprodukter som klude og mopper til rengøring er innovative produkter designet til effektivt at fjerne snavs, mikroorganismer og andre urenheder fra forskellige overflader. De er fremstillet af ekstremt fine syntetiske fibre, der skaber en stor overflade, hvilket gør dem i stand til at opsamle og fastholde støv og snavs uden behov for kemiske rengøringsmidler. Mikrofiberklude er lavet af ekstremt fine fibre, der ofte er mindre end menneskehår. Disse fibre skaber en stor overflade, hvilket gør kludene i stand til at opsamle og fastholde støv, snavs og væsker effektivt. Mikrofiberklude fungerer ved at fange og holde på snavs i fibre-nes små hulrum og ved at skabe en elektrostatiske ladning, der tiltrækker partikler¹⁶¹. Rengøringsprodukter af mikrofiber har blandt andet følgende fordele¹⁶²:

- Rengøring uden kemikalier: Mikrofiberklude og -mopper kan effektivt fjerne snavs og bakterier ved hjælp af blot vand. Dette reducerer behovet for rengøringskemikalier, hvilket er gavnligt for både menneskers sundhed og miljøet.
- Reduktion af Miljøpåvirkning: Da mikrofiberprodukter kan rengøre effektivt uden kemikalier, mindskes mængden af kemikalier, der ender i spildevand og dermed i naturen. Dette hjælper med at beskytte vandressourcerne og dyrelivet.
- Energibesparelse: Rengøring med mikrofiber kræver ofte mindre energi, da produkterne kan bruges effektivt ved lavere temperaturer og uden behov for energi-krævende rengøringsmetoder.
- Høj Rengøringseffektivitet: Mikrofiberklude kan fange og holde på snavs, støv og bakterier bedre end traditionelle rengøringsklude, hvilket resulterer i en mere grundig rengøring og et sundere indendørsmiljø.

I takt med den stigende fokus på bæredygtighed og reduktion af kemikalieforbruget i rengøring er mikrofiberprodukter blevet en vigtig del af den moderne rengøringspraksis. Inden for det offentlige forbrug udgør mikrofiber rengøringsprodukter en essentiel produktgruppe, da de bidrager til folkesundheden og hjælper med at opretholde høje standarder for renlighed uden at belaste miljøet.

Over de sidste 20 år har markedet for mikrofiberprodukter, herunder klude og mopper, oplevet betydelig vækst globalt, i Europa og særligt i Norden. Det globale marked for mikrofiberklude forventes at nå en værdi på over 2,5 milliarder USD inden 2031, med en årlig vækstrate på cirka 5,5% fra 2021 til 2031¹⁶³. I Europa forventes det europæiske marked for manuelle rengøringsmopper at vokse med en årlig vækstrate på 5,1% fra 2023 til

¹⁶¹ Woodford (2021), Microfiber cleaning cloths, tilgængelig her: <https://www.explainthatstuff.com/microfibercloths.html>

¹⁶² Nordisk Miljømærkning (2023), Baggrundsdokument for svanemærkede rengøringsprodukter med mikrofiber, tilgængelig her: https://www.svanen.se/48fe2d/contentassets/c2d80af6f2f34774a3621877e9bd251a/background-document_083_supplies-for-microfibre-based-cleaning-083_danish.pdf

¹⁶³ Future Market Insights, (2021), *Microfiber Cleaning Cloth Market*, tilgængelig her: <https://www.futuremarketinsights.com/reports/microfiber-cleaning-cloth-market>

2031¹⁶⁴, hvilket skyldes øget fokus på bæredygtige rengøringsmetoder, som ofte inkluderer brugen af mikrofiber. Det må derfor formodes at andelen af mikrofiber klude og mopper vil fortsætte med at stige i det offentlige fremadrettet.

6.2.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af mikrofiberklude og mopper er:

1. Råvarefasen
2. Produktionen
3. Transportfasen
4. Brugsfasen
5. Affalds- og genanvendelsesfasen

Mikrofiberklude og -mopper er hovedsageligt fremstillet af syntetiske materialer som polyester og polyamid (oftest nylon6 eller nylon66), og er alle energikrævende at fremstille og baseret på olie:

- **PET¹⁶⁵** (polyethylenterephthalat) fremstilles ved kondensationspolymerisation af ethylenglycol og terephthalsyre. Polymeriseringsprocessen kræver høje temperaturer, typisk op til 290°C, hvilket medfører betydelige mængder energiforbrug. Dette bidrager til en stor del af CO₂-udledningen under PET-produktionen. Samlet set bidrager produktionsprocessen til emissioner af CO₂ og andre skadelige drivhusgasser, hvilket gør produktionen energitung og miljøbelastende.
- **Nylon 6¹⁶⁶** fremstilles gennem ringåbningspolymerisation af ε-caprolactam. Denne proces er både kompleks og kræver store mængder energi, da den involverer opvarmning til høje temperaturer (over 240°C) for at få monomererne til at reagere. Nylon 6 har en høj kulstofudledning, især fordi den også er baseret på fossile brændstoffer.
- **Nylon 66¹⁶⁷** fremstilles ved en kondensationspolymerisationsproces af adipinsyre og hexamethylendiamin. Denne proces kræver høje temperaturer og betydelige energimængder for at få polymerisationen til at foregå. Før polymerisationen dannes en AH-saltopløsning (hexamethylendiamin adipat), som derefter koncentrerer og udsættes for høj temperatur i en autoklavereaktor, hvor polymeriseringen finder sted. Efter polymerisationen afsluttes processen ved at skære den smeltede polymer i pellets og tørre dem, hvilket yderligere kræver energi.

¹⁶⁴ Yahoo Finance (2023), Europe Manual Cleaning Mops Market, tilgængelig her: <https://finance.yahoo.com/news/europe-manual-cleaning-mops-market-115300486.html>.

¹⁶⁵ Palacios-Mateo, C. et al., Analysis of the polyester clothing value chain to identify key intervention points for sustainability. Environ Sci Eur 33, 2 (2021). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00447-x>

¹⁶⁶ Varghese, M. et al. (2022), Beyond nylon 6: polyamides via ring opening polymerization of designer lactam monomers for biomedical applications <https://pubs.rsc.org/en/content/articlehtml/2022/cs/d1cs00930c>

¹⁶⁷ Intratec (2021), Nylon 6, 6 Production from Adipic Acid & HMDA, tilgængelig her: <https://cdn.intratec.us/docs/reports/previews/nylon-66-e11a-b.pdf>

Under produktionen af nylon 6 og nylon 66 udledes betydelige mængder lattergas (N_2O), der har et globalt opvarmningspotentiale, der er 298 gange højere end CO_2 . Denne udledning stammer primært fra produktionen af henholdsvis caprolactam til nylon 6 og adipinsyre til nylon 66¹⁶⁸.

Ved produktionen af nylon 66 er udledningen af N_2O særlig høj under fremstillingen af adipinsyre, der er en afgørende komponent i polymeren. Specielt i USA er udledningerne fra denne proces markant, med op til 40 kg N_2O pr. ton adipinsyre produceret. I andre dele af verden, såsom EU og Sydkorea, er disse udledninger dog lavere, omkring 2-4 kg N_2O pr. ton adipinsyre¹⁶⁸.

For nylon 6 opstår N_2O -udledninger under fremstillingen af caprolactam. Selvom udledningerne er mindre end for adipinsyre, er de stadig væsentlige. Niveauerne varierer globalt, med de højeste udledninger rapporteret i USA og Rusland, hvor de kan nå op på 9 kg N_2O pr. ton caprolactam. Japan og Sydkorea har formået at reducere disse udledninger til omkring 2 kg N_2O pr. ton gennem mere avancerede produktionsteknologier¹⁶⁸.

Efter udvindingen af råmaterialer går de syntetiske fibre igennem en produktionsfase, hvor de omdannes til mikrofibre. Denne proces er også energikrævende, da fibrene først skal spindes og derefter spaltes, hvilket skaber de små, fine strukturer, der gør mikrofibre så effektive til rengøring.

Udover klimapåvirkningen så bruges der også en række kemikalier i produktionen som anvendes både til behandling af fibrene og til farvning. Farvningsprocessen alene er ansvarlig for betydelige mængder af forurenende stoffer, der ofte ender i vandløb, hvis ikke spildevandet renses tilstrækkeligt. Mange af de kemikalier, der anvendes i tekstilindustrien, såsom tungmetaller og farvestoffer, er giftige og kan ophobes i miljøet, hvor de skader både dyreliv og menneskers sundhed. Se evt. mere om kemikalier og tekstiler i afsnit 6.1.6.3.

Som for tekstiler generelt så er det i produktionsfasen, at mikrofiberprodukter begynder at bidrage til udledningen af mikroplast. Små fragmenter af plast, som frigives under produktionen af mikrofibre, kan finde vej til miljøet via luft eller vand¹⁶⁹. På nuværende tidspunkt er mikroplast forurening ikke særlig godt belyst i de nuværende LCA metoder.

Transporten af mikrofiberklude og -mopper fra produktionssteder til forbrugerens dør er en anden kilde til miljøpåvirkning. Da mange mikrofiberprodukter fremstilles i Asien, skal de ofte transporteres over lange afstande med skibe, tog eller lastbiler til markeder i Europa eller Nordamerika. Dog vurderes transporten at være så effektiv, at den kun udgør en mindre del af miljøbelastningen for produktgruppen.

Brugsfasen er der, hvor mikrofiberklude og -mopper generelt har deres største miljømæssige fordele i forhold til almindelige klude og mopper. Deres evne til at rengøre overflader

¹⁶⁸ Jörß, W; et al.(2023) Mitigation potentials for emissions of nitrous oxide from chemical industry in industrialised countries world-wide

¹⁶⁹ Nordisk Miljømærkning (2023), Baggrundsdokument for svanemærkede rengøringsprodukter med mikrofiber, tilgængelig her: https://www.svanen.se/48fe2d/contentassets/c2d80af6f2f34774a3621877e9bd251a/background-document_083_supplies-for-microfibre-based-cleaning-083_danish.pdf

uden brug af kemikalier reducerer både vand- og kemikalieforbruget betydeligt sammenlignet med traditionelle rengøringsmetoder¹⁷⁰. Dette er især relevant i sektorer som sundhedsvæsenet og fødevarerindustrien, hvor hygiejne er afgørende, og hvor reduktionen af kemikaliebrug også mindsker eksponeringen for potentielt skadelige stoffer. Selvom mikrofiberklude og -mopper kan gøre rent uden brug af kemikalier, så anbefales det stadig at tilsætte en smule kemikalier til vandet, for at bryde overfladespændingen i vand, nedbryde kalken i vandet og det i visse situationer også skal tilføres nogle plejemidler til overfladerne¹⁷¹.

Det er derfor grundlæggende en god ide at anvende mikrofiberklude og -mopper, men den følgende analyse fokuserer primært på forskellen mellem mikrofiberklude. Her er det relevant at overveje levetiden af produkterne samt hvor stort et område de kan rengøres før vaks.

Når mikrofiberklude og -mopper når slutningen af deres levetid, er affaldshåndtering en vigtig miljømæssig overvejelse. Polyester og polyamid er ikke biologisk nedbrydelige, hvilket betyder, at mikrofiberprodukter kan forblive i miljøet i hundreder af år, hvis de ikke genanvendes korrekt. Når disse materialer ender på lossepladser, kan de også frigive mikroplast, som kan sive ud i jorden og vandløb.

Der er dog et stort potentiale for at reducere denne affaldsstrøm gennem cirkulær økonomi. Polyester og polyamid kan genanvendes, men genanvendelsesraterne er generelt lave, især når produkterne er sammensat af flere forskellige materialer, der er svære at adskille, men nogle producenter er begyndt at tage mikrofiber tilbage¹⁷².

6.2.3 Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for rengøringsprodukter med mikrofiber består af 57 krav. Af dem, var det muligt at medtage 4 krav i analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi (se næste afsnit) 4 krav i analysen af uønsket kemi.

Fælles for analyserne er, at krav der relaterer sig til dokumentation, og diverse management relaterede aspekter ikke er medtaget.

¹⁷⁰ Woodford (2021), Microfiber cleaning cloths, tilgængelig her: <https://www.explainthatstuff.com/microfibercloths.html>

¹⁷¹ NMF (2024) tilgængelig her: <https://nordiskmicrofiber.dk/5-myter-om-microfiber/>

¹⁷² NMF (2024), <https://nordiskmicrofiber.dk/info-take-back-by-nmf/>

Tabel 48 Oversigt over krav inkluderet i analyserne af mikrofiber produkter for cirkulær økonomi & klimapåvirkning, samt uønsket kemi.

Krav	Medtaget i analysen af	
	Klimapåvirkning & cirkulær økonomi	Uønsket kemi
O8 Polyester	X	
O18 Klassificering af kemiske produkter		X
O19 Forbud mod CMR-stoffer		X
O20 Forbudte stoffer		X
O21 Nedbrydelighed af vaskemidler, blødgørere og kompleksdannere		X
O22 Blegemidler		X
O45 Holdbarhed	X	
O46 Fjernelse af støv og smuds	X	
O49 Absorption (kun for mopper)	X	

De største miljøbelastninger fra mikrofiberklude er forbundet med produktionen, og det er derfor vigtigt at have nogle produkter med høj performance og lang levetid, så der er behov for færre mikrofiberklude. Når disse parametre opfyldes, vil klimapåvirkningen være lav, da ressourceforbruget vil være lavere, og produkterne skal vaskes færre gange.

I O8 stilles der krav om, at mindst 25 % af polyesterfibrene i mikrofiberprodukterne skal være enten genfremstillede eller biobaserede¹⁷³. Dette krav har direkte indflydelse på ressourceforbruget og energiforbruget i produktionen af fibrene, da genanvendelse kræver færre ressourcer sammenlignet med produktion af nye fibre fra råolie. O8 er derfor medtaget i analysen som en vigtig faktor for produktets samlede miljøbelastning.

O45 stiller krav til holdbarheden af mikrofiberprodukterne, som skal kunne tåle henholdsvis 300 og 100 vaske for produkter til professionelle og private brugere. En længere levetid betyder færre udskiftninger, hvilket reducerer den miljømæssige påvirkning pr. vask. Dette er afgørende for produktets livscyklus og har derfor stor betydning for analysen.

O46 fokuserer på mikrofiberprodukternes rengøringseffektivitet, idet det kræves, at produkterne bevarer en høj rengøringseffekt og kan fjerne mindst 85 % af støv og smuds uden brug af rengøringsmidler. Dette krav er relevant for hele livscyklussen, da det minimerer brugen af kemikalier i brugsfasen og dermed reducerer miljøpåvirkningen. Kravet indgår derfor i analysen.

O49 omhandler produkternes absorptionsevne, som er afgørende for deres effektivitet ved rengøring. Testresultater skal dokumentere en høj kapacitet til at absorbere væsker, og er kun relevant i forhold til mopper.

¹⁷³ I denne analyse vurderes kravet kun i forhold til genfremstillede polyesterfibre, da det er mest repræsentativt i forhold til markedet.

Kortlægningen af uønsket kemi tager udgangspunkt i nogle af de kriterier der sætter krav til kemiske produkter og indgående stoffer, der benyttes i produktionen af tekstiler. Årsagen til, at disse kriterier inkluderes i analysen, skyldes deres direkte indflydelse på kemiforbruget i produktionen, samt at kravene kunne kvantificeres på baggrund af metoden beskrevet i afsnit 6.1.5.

6.2.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

6.2.4.1 Funktionel enhed og reference flow

Mikrofiberprodukter er typisk opdelt mellem mikrofiberklude og mikrofibermopper, eftersom disse to undergrupper benyttes til forskellige rengøringsformål, samt har forskellig fibersammensætning¹⁷⁴ og øvrige specifikationer, formuleres der to funktionelle enheder og dermed opdeles analysen i to dele.

Den funktionelle enhed for mikrofiberklude er baseret på det årlige indkøb i det offentlige segment hvilket skønnes at være 1 til 1,2 millioner mikrofiberklude¹⁷⁵, det antages desuden at en mikrofiberklud vejer 30 gram¹⁷⁴.

Levering af 1.100.000 stk. rene mikrofiberklude klar til brug i det danske offentlige segment, hvilket svarer til det årlige forbrug af mikrofiberklude i det offentlige.

Den funktionelle enhed for mikrofibermopper, er ligeledes baseret på det årlige forbrug af mikrofibermopper, hvilket skønnes at være 300.000 til 350.000 stk. årligt i det danske offentlige segment¹⁷⁵. Derudover medtages bæreevnen for en mikrofibermoppe (dvs. arealet som kan rengøres pr. moppe inden vask), hvilket varierer mellem ca. 15 m² til 25 m², afhængigt af kvaliteten af moppen¹⁷⁵. Desuden antages det at hver mikrofibermoppe vejer 100 gram¹⁷⁴. Ud fra det årlige forbrug og bæreevnen er den funktionelle enhed beregnet til at være følgende:

Rengøring af 6.500.000 m² (6.5 km²) gulv med mikrofibermopper (tekstil) i det offentlige segment, hvilket svarer til det årlige forbrug af mikrofibermopper i det offentlige.

Et samlet overblik over referenceflows relateret til den funktionelle enhed, for svanemærket og ikke-svanemærket mikrofiberprodukter, samt i en gennemsnitlig, best- og worst-case situation, er givet i Tabel 49. De angivne referenceflows er afhængig af levetiden for begge undergrupper, og for mopper også bæreevnen, mere detaljeret forklaring er angivet i afsnit 6.2.4.3.

¹⁷⁴ Baseret på gennemgang af Abena udvalg af mikrofiberprodukter (<https://online.abena.dk/Catalog>)

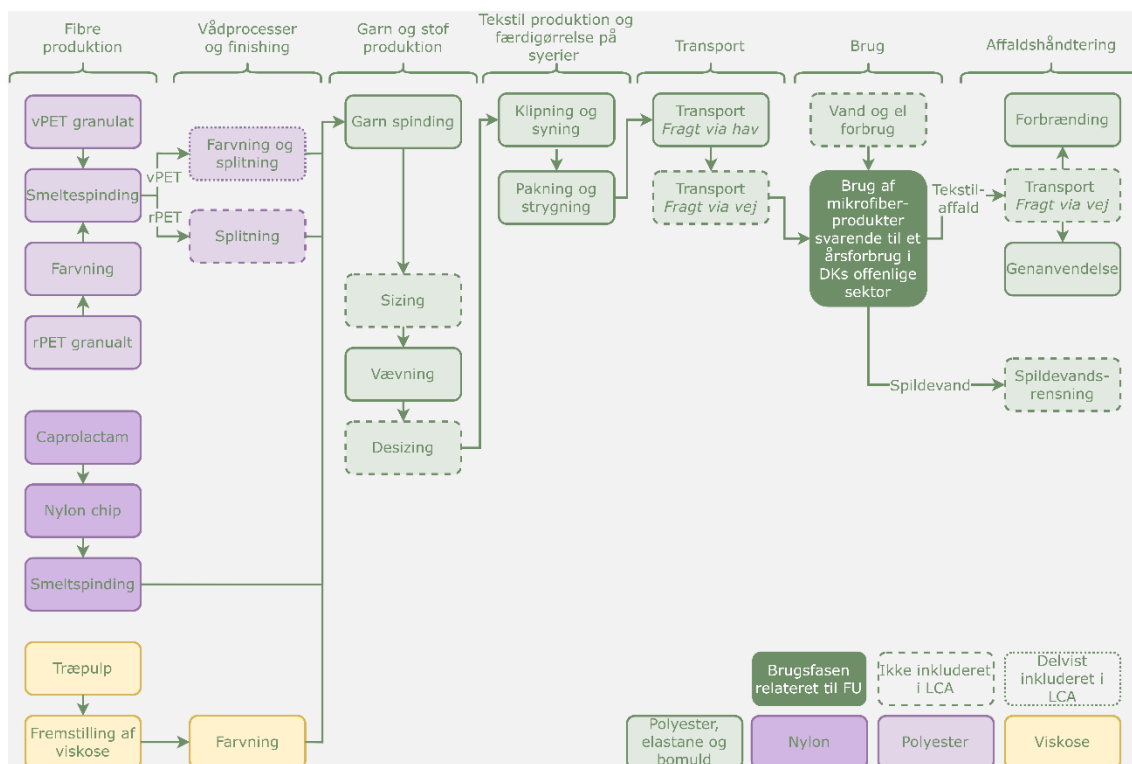
¹⁷⁵ Baseret på personlig kontakt med Rune Sejten, direktør af Nordisk Microfiber (NMF)

Tabel 49 Oversigt over referenceflows for mikrofiberprodukter, relateret til de funktionelle enheder angivet ovenfor. Værdierne er opgivet således: *Gennemsnitsværdi (best case værdi - worst case værdi)*, hvis samme værdi er benyttet som gennemsnitsværdi, best og worst case, er der kun angivet ét tal.

Materialeinput, relateret til den funktionelle enhed	Enhed	Svanemærket produkt	Ikke-svanemærket produkt
<i>Fibersammensætning – Mikrofiberklude</i>			
Polyester	kg	51 (35 - 81)	63 (36 - 84)
Nylon	kg	18 (12 - 29)	16 (9 - 21)
Viskose	kg	0	4 (2 - 6)
Andel genanvendt polyester	%	54%	0%
<i>Fibersammensætning – Mikrofibermopper</i>			
Polyester	kg	44 (34 - 79)	59 (47 - 110)
Nylon	kg	3 (3 - 6)	11 (9 - 20)
Viskose	kg	1 (1 - 2)	8 (6 - 14)
Andel genanvendt polyester	%	36%	1%

6.2.4.2 Systemopbygning og scenarier

Både mikrofiberklude og -mopper består af tekstilfiber, der sammensættes under produktionen, derfor er systemet for begge disse undergrupper ens, trods forskellige funktionelle enheder og referenceflows. I Figur 55 er modellen illustreret, hvor både de inkluderet og ikke-inkluderet processer kan ses. Mikrofiber består typisk af polyester og nylon, desuden blev det også fundet at en relevant andel viskose i mikrofiberprodukterne, dog primært i mopperne¹⁷⁴. En række processer er ikke medtaget i analysen, herunder splitningsprocessen, samt sizing og desizing i forbindelse med vævningsprocessen, hvilket skyldes manglende data om disse processer. Transport over vej er ej heller medtaget, grundet stor usikkerhed og generelt forventes denne processen at have lav indflydelse på resultaterne. Processer omhandlende brugsfasen er desuden ikke medtaget, da det forventes at være det samme for svanemærket og ikke-svanemærket.



Figur 55 Illustration af hvilke processer der er inkluderet og ikke-inkluderet i modelleringen af basisscenariet både for mikrofiberklude og mikrofibermopper, der ellers har to forskellige funktionelle enheder. Ved processen "Farvning og splitning", som er den eneste proces der kun er delvist er medtaget i analysen, er splitningsprocessen ikke medtaget, mens farvningsprocessen er medtaget.

6.2.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Analysen af cirkulær økonomi og klimapåvirkning fokuserer primært på produktionen af mikrofiberprodukterne, samt afskaffelsen af de udtjente produkter jf. flowdiagrammet i Figur 55. Levetiden har desuden en stor indflydelse, eftersom denne afgør hvor mange nye produkter der skal produceres til at opfylde den funktionelle enhed. For mikrofiberklude blev det nødvendige antal for opfyldelse af FU'en fundet som ratioen mellem produktets levetid og de 1.100.000 stk. rene klude som behøves årligt i det offentlige. For mikrofibermopper blev bæreevne inkluderet for at omregne m² gulv der skulle rengøres i forhold til antallet af mopper der var behov for.

Datagrundlaget for produktionen af mikrofiberprodukterne er i høj grad baseret på data fundet på Abena's hjemmeside¹⁷⁶. Fra denne hjemmeside er der fundet informationer om produkternes fibersammensætning i forhold til andel genanvendt polyester, samt levetid. Produktionen af mikrofiberprodukterne er baseret på personlig kontakt med Rune Sejten, direktør af Nordisk Microfiber (NMF). Til at modellere produktionsprocessen er anvendt processer fra Ecoinvent.

Distributionen af mikrofiberprodukterne via hav er inkluderet i analysen i form af transport med containerskibe. Her bruges samme værdi for best-, worst- og gennemsnitlige case, da det blev fundet et langt størstedelen af produkterne, produceres i Bangladesh, så her antages der 10.000 km transport med containerskib.

¹⁷⁶ Abena er leverandør til det offentlige og med på SKI's indkøbsaftaler

Afskaffelsen af mikrofiberprodukterne er ligeledes inkluderet, her blev det fundet at der allerede i dag er fokus på genanvendelse af produkterne. For svanemærket produkter har Nordisk Microfiber (NMF), etableret et take-back system for alle svanemærket mikrofiberprodukter (både klude og mopper). Dette take-back system blev lanceret i september 2023 herigennem er målt at der samles 5 tons første år og 1000 tons efter 5 år. Produktet af de genanvendte mikrofiberprodukter er en industrirulle, som tiltænkes at substituerer de klassiske papirs industriruller. En anden benyttet genanvendelse vej for de udtjente mikrofiberprodukter er at blive sendt til NewRetex hvor produkterne bl.a. genanvendes til isoleringsmateriale, akustikplader mm., denne genanvendelsesmetode benyttes af ELIS og er ikke forbeholdt svanemærket mikrofiberprodukter.

6.2.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

For uønsket kemi anvendes samme vurderingstilgang for mikrofiberklude som for tekstiler, da produktionsmetoderne overlapper, og kravene til uønsket kemi i de to kriteriedokumenter i høj grad er ens.

Vurderingen for tekstiler er derfor baseret på en kortlægning af kemikalieforbruget i tekstilproduktionsprocesser med udgangspunkt i Roos et al. (2018). Denne tilgang er valgt på grund af dens generiske og omfattende natur, som gør det muligt at identificere, kategorisere og vurdere kemikalier i forhold til deres tilladelse eller afvisning i henhold til Svanemærkets kriterier. Kemikalierne inddeles i kategorier såsom tilladte, afviste, ikke afklarede eller med datagab, og vurderingen bygger på data fra kilder som ECHA, sikkerhedsdatablade og DID-listen. For yderligere information om metoden henvises der til afsnit 6.1.5.

6.2.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i gennemsnitligt forbrug af tekstiler og omfatter både naturlige og syntetiske fibre samt blandingsmaterialer.

Analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i udvalgte krav relateret til produktets levetid, holdbarhed og genanvendelse, herunder krav om minimumslevetid, slidstyrke og indhold af genanvendte materialer. Disse parametre er udvalgt, da der findes et solidt datagrundlag, som muliggør en sammenligning mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstiler. Det skal dog bemærkes, at data i høj grad stammer fra en enkelt producent, som udgør en stor andel af salget af mikrofiberklude og -mopper til det offentlige. Derfor kan resultaterne være påvirkede af denne aktørs produkter.

Analysen af uønsket kemi tager udgangspunkt i udvalgte krav om forbud mod brug af problematiske stoffer i produktionen. Analysen har dog udelukkende undersøgt effekten af disse krav på et mindre udvalg af de mange kemikalier, der indgår i tekstilproduktionen (se detaljeret forklaring i afsnit 6.1.5).

De udførte analyser viser, at krav med størst positiv miljø- og klimaeffekt relaterer sig til produktets levetid, genanvendte materialer og kemikalier. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



Når der udelukkende fokuseres på produktion, brug og affaldshåndtering af mikrofiberklude og -mopper, ses en **gennemsnitlig klimabesparelse**, sammenlignet med ikke-svanemærkede alternativer, på:

- **30 %* for svanemærkede mikrofiberklude**, primært grundet, at de svanemærkede produkter har længere levetid og består af en højere andel recirkuleret polyester.
- **63%* for svanemærkede mikrofiber mopper**, primært grundet en længere levetid og en bedre performance, da hver moppe kan rengøre et større areal.



Der bruges mindre materialer, når produkterne har længere levetid. Derudover har producenterne et øget fokus på at genanvende mikrofiberprodukter i høj kvalitet hvilket betyder at op mod 50% af svanemærkede mikrofiber produkter bliver taget retur og genanvendt, hvorimod de fleste almindelige mikrofiberprodukter bliver brændt.



Svanemærket udelukker **brug af 20 ud af 44 udvalgte kemikalier****, der på nuværende tidspunkt **anvendes i tekstilproduktion**, som er problematiske for både menneskers sundhed (fx kræftfremkaldende) og/eller miljøet (fx svært nedbrydelige).

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

** Kemikalierne er udvalgt på baggrund af en kortlægning af kemiforbrug i udvalgte tekstilproduktionsprocesser, fra det videnskabelige studie af Roos et al. (2018)¹⁷⁷. Bemærk at der bruges samme tilgang som for tekstiler.

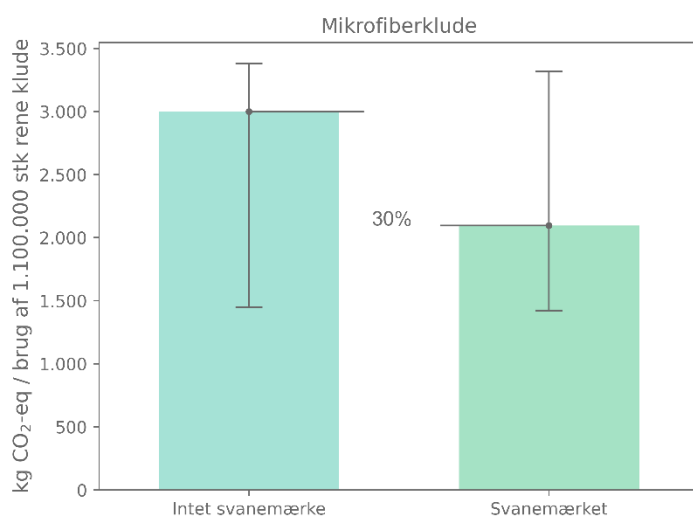
¹⁷⁷ Roos et al. (2018), *An inventory framework for inclusion of textile chemicals in life cycle assessment*, DOI: 10.1007/s11367-018-1537-6

Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket versus ikke-svanemærket rengøringsmiddel.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

6.2.6.1 Klimapåvirkning

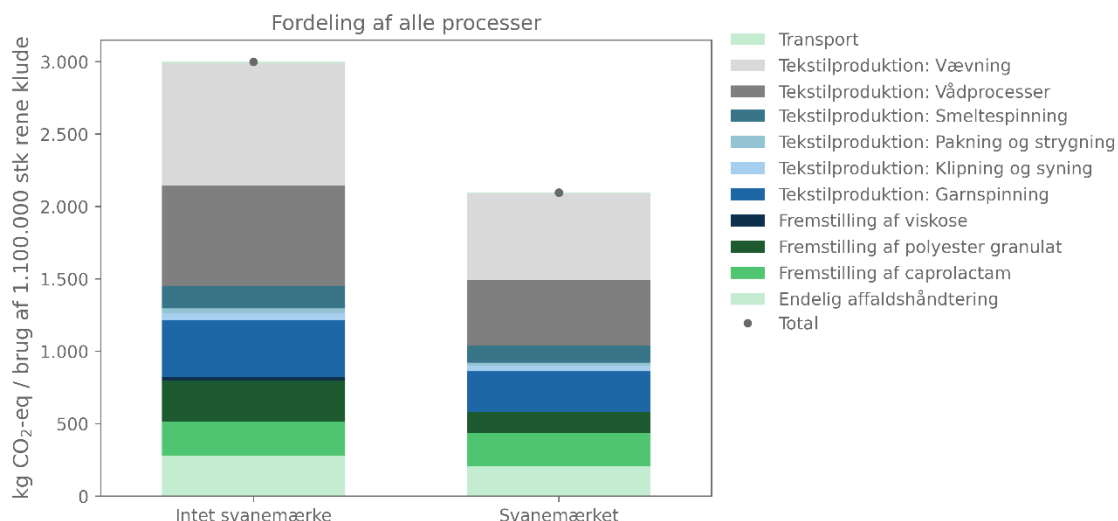
Figur 56 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af brugen af 1.100.000 styk rene klude. For at tage hensyn til forskellen i levetiden, så vises data som klimabelastningen af 1.000.000 stykker rene mikrofiberklude der anvendes en gang. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand, samt energi til opvarmning af vand, og efterfølgende vask af kludene, er ikke medregnet. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 30 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere væsentligt fra gennemsnittet, og her ses der et stort overlap i klimabelastningen mellem svanemærket og ikke-svanemærket mikrofiberklude.



Figur 56: Klimapåvirkning af det årlige forbrug af mikrofiberklude per anvendelse [kg CO₂-eq ved brug af 1.100.000 styk rene klude 1 gang]

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning, samt den store variation, skyldes hovedsageligt forskel i levetiden, mens der også kan ses en mindre forskel på grund af de forskellige andele af genanvendt i polyester.

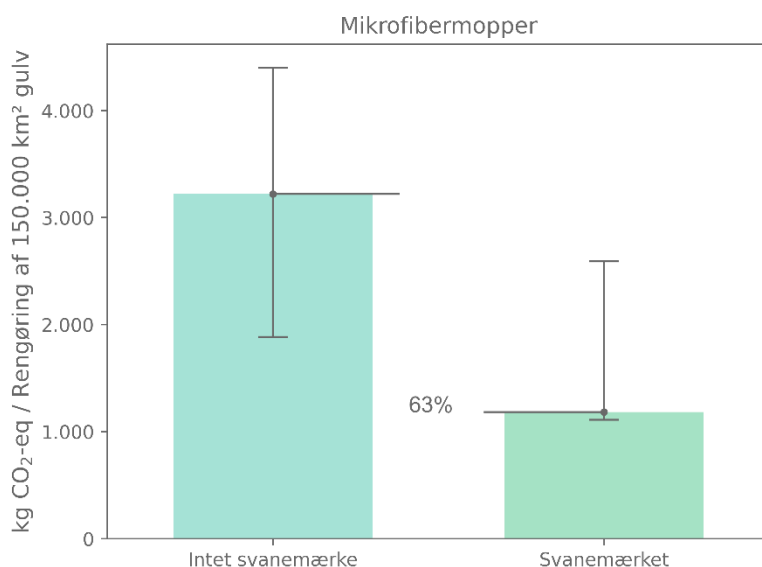
Som det ses på Figur 57, er en stor del af klimabelastningen relateret til produktion af mikrofiberklude samt udvinding af råmaterialer for både konventionelle og miljømærkede produkter. Der hvor forskellen opstår er, at klimapåvirkningen af fordelt over en længere levetid. Derfor er påvirkninger fra alle faser ca. 30% mindre, da der i sidste ende bruges ca. 30% færre materialer.



Figur 57: Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq ved brug af 1.100.000 styk rene klude 1 gang], når vask af klude ikke inkluderes i beregningerne.

6.2.6.2 Klimapåvirkning mopper

Figur 58 viser klimapåvirkningen relateret til produktion og affaldshåndtering af brugen af mikrofibermopper til rengøring af 150.000 km² gulv. Selve brugsfasen, hvor der bruges vand, samt energi til opvarmning af vand, og efterfølgende vask af mopperne, er ikke medregnet. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 63 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte produkter variere væsentligt fra gennemsnittet, og her ses der et stort overlap i klimabelastningen mellem svanemærket og ikke-svanemærket mikrofiberklude.

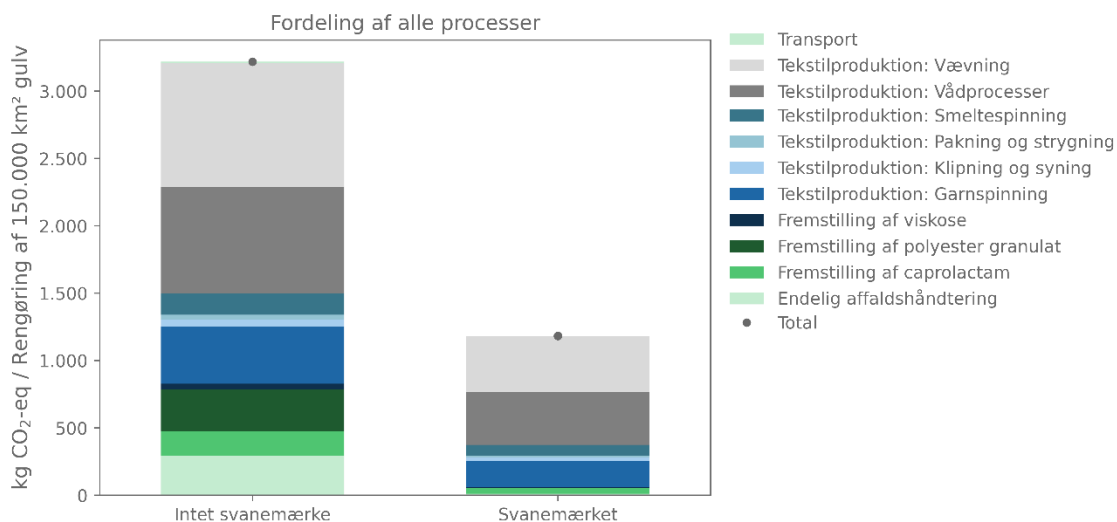


Figur 58: Klimapåvirkning af det årlige forbrug af mikrofibermopper i det offentlige (150.000 km² gulv)

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning, samt den store variation, skyldes hovedsageligt forskel i levetiden og bæreevnen, da der skal bruges væsentlig færre mopper i høj

kvalitet til at vaske de 150.000 km² gulv. Derudover ses der også en mindre forskel på grund af de forskellige andele af genanvendt i polyester.

Som det ses på Figur 59, er en stor del af klimabelastningen relateret til produktion af mikrofibermopper samt udvinding af råmaterialer for både konventionelle og miljømærkede produkter. Der hvor forskellen opstår er, at klimapåvirkningen af fordelt over en længere levetid og færre mopper. Derfor er påvirkninger fra alle faser ca. 61% mindre, da der i sidste ende bruges ca. 61% færre materialer, og skyldes dels kravene for levetid til Svanemærkede tekstiler, men også at den største leverandør til det offentlige har valgt at få deres bedste mopper Svanemærket.



Figur 59: Fordeling af den totale klimapåvirkning for mopper

6.2.6.3 Cirkulær økonomi og genanvendelse

For svanemærkede mikrofiberprodukter har Nordisk Microfiber (NMF) etableret et innovativt take-back-system, der understøtter principperne for cirkulær økonomi. Systemet, som blev lanceret i september 2023, sikrer indsamling og genanvendelse af udtjente mikrofiberklude og -mopper, hvilket reducerer affaldsmængder og sparer ressourcer. Målet er at indsamle 5 tons det første år og opnå hele 1.000 tons efter fem år.

En væsentlig fordel ved høj kvalitetsprodukter, som dem NMF producerer, er, at de er lettere at genanvende. Dette skyldes deres ensartede materialer og robusthed, som gør det muligt at indgå i nye produktionskredsløb uden at gå på kompromis med kvaliteten. De indsamlede mikrofiberprodukter bliver eksempelvis omdannet til industriruller, der kan erstatte traditionelle papirsuller i industrien. Denne løsning reducerer behovet for jomfruelige materialer og bidrager til en mere bæredygtig ressourceanvendelse.

Derudover bliver visse udtjente mikrofiberprodukter sendt til genanvendelsesvirksomheden NewRetex, hvor de forarbejdes til byggematerialer som isolering og akustikplader. Denne genanvendelsesmetode benyttes blandt andet af ELIS og viser, hvordan høj kvalitets mikrofiberprodukter kan integreres i cirkulære materialestrømme, uanset certificering.

Det antages dog at Miljømærkede mikrofiber produkter genanvendes i langt højere grad, hvor op i mod 50% genanvendes, mens det antages at ikke miljømærkede produkter oftest brændes.

De største potentialer inden for cirkulær økonomi ligger dog i at undgå produktion af nye mikrofiberklude og -mopper. Dette kan opnås ved at sikre længere levetid og forbedret performance for produkterne. Jo større område kludene og mopperne kan rengøre, desto bedre, da der anvendes færre materialer pr. rengjort areal. Ved at fokusere på produktkvalitet, holdbarhed og effektivitet kan behovet for nye produkter reduceres markant, hvilket er en af de mest effektive måder at minimere ressourceforbrug og miljøpåvirkning på.

6.2.6.4 Uønsket kemi

Svanemærket har skrappe krav, der udelukker problematiske kemikalier i tekstiler og deres produktion. Med afsæt i fem krav er 56 kemikalier fra Roos et al. (2018) vurderet, og 78 % af dem kunne analyseres med metoden beskrevet i afsnit 8.1.5. Kortlægningen viser, at svanemærkede tekstiler undgår mange farlige kemikalier, især i produktionsprocesser som fiberspinding og farvning. Fiberspinding har den højeste andel af uønskede kemikalier (83 %), mens farvning har den laveste (33 %).

Svanemærkets krav O18, O19 og O20 spiller en central rolle. O18 og O19 udelukker stoffer, der fx er kræftfremkaldende, hormonforstyrrende eller kan skade forplantningsevnen, baseret på faresætninger som H360 og H350. O35 udelukker bl.a. persistente, bioakkumulerende og toksiske stoffer samt PFAS. Derudover adresserer O38 og O40 henholdsvis aerobt persistente stoffer og klorholdige blegemidler.

Resultatet viser, at svanemærket effektivt reducerer brugen af farlige kemikalier i hele produktionskæden, til gavn for både miljø og sundhed. Modsat Oeko-Tex Standard 100, der kun stiller krav til færdige produkter, sikrer svanemærket en mere omfattende beskyttelse. Hvis flere offentlige tekstiler blev svanemærkede, ville brugen af problematiske kemikalier reduceres markant. For yderligere information henvises til afsnit 6.1.6.3.

7 Services

7.1 Fælles metode

I dette afsnit gennemgås de metoder, der er ens for analysen af services.

7.1.1 Metode til vurdering af uønsket kemi

Rationalet bag vurderingen af dimensionen omkring uønsket kemi er ens for begge de analyserede servicegrupper; rengøringstjenester og tekstilservice. I begge serviceerhverv bruges der markante mængder kemi, hhv. rengøringsmidler og vaskemidler, hvis indhold svanemærket sætter krav til, både ved at kræve en vis andel miljømærket kemi, samt ved at kontrollere indholdet af problematiske stoffer, i den mængde kemi der ikke er svanemærket. Formålet med vurderingen er at undersøge, i hvor høj grad svanemærkets krav til kemi i de to serviceerhverv er med til at forhindre brug af uønsket kemi, som ellers anvendes på markedet.

Dette gøres på baggrund af en kortlægning af ikke-svanemærket kemi tilgængeligt på markedet. Da det ikke har været muligt at inkludere al ikke-svanemærket kemi på det danske marked, blev produkterne fundet via følgende online produktdata-baser:

1. Rengøringsmidler: ABENA¹⁷⁸ og Stadsing¹⁷⁹
2. Vaskemidler: ABENA¹⁷⁸, Stadsing¹⁷⁹ og Christeyns¹⁸⁰

Disse databaser blev valgt af flere årsager: 1) at de leverer eller har leveret til det offentlige, 2) at det vides fra certificeringsprocessen, at produkter fra disse leverandører i høj grad bruges i hhv. rengøringstjenester og tekstilservice, 3) at de primært producerer produkter til professionelt brug og 4) at de har online produktdata-baser med offentligt tilgængelige sikkerhedsdatablade for deres produkter.

Det sidste punkt er særligt vigtigt, da selve kortlægningen tager udgangspunkt i information fra sikkerhedsdatabladene. Alle sikkerhedsdatablade blev i kortlægningen screenet for:

3. Fareklassificering¹⁸¹ af selve produktet
4. Fareklassificering¹⁸¹ af indholdsstofferne i produktet
5. CAS-numre på de angivne indholdsstoffer i produktet

Disse informationer kan holdes op imod svanemærkets krav til kemi i hhv. rengøringstjenester og tekstilservice, og på den baggrund kan det kortlægges, hvor mange af de ikke-svanemærkede produkter, der effektivt set bliver udelukket i svanemærkede services, samt hvilke problemstillinger udelukkelsen af disse produkter forhindrer.

Det er vigtigt at pointere, at sikkerhedsdatablade ikke indeholder den fulde ingrediensliste for et givent produkt, særligt hvis indholdsstofferne kun optræder i lave koncentrationer.

¹⁷⁸ ABENAs online produktdatabase: <https://online.abena.dk/Catalog/>

¹⁷⁹ Stadsings online produktdatabase: <https://stadsing.dk/>

¹⁸⁰ Christeyns online produktdatabase: <https://unxchristeyns.com/products/full-catalog/>

¹⁸¹ Følgende EU's CLP klassificeringskategorier.



Samtidig angives den specifikke koncentration af et indholdsstof ikke i sikkerhedsdatabladet. Derfor er denne kortlægning en konservativ udlægning af, hvor effektivt svanemærket forhindrer brug af uønsket kemi, da den kun identificerer de produkter der på baggrund af sikkerhedsdatabladet ikke kan godkendes til brug. I en reel certificeringsproces, vil hele ingredienslisten, samt koncentrationerne af alle ingredienser (for svanemærkede produkter), eller en mere detaljeret ingrediensliste inklusive oplysninger om ingredienser der kun indgår i lave koncentrationer (for svanemærkede service), skulle oplyses og først på den baggrund, kan et produkt blive vurderet enten egnet eller ikke-egnet til brug i en svanemærket service. Det vil sige, at selvom et produkt ikke udelukkes til brug i svanemærkede service på baggrund af denne kortlægning, vil det godt kunne udelukkes i en reel certificeringssituation.

7.2 Rengøringstjenester (076)

Dette kapitel omhandler produktgruppen *rengøringstjenester*, og tager udgangspunkt i generation 3 af kriterierne for svanemærkede rengøringstjenester. Kriterierne dækker over både almindelig rengøring og vinduespudsning, men da vinduespudsning kun udgør en mindre del af det danske marked for rengøringstjenester, er der i dette studie udelukkende fokus på almindelige rengøringstjenester. Almindelige rengøringstjenester, defineres i dette studie med udgangspunkt i kriteriedokumentet og omfatter faste opgaver der er nødvendige, for at holde et indendørsareal rent. Dette inkluderer opgaver som inspektion, indsamling af affald, generel rengøring, gulvpleje, samt rengøring af indendørs glaspartier, på arealer som arbejdspladser, toiletter, skoler, og lignede. Almindelige rengøringstjenester omfatter ikke specialrengøring, som fx desinfektion, pletfjernelse fra tæpper og rengøring af ventilationsskakter.

I dette kapitel præsenteres baggrunden for og relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for rengøringstjenester med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne for klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi.

7.2.1 Baggrund

Rengøring er en essentiel del af den daglige drift af arbejdspladser, institutioner, offentlige steder, mm. og indkøb af rengøringstjenester repræsenterer derfor en vigtig post for de fleste større organisationer. Dette gælder særligt i det offentlige, dvs. staten, kommunerne og regionerne, der er ansvarlig for driften af mange forskellige slags institutioner og arbejdspladser, såsom styrelser/ministerier, skoler, hospitaler, sportshaller, osv.

Forbruget af rengøringstjenester er stigende i Danmark og repræsenterer en voksende industri med mange medarbejdere. Ifølge den Europæiske rengørings- og facility service industri (EFCI) havde Danmark en omsætning af rengøringstjenester på 19 mia. DKK i 2018, med en stigning på 3,2% fra 2017 til 2018¹⁸². Denne omsætning var fordelt på 5.700 virksomheder og den danske industri omfatter ca. 49.000 medarbejdere¹⁸², heraf 62% fuldtidsansatte¹⁸³.

Det anslås, at 33% af den gennemsnitlige europæiske omsætning på rengøringstjenester udgør offentligt forbrug¹⁸⁴. Hvis dette antages også at gælde for Danmark, så lå det offentlige forbrug på 6,3 mia. DKK i 2019, hvilket svarer til omkring 3,5% af det samlede offentlige forbrug, og 13% af det offentlige forbrug af *øvrige serviceydelser*, opgjort i strategien for grønne indkøb¹⁸⁵.

Tallene relateret til omsætning er taget fra de nyeste opgørelser over rengøringstjenester. De repræsenterer dog stadig perioden inden Covid-19, og det kan derfor med rimelighed

¹⁸² EFCI (2021), *The Cleaning Industry in Europe – EFCI's Report 2021 – Covid-19 Impact Analysis*, European Cleaning and Facility Services Industry (EFCI)

¹⁸³ EFCI (2020), *The Cleaning Industry in Europe – EFCI's Report 2020*, European Cleaning and Facility Services Industry (EFCI)

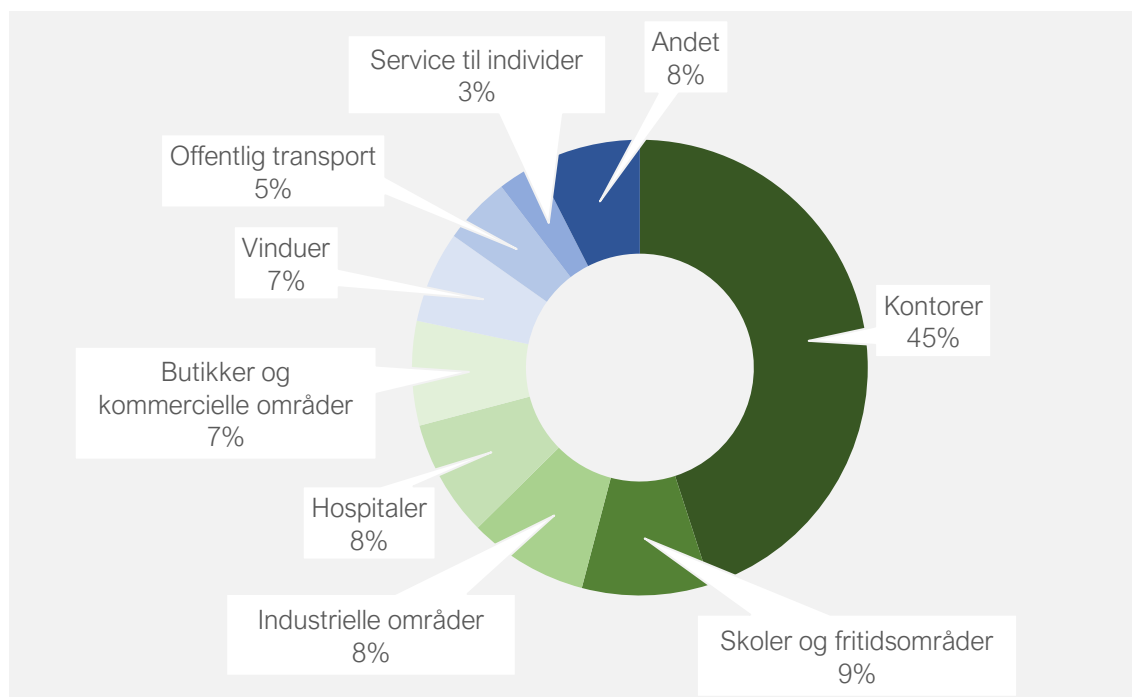
¹⁸⁴ Neto et al. (2016), *Development of the EU Ecolabel Criteria and Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Cleaning Services*, JRC Science for Policy Report, DOI: 10.2791/531356

¹⁸⁵ Regeringen (2020), *Grønne indkøb for en grøn fremtid – strategi for grønne offentlige indkøb*, Finansministeriet

antages, at forbruget af rengøringstjenester er steget siden. For selvom forbruget i Danmark må forventes at have toppet i 2020 og 2021, mens Covid-19 var på sit højeste, antages det, at pandemien efterfølgende har resulteret i et generelt øget fokus på hygiejne og dermed generelt større forbrug af rengøringstjenester.

Rengøringstjenester omfatter mange forskellige ydelser, og rengøring af forskellige slags områder. Disse var i Europa i 2016 fordelt på områdetyperne illustreret i Figur 60¹⁸⁶, hvor rengøring af kontorer udgør den klart største andel. Der er dog set en nedgang i andelen af kontor rengøring med 14 % siden 1995, hvorimod andelen af rengøring af skoler & fritidsområder, vinduer, offentlig transport og rengøring for individer er steget¹⁸⁶. Af disse, er særligt rengøring af kontorer, skoler & fritidsområder, hospitaler og offentlig transport, som samlet udgør ca. 67%, særligt relevant for det offentlige forbrug.

Kriterierne for svanemærkede rengøringstjenester omfatter både almindelige rengøringsydelser samt vinduespolering. Fra Figur 60 ses det dog, at vinduespolering kun repræsenterer 7% af rengøringstjenesterne, og analysen fokuserer derfor udelukkende på almindelige rengøringsydelser.



Figur 60 Sammensætning af rengøringstjenester pr. områdetype i Europa i 2016 (EFCEI, 2016)

Hvis man i stedet for områdetyper ser på typen af rengøringsmiddel der bruges i professionel rengøring, så er almindelige rengøringsmidler og desinfektionsmidler de mest benyttede og udgør 78% af rengøringsprodukterne¹⁸⁷.

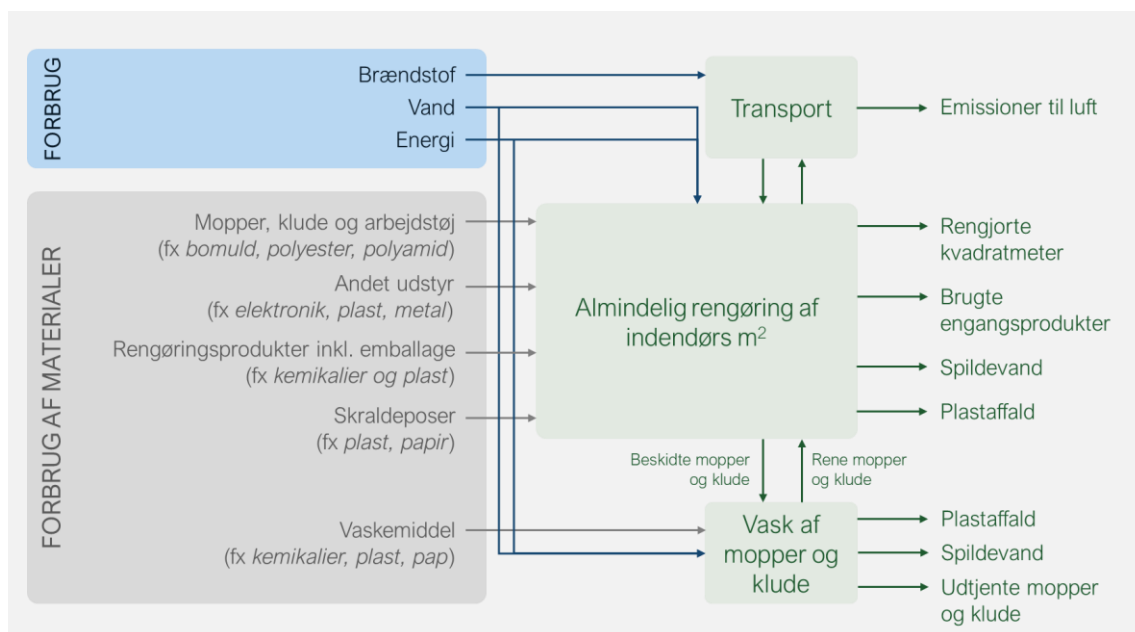
¹⁸⁶ EFCEI (2016), *The European Cleaning Industry 1995-2016 – Trend Report*, European Cleaning and Facility Services Industry (EFCEI)

¹⁸⁷ Neto et al. (2016), *Development of the EU Ecolabel Criteria and Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Cleaning Services*, JRC Science for Policy Report, DOI: 10.2791/531356

7.2.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

Livscyklusen for rengøringstjenester består af flere aktiviteter med forskelligt materiale og/eller energiforbrug, som illustreret på Figur 61. De primære aktiviteter er:

- 1) *Den egentlige rengøringsaktivitet*
Forbrug: Udstyr, rengøringsmidler inkl. emballage, poser, vand og energi
Output: Spildevand samt plast- og emballageaffald
- 2) *Transport (blandt andet mellem de forskellige lokationer)*
Forbrug: Brændstof, køretøjer
Output: Luftemissioner
- 3) *Vask af mopper og klude*
Forbrug: Energi, vand, vaskemiddel inkl. emballage, vaskemaskiner
Output: Plastaffald, spildevand samt udtjente mopper og klude



Figur 61 Oversigt over processer og forbrug relateret til rengøringstjenester

Et EU-studie fra 2016 evaluerede eksisterende LCA-studier relateret til rengøringstjenester og vurderede på den baggrund, hvilke hotspots og modelparametre, som er de væsentligste for miljøpåvirkningen¹⁸⁸. Disse er præsenteret i Tabel 50.

Kun meget få af studierne som konklusionerne fra tabellen bygger på, inkluderede analyser af egentlige rengøringserviceaktiviteter. De fleste relaterede sig udelukkende til udvalgte dele af den samlede rengøringstjeneste, fx brug af rengøringsmidler eller brug af elektriske rengøringsmaskiner. På den baggrund er det derfor ikke muligt at vurdere, hvilken indflydelse processer som fx transport mellem lokationer og vask af mopper og klude har på miljøpåvirkningen.

¹⁸⁸ Neto et al. (2016), *Development of the EU Ecolabel Criteria and Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Cleaning Services*, JRC Science for Policy Report, DOI: 10.2791/531356

Tabel 50 Oversigt over miljørelevante hotspots og vigtige parametre, baseret hovedsageligt på konklusioner fra Neto et al. (2016)¹⁸⁹.

Miljørelevant hotspot	Vigtige parametre
1. Rengøringsprodukter og rengøringsredskaber	a) Type og recept af rengøringsprodukter b) Materialeforbrug c) Produktion og affaldshåndtering af engangsprodukter
2. Rengøringsaktivitet og brug af elektriske maskiner	a) Vandforbrug (mængder og temperatur) b) Brug af elektriske maskiner
3. Håndtering af spild- og affaldsprodukter	c) Spildevandshåndtering, relateret til brug af rengøringsmidler d) Affaldshåndtering

Det har kun været muligt at finde et enkelt LCA-studie på rengøringstjenester udgivet efter 2016, hvor konklusionerne i Tabel 50 er fra. Studiet omhandler rengøring af forskellige lokaler i et sportscenter og LCA-vurderingen sammenligner en traditionel rengøringstjeneste og en "grøn" rengøringstjeneste, som overholder krav om miljøvenlig offentligt indkøb i Italien¹⁹⁰. Hovedpointerne i disse krav er: 1) Skureklude skal vaskes ved 40 grader, i stedet for 60 grader, 2) Lav dosering af rengøringsprodukter (0,8-10% sammenlignet med 2-100%), 3) Brug af miljømærkede tekstiler til rengøring af overflader og 4) Brug af mere holdbare tekstiler til rengøring af sanitet, vandhaner og møbler (tekstiler kan vaskes op til 500 gange, mod engangsprodukter der bruges i traditionel rengøring).

Studiet viste, at den "grønne" rengøringstjeneste fjernede bakterier på samme niveau eller bedre end den traditionelle rengøringstjeneste, og at den medfører en lille besparelse i klimabelastningen¹⁹⁰. Generelt set, for de to rengøringssystemer, kom hovedparten af klimabelastningen fra tekstiludstyret (når der bruges engangsprodukter), rengøringsmidler, energiforbrug og vaskemidler. Den største besparelse i klimabelastningen var relateret til reduktion af tekstilforbruget, ved at skifte fra engangstekstiler til genbrugelige tekstiler. Derudover, bidrog vask af tekstiler ved 40 grader i stedet for 60 grader også til en væsentlig reduktion.

Det skal dog nævnes, at studiet ikke angiver de konkrete processer og baggrundsdata, som LCA-vurderingen er baseret på, og det er derfor svært at vurdere pålideligheden af resultaterne, omfanget af systemgrænserne (fx hvorvidt transport er inkluderet) og dermed hvor repræsentative resultaterne er i en dansk sammenhæng.

¹⁸⁹ Neto et al. (2016), *Development of the EU Ecolabel Criteria and Revision of the EU Green Public Procurement Criteria for Cleaning Services*, JRC Science for Policy Report, DOI: 10.2791/531356

¹⁹⁰ Fontana et al. (2023), *Analysis of Civil Environments Cleaning Services – Microbiological and LCA Analysis after Traditional and Sustainable Procedures*, Sustainability, DOI: <https://doi.org/10.3390/su15010696>

7.2.3 Udvælgelse af krav

Kriterierne til svanemærket rengøringstjenester indeholder 22 obligatoriske krav samt 6 pointkrav, hvor en vis andel skal overholdes. Kravene kan groft set deles op i følgende hovedkategorier (*antal obligatoriske krav, antal pointkrav*):

- Generelle krav og dokumentationskrav (3,0)
- Kemikaliespecifikke krav, inkl. krav til brug af miljømærkede produkter (9,3)
- Krav til intern transport (2,2)
- Krav til brug af poser (0,1)
- Kvalitetskrav (4,0)
- Krav til etiske forhold og arbejdsmiljø (4,0)

Af disse vurderes det, at de generelle krav, dokumentationskrav og krav til etiske forhold og arbejdsmiljø, ikke er relevante i en miljøvurderingssammenhæng. I de følgende afsnit gennemgås det, hvilke af de resterende krav der er medtaget i vurderingen af hhv. cirkulær økonomi & klimapåvirkningen, samt af uønsket kemi.

7.2.3.1 Cirkulær økonomi og klimapåvirkning

En oversigt over hvilke kriterier der er medtaget i vurderingen af klimapåvirkningen, er givet i Tabel 51, og en detaljeret begrundelse for udvælgelsen er givet i de følgende afsnit.

Tabel 51 Oversigt over krav der er medtaget i vurderingen af klimapåvirkningen af rengøringstjenester, samt hvilken livscyklusfase de relaterer sig til. Krav i parentes er medtaget i et sensitivitetsscenario.

Krav medtaget i LCA-vurderingen	Udvinding og produktion	Brug	Transport
O4 Korrekt dosering		x	
O5+P1 Forbrug af kemikalier	x		
O6+P2 Andel af miljømærkede kemikalier	x		
P5 Krav til poseforbrug	x		
O19 Træning af personale		x	(x)

Som en del af de generelle krav, er krav O4 relateret til korrekt dosering, som indebærer, at al personel skal have adgang til doseringsudstyr der muliggør nem korrekt dosering. Dette krav, samt krav O19 om træning af personel, blandt andet i korrekt dosering, kan dermed have indflydelse på det samlede mængde kemi der bruges, som igen påvirker krav O5, beskrevet nedenfor.

I krav O5 er der givet en grænseværdi for totalt forbrug af kemi pr. kvadratmeter, som yderligere er skærpet i pointkravet P1. Denne grænseværdi er relateret til rengøringsmidler såvel som vaskemidler, og gælder det samlede volumen af alt indkøbt kemi. Erfaring fra certificeringsprocessen er, at de fleste virksomheder overholder nogle af de skærpede grænseværdier i pointkrav P1, da det generelt er svært at få nok point samlet, hvis ikke

serviceydelsen får point i krav P1. Derudover har erfaring med en licenshaver vist, at certificering med svanemærket har ført til et reduceret kemiforbrug¹⁹¹. Der kan derfor forventes en forskel i kemiforbrug i svanemærkede og ikke svanemærkede rengøringstjenester. Samtidig er kemiforbruget noget af det der udgør et hotspot i en LCA-sammenhæng (se Tabel 50) og dette krav medtages derfor i analysen.

I krav O6 er det angivet, at minimum 80% af rengøringsprodukterne skal være miljømærkede. Dette gælder både for rengøringsmidler og vaskemidler, dog med undtagelse af specialprodukter til gulvrengøring. Da miljøpåvirkningen fra rengøringsmidlerne er væsentlig for den samlede klimapåvirkning (se afsnit 7.2.2) og analysen af svanemærkede vaskemidler (se afsnit 5.2.6) viste en forskel, sammenlignet med ikke-svanemærkede produkter, er disse krav medtaget i analysen.

Krav P5 er relateret til reduktion i forbrug af poser. Da dette er et pointkrav, behøver en svanemærket rengøringstjeneste ikke at leve op til de maksimale grænseværdier der er angivet i kravet, men erfaring fra certificeringsprocessen viser, at det er svært at få nok point, hvis ikke rengøringstjenesten får point i dette krav. Derudover viser erfaringer fra en licenshaver, at certificering med svanemærket har ført til et reduceret poseforbrug¹⁹². Derfor er dette krav ligeledes medtaget i analysen.

Flere krav er relateret til transport. Kravene dikterer, at nyindkøbte eller leasede biler til intern kørsel skal overholde den seneste Euroklasse, samt at brændstofforbruget skal overholde en given grænseværdi, som er yderligere skærpet i to pointkrav. Her er erfaringen ligeledes fra certificeringsprocessen, at de fleste svanemærkede ydelser, overholder nogen af de skærpede grænseværdier i pointkravene relateret til brændstofforbrug, da det er meget svært at få nok point samlet, hvis der ikke indhentes point i disse krav. På baggrund af eksisterende LCA-studier, vurderes transportprocessen ikke umiddelbart til at have en afgørende indflydelse på den samlede miljøpåvirkning fra rengørings-serviceaktiviteter (se Tabel 50). Det er dog uvist om, eller i hvor høj grad, transport har været medregnet i disse studier. Da alle nye biler som udgangspunkt forventes at overholde den nyeste Euro-klasse, forventes der ikke nogen markant forskel fra dette krav, og det medtages derfor ikke i analysen. Til gengæld kan kravene relateret til brændstofforbruget resultere i et reduceret brændstofforbrug, men grundet begrænset adgang til data relateret til transport i ikke-svanemærkede rengøringstjenester, er der ikke medregnet i forskel i brændstofforbruget i basisscenariet.

Udover træning i korrekt dosering kræves der i krav O19 ligeledes, at al personale trænes i miljøvenlig kørsel (ecodrivning). Da det er uvist i hvor høj grad personale i ikke-svanemærkede rengøringstjenester også trænes i ecodrivning, medtages en eventuel effekt fra dette krav ikke i basisscenariet, men den potentielle effekt af kravet medtages i et sensitivitetsscenario, for at undersøge potentialet.

De fire kvalitetskrav relaterer sig til opsætning af systemer og procedurer, der sikrer en høj kvalitet i rengøringsprocessen, som er væsentlige for, at tjenesten kan levere den ønskede

¹⁹¹ Miljømærkning Danmark (2022), *Svanemærket gjorde os klogere på vores forbrug*, CASE – Regionshospitalet Randers

¹⁹² Miljømærkning Danmark (2022), *Svanemærket gjorde os klogere på vores forbrug*, CASE – Regionshospitalet Randers

ydelse. Levering af den ønskede rengøringsydelse er dog en forudsætning for sammenligning af en traditionel og en miljømærket rengøringstjeneste, og disse krav er derfor ikke inkluderet i vurderingen. Det skal dog siges, at sammenligningen af en traditionel og en svanemærket rengøringstjeneste kun er gældende, såfremt den analyserede rengørings-tjeneste leverer den ønskede ydelse.

7.2.3.2 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i metoden beskrevet i afsnit 7.1.1 og følgende krav:

- *O6+P2: Andel af miljømærkede kemikalier*
- *O7: Fareklassifikation af ikke-miljømærket kemi*
- *O8: Forbudte stoffer i ikke-miljømærket kemi*
- *Produktgruppedefinition: Ingen desinficering af tilladt*

Ligesom i analysen for cirkulær økonomi og klimapåvirkning medtages krav *O6* og *P2* i analysen af uønsket kemi. Disse krav relaterer sig til andelen af svanemærket kemi. Kravet inkluderes ved at sammenholde information om ikke-svanemærkede rengøringsmidler med kravene i kriterierne for svanemærkede rengøringsmidler, som sætter krav til fareklassificeringer af hele produktet, indholdsstofferne og forbrudte stoffer (både direkte forbudte stoffer, samt stoffer der er forbudte grundet deres nedbrydningssegenskaber).

I krav *O7* angives det, hvilke fareklassifikationer der udelukker ikke-miljømærkede rengøringsprodukter fra at måtte bruges i en svanemærket rengøringsservice. Da fareklassifikationer for et produkt er angivet i sikkerhedsdatabladet, er dette krav inkluderet i analysen.

I krav *O8* angives hvilke stoffer, der ikke må indgå i ikke-miljømærket kemi brugt i en svanemærket rengøringsservice. Dette krav har også været muligt at inkludere i analysen, ved at sammenligne de indholdsstoffer der er oplyst i sikkerhedsdatabladene med listen af forbudte stoffer.

Krav *O9* og *O10* omhandler krav til overfladestoffer i gulvprodukter, samt parfume og konserveringsmidler i sprayprodukter. Da det ikke har været muligt at identificere typen af stoffer opgivet i sikkerhedsdatabladene, såsom parfume, overfladestoffer, ol., kunne effekten af dette krav ikke kvantificeres ved brug af den valgte metode.

Endeligt udelukker definition af selve produktgruppen brug af desinfektionsmidler, da disse, ifølge svanemærkets kriterier, anses for at udgøre specialrengøring. Rengøringstjenester der benytter desinfektionsmidler kan således ikke svanemærkes. Da mange af de mest populære rengøringsprodukter til professionelle indeholder desinfektionsmiddel, forventes det, særligt efter corona, at desinfektion er en normal praksis i mange ikke-svanemærkede rengøringstjenester. Her forventes svanemærket dermed at bidrage til en forskel i kemiforbruget og dette aspekt medtages ligeledes i vurderingen af uønsket kemi.

7.2.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

For at sammenligne den gennemsnitlige klimapåvirkning fra svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester, er der blevet opstillet en simpel materialestrømsanalyse (MFA) og på den baggrund lavet en simpel vurdering af klimapåvirkningen.

EU har defineret produktkategoriregler (PCR) for kategorien: Professionel rengøringsservice af bygninger (engelsk: *Professional Cleaning Service for Buildings*)¹⁹³, som dikterer rammerne for en LCA af rengøringstjenester, hvis den skal bruges som en miljøvaredeklaration (EPD). Da formålet med dette studie er at sammenligne to systemer, fremfor at lave en udtømmende miljøvaredeklaration, er opbygningen af klimavurderingen stærkt inspireret af rammerne i kategorireglerne, uden dog at følge dem 100%.

En specifik definition af tjenestesystemet og opbygningen af klimavurderingen er givet i de følgende afsnit.

7.2.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Den funktionelle enhed er valgt med inspiration fra de eksisterende produktkategoriregler¹⁹⁴, men skaleret op til mængder der i højere grad svarer til dem brugt i det offentlige, og er givet som følger:

Professionel rengøring af 1000 kvadratmeter gennemsnitlig overflade i 1 år.

Referenceflowet for tjenestesystemet indeholder mange forskellige materialer. En specifik oversigt over typen og mængder af materialerne er givet i Tabel 52, og baggrunden er beskrevet i detaljer i afsnit 7.2.4.3.

Tabel 52 Oversigt over referenceflows for rengøringstjenester, relateret til den funktionelle enhed (FU): *Professionel rengøring af 1000 kvadratmeter gennemsnitlig overflade i 1 år.*

Flowsne er opgivet således: *Gennemsnitsværdi (best case værdi, worst case værdi)*

Referenceflows	Enhed	Svanemærket rengøringstjeneste	Ikke-svanemærket rengøringstjeneste
<i>Rengøringsaktivitet</i>			
Rengøringsmiddel (alle typer)	ml/FU	146 (64,7 - 223)	171 (68,1 - 287)
Plastemballage til rengøringsmidler	g/FU	9,13 (2,93 - 18,9)	10,7 (3,04 - 24,4)
Plastposer	g/FU	83,8 (0,25 - 183)	100 (0,26 - 241)
Klude og mopper	g/FU	30,6 (3,76 - 88,7)	30,6 (3,76 - 88,7)
<i>Vask af mopper og klude</i>			
Vaskepulver	g/FU	23,3 (10,3 - 35,7)	27,2 (10,9 - 45,9)
Plastemballage til vaskepulver	g/FU	0,53 (0,1 - 1,25)	0,62 (0,11 - 1,6)
Papemballage til vaskepulver	g/FU	1,02 (0,13 - 2,37)	1,19 (0,14 - 3,05)

¹⁹³ EPD (2021), *Professional Cleaning Services for Buildings – Product Category Classification: UN CPC 853, Product Category Rules (PCR)*

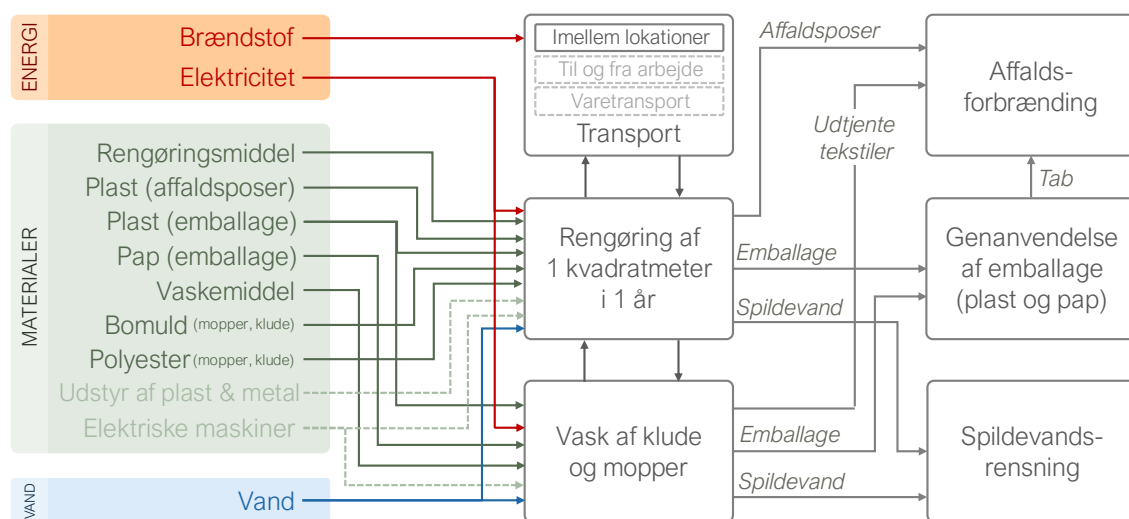
¹⁹⁴ EPD (2021), *Professional Cleaning Services for Buildings – Product Category Classification: UN CPC 853, Product Category Rules (PCR)*

7.2.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Som det allerede er beskrevet, består en rengøringstjeneste af flere forskellige aktiviteter og mange materiale- og ressourceinputs. For at inkludere miljøpåvirkninger fra hele systemet, dikterer produktkategori-reglerne for en professionel rengøringstjeneste, at analysen skal inkludere alle flows relateret til både transport- (imellem lokationer, medarbejdertransport, varetransport), materiale-, elektricitet- og vandforbrug fra den primære rengøringsaktivitet samt alle vedligeholdelsesprocesser, plus al indkøbt materiel (dvs. capital goods)¹⁹⁴.

Da fokus for denne analyse er på sammenligning af to tjenestesystemer, og at udarbejdelsen af en fuld miljøvaredeklaration ligger udover ressourcerne for dette projekt, er udvalgte processer og flows medtaget i modellen. Disse er illustreret i Figur 62. De inkluderede processer og flows er valgt af to grunde: 1) flows hvor det forventes, at der er forskel på en rengøringstjeneste med og uden et svanemærke og 2) flows der forventes at have en markant indflydelse på klimapåvirkningen (se afsnit 7.2.2).

Forbrug relateret til transport, som ikke er en del af forgrundssystemet (såsom varetransport), eller capital goods (såsom rulleborde, elektriske maskiner, baljer), er ofte kun ansvarlig for en lille andel af klimapåvirkningerne fra et produktsystem^{195,196,197}. Samtidig forventes det ikke, at et svanemærke vil føre til en forskel i forbrug af disse. Disse er derfor ikke medtaget i analysen.



Figur 62 Illustration af modelsetuppet for en rengøringstjeneste. Flows og processer markeret med stiplede linjer er ikke inkluderet i modellen.

¹⁹⁵ Brogaard & Christensen (2015), *Assessing the importance of machinery, buildings and infrastructure in LCA of waste management systems*, Book of Abstracts, DTU's Sustain Conference 2015

¹⁹⁶ Tokede & Rouwtté (2023), *Problematic consequences of the inclusion of capital goods inventory data in Environmental Product Declarations*, The International Journal of Life Cycle Assessment, DOI: 10.1007/s11367-023-02231-4

¹⁹⁷ Van Hoof et al. (2017), *Use of product and ingredient tools to assess the environmental profile of automatic dishwashing detergents*, Journal of Cleaner Production, DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.10.114

7.2.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Alle datapunkter, som er brugt til modellering af hhv. en svanemærket og en ikke-svanemærket rengøringstjeneste, er præsenteret i Tabel 53. En mere konkret beskrivelse af, hvordan de enkelte datapunkter er fundet, er givet efter tabellen.

Tabel 53 Oversigt over alle datapunkter brugt til opstilling af klimavurderingen for rengøringstjenester med og uden et svanemærke. Strukturen følger processerne illustreret i Figur 62. Værdien for datapunkterne er opgivet således: *Gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)*. Hvor der kun er angivet én værdi er denne brugt som både gennemsnits-, best-case-, og worst-case værdi.

Datapunkt	Enhed	Rengøringstjeneste	
		Svanemærket	Ikke-svanemærket
Primær rengøringsaktivitet			
Rengøringsmidler	ml/1000 m²	146 (64,7 - 223)	171 (68,1 - 287)
Plastemballage fra rengøringsmidler	g/L indhold	62,6 (45,2 - 84,6)	62,6 (45,2 - 84,6)
Svanemærkede rengøringsmidler	%	90 (100 - 80)	55 (100 - 40)
Affaldsposer	g/1000 m²	83,8 (0,25 - 183)	100 (0,26 - 241)
Mopper og klude	g/1000 m²	30,6 (3,76 - 88,7)	30,6 (3,76 - 88,7)
Polyester	%	50	50
Bomuld	%	50	50
Elektricitet	MJ/1000 m²	2,57 (0,37 - 8,04)	2,57 (0,37 - 8,04)
Vand	kg/1000 m²	97,7 (12 - 267)	97,7 (12 - 267)
Vask af klude og mopper			
Vaskepulver	g/1000 m2	23,3 (10,3 - 35,7)	27,2 (10,9 - 45,9)
Plastemballage fra vaskepulver	g/kg indhold	63 (27,4 - 97,2)	63 (27,4 - 97,2)
Papemballage fra vaskepulver	g/kg indhold	68,4 (20,1 - 104)	68,4 (20,1 - 104)
Svanemærket vaskepulver	%	90 (100 - 80)	55 (100 - 40)
Elektricitet	MJ/1000 m2	0,89 (0,59 - 0,66)	0,89 (0,59 - 0,66)
Naturgasforbrug	MJ/1000 m2	5,28 (3,6 - 3,75)	5,28 (3,6 - 3,75)
Vand	kg/1000 m2	8,8 (4,1 - 9,4)	8,8 (4,1 - 9,4)
Transport			
Distance	km/1000 m²	4,3 (0,58 - 8,33)	4,3 (0,58 - 8,33)
Brændstoføkonomi	l benzin/km	0,07 (0,05 - 0,09)	0,07 (0,05 - 0,09)
Genanvendelse af plastemballage			
Sorteringseffektivitet, emballager fra:			
Svanemærkede produkter	%	91,7	91,7
Standard produkter	%	63,4 (66,1 - 60,6)	63,4 (66,1 - 60,6)
Oparbejdningseffektivitet	%	90	90
Genanvendelse af papemballage			
Sorteringseffektivitet, al papemballage	%	98,6	98,6
Oparbejdningseffektivitet	%	94,2	94,2

Langt de fleste datapunkter for den svanemærkede rengøringstjeneste blev estimeret på baggrund af de realiserede forbrug fra alle rengøringstjenester med et svanemærke i Danmark i 2021. Dette gælder:

- 1) det totale kemiforbrug
- 2) fordelingen af rengøringsmiddel og vaskemiddel
- 3) andel miljømærket kemi
- 4) poseforbrug
- 5) antal kørte kilometer
- 6) brændstoføkonomi

Datapunkterne angiver gennemsnittet, samt minimum- og maksimum (fratrasket eventuelle outliers), og er et udtryk for det generelle niveau, og ikke en specifik rengøringstjeneste. Al potentiel lighed med en eksisterende tjeneste er tilfældig.

Kemi- og poseforbruget for ikke-svanemærkede rengøringstjenester blev estimeret på baggrund af erfaringer fra Randers Hospitals rengøringstjeneste. De rapporterer, at deres forbrug af rengøringsmidler faldt med 14,5% og deres plastposeforbrug faldt med 16,3% efter de blev certificeret med svanemærket¹⁹⁸. Da det ikke har været muligt at finde andre data der repræsenterer forbruget i ikke-svanemærkede rengøringstjenester, blev forbruget estimeret på baggrund af forbruget i svanemærkede rengøringstjenester, samt de rapporterede reduktioner fra Randers Hospitals rengøringstjeneste, hvor minimum og maksimum repræsenterer $\pm 10\%$. Samme reduktioner antages at være gældende for brug af vaske-midler.

Reduktionen af det totale kemiforbrug på Randers Hospital skyldtes en blanding af følgende faktorer¹⁹⁹:

- Pletfjerning af gulv, hvis formål udelukkende var kosmetisk og ikke hygiejnisk, blev droppet.
- Undervisning af serviceassistenterne i bæredygtighed
- Dialog med leverandør omkring korrekt dosering i de eksisterende doseringsanlæg
- Tilpasning og udskiftning af doseringsanlæg, så de passede til rengøringsmidlerne
- Udskiftning til svanemærkede rengøringsmidler, som i nogle tilfælde var mere koncentrerede
- Gulvvaskemaskiner og robotter overgik til automatisk dosering i stedet for manuel dosering

Selvom nogle rengøringsmidler blev mere koncentrerede, hvilket betyder, at mængden af aktivstoffer ikke reduceres helt så meget som den samlede mængde kemi (inklusiv vand), er der ikke blevet gjort forskel på koncentrationen af aktivstoffer i rengøringsmiddel brugt i hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede tjenester. Dette skyldes, at højere koncentrationer, på baggrund af ovenfor nævnte initiativer, kun vurderes at være en lille del af grun-

¹⁹⁸ Miljømærkning Danmark (2022), *Svanemærket gjorde os klogere på vores forbrug*, CASE – Regionshospitalet Randers

¹⁹⁹ Baseret på personlig mail korrespondance med Veien C, *Spørgsmål om reduktion af kemiforbrug på Regionshospitalet Randers*

den til det reducerede kemiforbrug. At gøre forskel på koncentrationen af aktivstoffer vurderes derfor at introducerer en større usikkerhed, end hvis koncentrationen modelleres som den samme.

Andelen af miljømærket kemi for ikke-svanemærkede rengøringstjenester blev ligeledes estimeret på baggrund af rapporteringer fra Randers Hospitals rengøringstjeneste. De rapporterer, at de brugte 50-60% miljømærkede rengøringsmidler inden de fik svanemærket²⁰⁰. På den baggrund sættes gennemsnittet til 55%. Minimum sættes til 40%, baseret på erfaringer fra certificeringsprocessen, og maksimum til 100%, da flere ikke-svanemærkede rengøringstjenester markedsfører sig med, at de bruger 100% svanemærkede rengøringsmidler.

Analyserne af rengøringsmidler viste, at plastemballagen fra disse typer af produkter er mere genanvendelig når produktet er svanemærket, hvilket har en indflydelse på de reelle mængder der bliver genanvendt. Det er baggrunden for, at sorteringseffektiviteterne er forskellige for plastemballage.

Svanemærket forventes ikke at have indflydelse på fordelingen af det totale kemiforbrug på rengøringsmidler og vaskemidler, samt antallet af kørte kilometer, og datapunkterne fra svanemærkede rengøringstjenester blev derfor også anvendt for rengøringstjenester uden et svanemærke.

Da der sættes krav til brændstofforbruget i svanemærkede rengøringstjenester, er der potentielt en forskel for svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester. Det har dog ikke været muligt at finde data relateret til brændstofforbruget i ikke-svanemærkede rengøringstjenester, og brændstofforbruget antages derfor at være det samme uafhængigt af, om tjenesten har et svanemærke eller ej.

Energi- og vandforbruget i selve rengøringsprocessen blev estimeret på baggrund af data for en lang række elektriske gulvvaskere. Dette blev gjort ud fra antagelsen om, at der i de fleste professionelle rengøringstjenester bruges elektriske gulvvaskere, fremfor manuel gulvvaskning, og at energiforbruget fra en rengøringstjeneste i højere grad kommer fra brug af maskiner, end fx opvarmning af vand, da de fleste rengøringsmidler er effektive ved lave temperaturer. Samtidig forventes det, at det største forbrug af koncentrerede rengøringsmidler, der skal blandes op med vand og dermed forventes at være ansvarlig for størstedelen af vandforbruget, bruges i forbindelse med gulvvask. En specifik forklaring af, hvordan energi- og vandforbrug er estimeret, er givet i bilagsrapporten afsnit L.

Energi- og vandforbruget fra vask af mopper og klude blev estimeret på baggrund af data brugt i analysen af tekstilservice der behandler faldvarer (se afsnit 7.3.4.3). De anvendte data repræsenterer et gennemsnit mellem forbruget i svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice, og er skaleret til forbruget af vaskepulver.

²⁰⁰ Miljømærkning Danmark (2022), *Svanemærket gjorde os klogere på vores forbrug*, CASE – Regionshospitalet Randers

Endeligt blev et forbrug af klude og moppe medtaget i analysen, eftersom tekstilforbruget var en af de ting, der udgør et hotspot for klimapåvirkningen (se afsnit 7.2.2). Tekstilforbruget blev estimeret, ved at kontakte rengøringstjenester med en svanemærket licens og bede dem om information i forhold til deres årlige forbrug af tekstiler. Der blev indhentet data fra fire meget forskellige danske rengøringstjenester, og det gennemsnitlige forbrug, samt en best- og en worst-case værdi blev udledt fra det indleverede data (se detaljer i Bilag L). Da der ikke er sat nogen krav til forbruget af tekstiler i kriterierne for svanemærkede rengøringstjenester, er tekstilforbruget sat til det samme for svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester.

7.2.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarioer præsenteret i Tabel 54.

Tabel 54 Oversigt over, og beskrivelse af, følsomhedsscenarier udført for rengøringstjenester.
Dataformat: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1000 m ² rengjort / år
Effekt af træning i ecodriving	Da kriterierne for svanemærkede rengøringstjenester indeholder krav til træning af personel i ecodriving, afprøves effekten af dette, med den antagelse, at ikke-svanemærkede rengøringstjenester ikke træner deres personel i ecodriving. Studier har påvist at ecodriving kan føre til 6-22% reduktion i brændstofforbrug ²⁰¹ .	Brændstofforbruget for svanemærkede rengøringstjenester er uændret. Brændstofforbruget for ikke-svanemærkede rengøringstjenester sættes til 117% (128% -106%) af det svanemærkede

7.2.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurdering af uønsket kemi følger fremgangsmetoden fælles for de to servicegrupper, præsenteret i afsnit 7.1.1.

²⁰¹ Bogner & Jellinek (2021). Eco-driving initiatives - the key for sustainable and energy-efficient use of motorized vehicles. <https://www.odyssee-mure.eu/publications/policy-brief/eco-driving-fuel-reduction.pdf>

7.2.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i en generisk rengøringstjeneste, som repræsenterer forskellige rengøringsaktiviteter, bl.a. kontorrensning, hospitalsrensning og trappevask.

Analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav til maksimalt kemikalieforbrug, andel af miljømærkede rengøringsprodukter, og forbrug af affaldsposer. Det har ikke været muligt at kvantificere effekten af krav til fx brændstofeffektivitet i transport og kvalitet af rengøringen (se generel metode for udvælgelse af krav i afsnit 4.2). Disse er derfor ikke medtaget i analysen.

Analysen af uønsket kemi tager ligeledes udgangspunkt i kravet om brug af miljømærkede rengøringsprodukter, krav til kemikalier i ikke-miljømærkede produkter samt forbuddet mod brug af desinficerende midler. Analysen af markedsgennemsnittet for en ikke-svanemærket rengøringstjeneste tager dog udelukkende udgangspunkt i information om kemikalier fra sikkerhedsdatablade, hvilke ikke altid er udtømmende, og metoden er derfor konservativ (se detaljer i afsnit 7.1.1).

De udførte analyser viser, at de krav, der skaber den største miljø- og klimaeffekt, er det totale kemikalieforbrug, poseforbrug og indholdsstofferne i rengøringsmidlerne og deres emballager. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



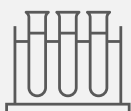
KLIMA

Analyse af de udvalgte parametre viser at brug af en svanemærket rengøringsservice medfører en gennemsnitlig **reduktion i klimabelastningen på 7 %***, sammenlignet med en gennemsnitlig alternativ rengøringsservice. Forskellen skyldes primært et reduceret forbrug af rengøringsprodukter og affaldsposer. Der forekommer dog store variationer i klimabelastningen for rengøringstjenester, da de kan inkludere mange forskellige rengøringsaktiviteter.



CIRKULÆR
ØKONOMI

Andelen af svanemærkede rengøringsprodukter, og dermed emballager der kan genanvendes, er større i en svanemærket rengøringstjeneste, hvilket medfører, at **81 %* af emballager potentielt kan genanvendes, mod 73 %*** af emballagerne i ikke-svanemærkede rengøringstjenester.



UØNSKET
KEMI

Svanemærket **reducerer brug af rengøringsmidler med problematisk kemi**. Det gælder især kemikalier, der er potentielt problematiske for medarbejdernes sundhed. Desuden forhindrer forbuddet mod desinfektionsmidler brug af skrappe rengøringsprodukter, der er skadelige for miljøet.

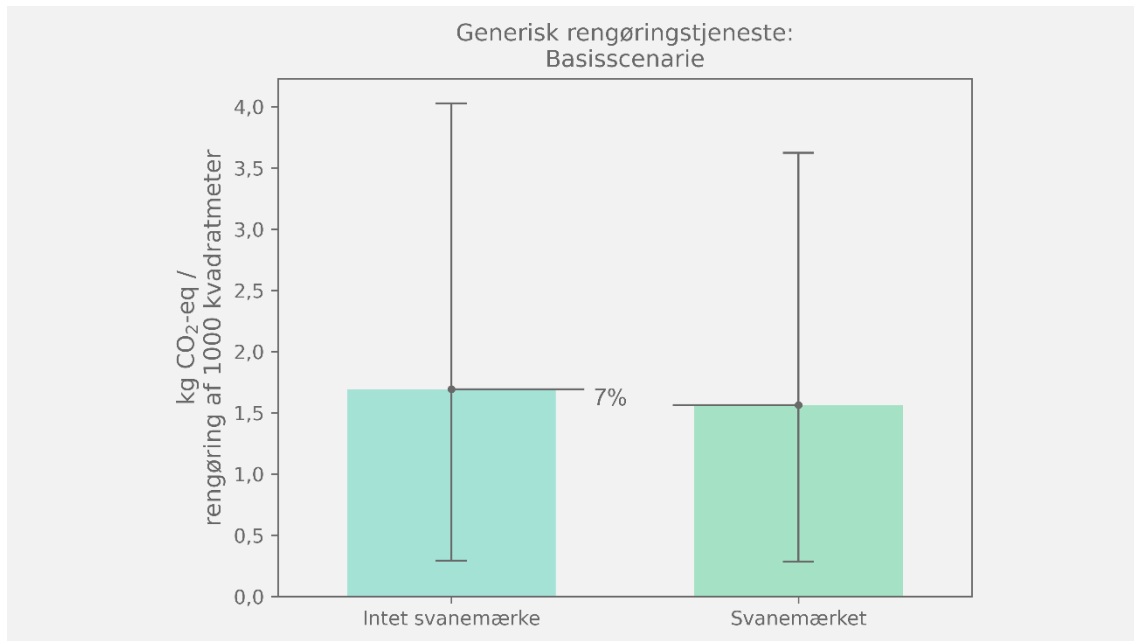
* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

Analysen er baseret på få udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket rengøringsservice versus ikke-svanemærket rengøringsservice.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

7.2.6.1 Klimapåvirkning

Figur 63 viser klimapåvirkningen relateret til professionel rengøring af 1000 m² i 1 år, for hhv. en svanemærket og ikke-svanemærket rengøringstjeneste. Fra figuren kan det ses, at en svanemærket rengøringstjeneste i gennemsnit er 7% mindre klimabelastende end en alternativ rengøringstjeneste på markedet. De enkelte rengøringstjenester kan dog variere meget fra gennemsnittet, og her ses der et stort overlap i klimabelastningen mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester. Hvor de svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester i bedste fald er på samme lave niveau, har de ikke-svanemærkede rengøringstjenester i værste fald en højere klimabelastning.



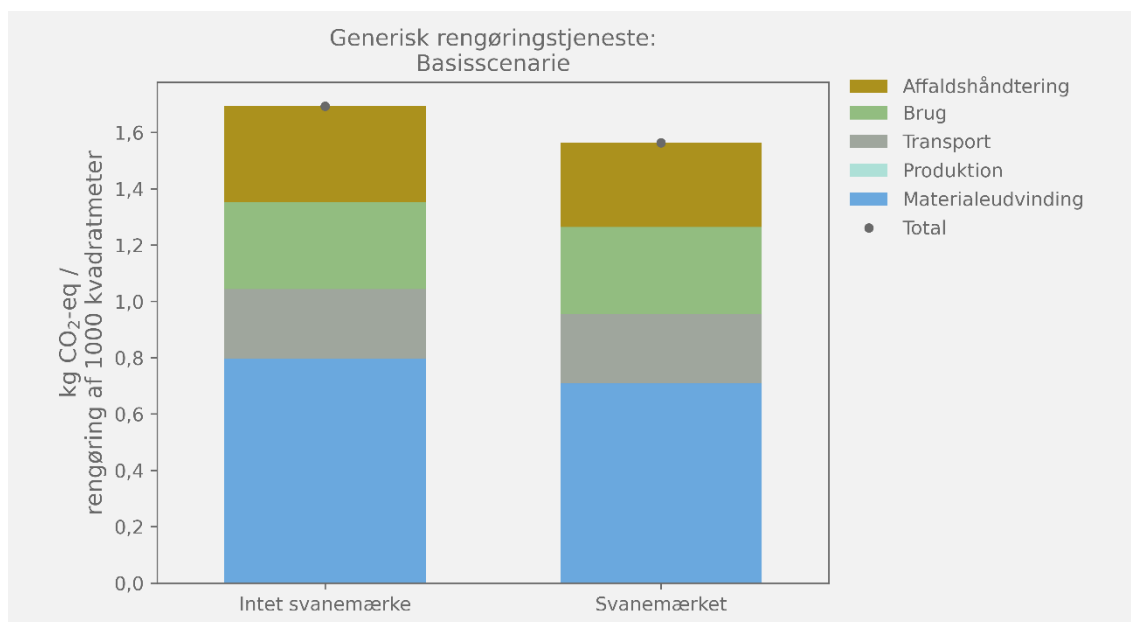
Figur 63 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 rengjorte kvadratmeter/år] relateret til en generisk rengøringstjeneste med og uden svanemærket. Højden af kolonnerne repræsenterer den gennemsnitlige klimabelastning, og errorbaren repræsenterer klimabelastningen fra "best case" og "worst case".

Den store variation fra gennemsnittet skyldes hovedsageligt den mulige variation i:

1. den totale mængde kemi (rengøringsmidler + vaskemidler)
2. poseforbruget

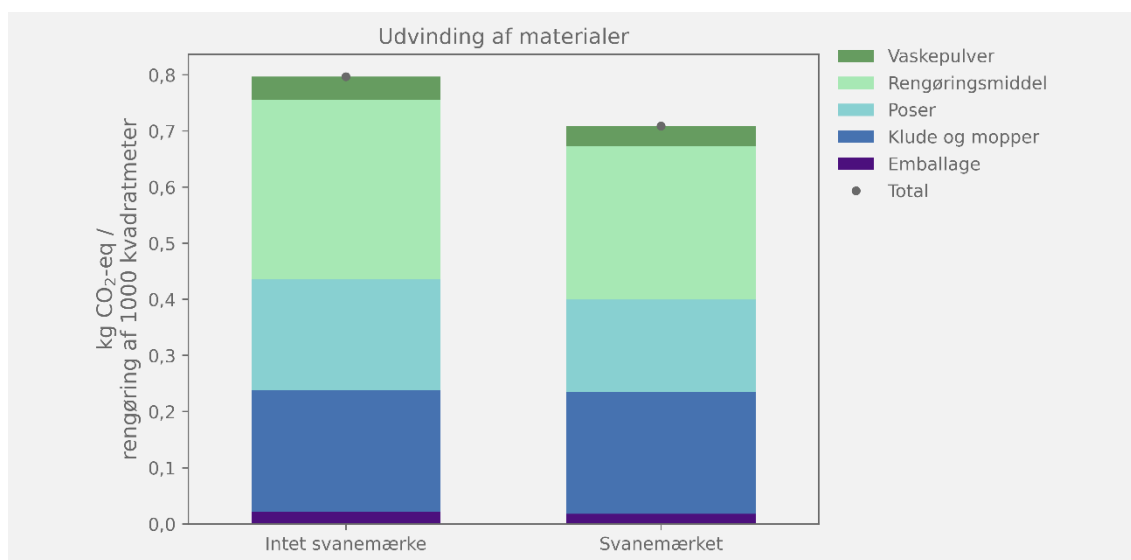
Figur 64 illustrerer, hvilke livscyklusfaser der er ansvarlige for klimapåvirkning fra en rengøringstjeneste hhv. med og uden et svanemærke. Her ses det, at materialeudvinding generelt set er ansvarlig for en stor del af klimabelastningen fra begge type tjenester. Hertil kommer affaldshåndtering, transport og endeligt brugsfasen.

Som illustreret på Figur 65, består materialeudvindingsfasen af påvirkninger relateret til udvinding og produktion af kemi (vaskemiddel og rengøringsmiddel), kemiemballage, affaldsposer og rengøringstekstiler, hvor kemien er ansvarlig for den største andel, efterfulgt af tekstiler og derefter poser. Emballage fra rengøring- og vaskemidler er kun ansvarlig for få procent af klimabelastningen fra materialeudvindingsfasen.



Figur 64 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./1000 rengjorte kvadratmeter/år] fra forskellige livscyklusfaser.

Da den svanemærkede rengøringstjeneste forventes at have et reduceret forbrug af både kemi og affaldsposer, er den samlede klimabelastning fra udvindingsfasen mindre for den svanemærkede tjeneste. Det reducerede forbrug af affaldsposer for den svanemærkede rengøringstjeneste resulterer samtidig i, at klimapåvirkningen fra affaldshåndteringen er en smule mindre, da det antages at affaldsposerne, sammen med det affald de indeholder, sendes til forbrænding. Dvs. jo flere affaldsposer der bruges, jo større mængder fossilt plast bliver forbrændt og jo større bliver klimabelastningen fra forbrændingsprocessen.



Figur 65 Fordeling af klimapåvirkningen [kg CO₂-eq./1000 rengjorte kvadratmeter/år] fra materialeudvindingsfasen.

7.2.6.1.1 Følsomhedsanalyse

Klimapåvirkningen fra basis- og følsomhedsscenariet er præsenteret i Tabel 55. På tværs af scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge en svanemærket rengøringstjeneste, sammenlignet med et ikke-svanemærket alternativ, ligger på mellem 0,13 og 0,17 kg CO₂-eq / rengøring af 1000 m²/år.

Tabel 55 Klimapåvirkningen relateret til rengøring af 1000 m² overflade, for alle scenarierne for *koncentrerede* rengøringsmidler.

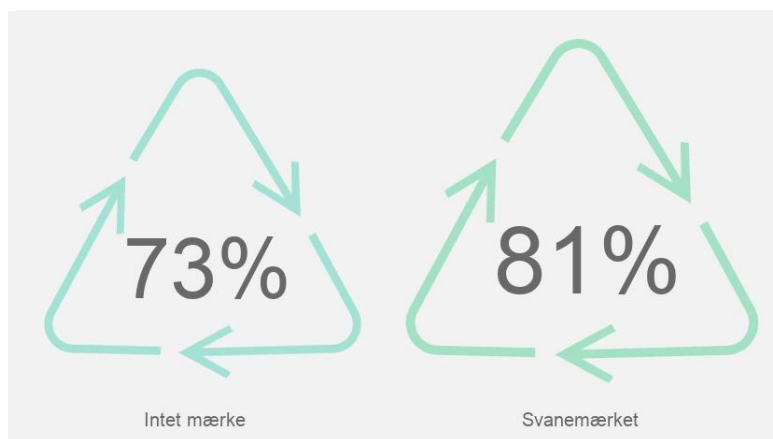
Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskел i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Basisscenarie	1,56	1,69	0,13	7
Effekt af ecodrivning	1,56	1,74	0,17	9

Det ses fra tabellen, at hvis det antages at personalet i ikke-svanemærkede virksomheder ikke uddannes i miljøvenlig kørsel, så stiger klimapåvirkningen fra de ikke-svanemærkede rengøringstjenester en smule, og forskellen stiger fra 7% til 9%. Der er dermed en effekt ved miljøvenlig kørsel, men effekten er relativt lille, og hvorvidt dette udgør en forskel mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede rengøringstjenester er usikker.

7.2.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

De største fokuspunkter i generation 3 af kriterierne til svanemærkede rengøringstjenester er på reduktion af kemiforbrug, kontrol med typen af kemi, reduktion af påvirkningen fra transport og brug af svanemærkede produkter. Der er dermed ikke et særligt fokus på cirkulær økonomi eller genanvendelse, hvilket afspejler sig i analysen, da kun 2% af materialeinputtet forventes at kunne recirkuleres for både svanemærkede og ikke svanemærkede rengøringstjenester (se Figur 66a).

Det er som udgangspunkt kun emballagerne fra rengøringsmidlerne (som udgør en lille andel af det samlede forbrug), hvor der umiddelbart ses en forskel. De svanemærkede rengøringsmidler, som en svanemærket rengøringsservice har en højere andel af, har nemlig en højere genanvendelighed end emballagerne fra ikke-svanemærkede rengøringsmidler. Dette resulterer i genanvendelsesrater for kemiemballagen, som præsenteret på Figur 66. Det kræver dog, at kemiemballagerne sorteres til genanvendelse og ikke ender som restaffald.



Figur 66 Procentdel af emballageinput, der forventes at blive omdannet til genanvendt materiale og dermed reelt recirkuleret i økonomien, såfremt emballagen kildesorteres korrekt til genanvendelse.

7.2.6.3 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i en kortlægning af 169 ikke-miljømærkede rengøringsmidler til professionelt brug, tilgængelige på det danske marked. Produkterne er fundet via metoden beskrevet i afsnit 7.1.1, og forventes at repræsenterer realistiske alternativer til miljømærkede rengøringsprodukter på det danske marked. Tabel 56 viser fordelingen af disse ud i specifikke underkategorier.

Vurderingen af de kortlagte produkter bliver gennemgået i de følgende afsnit, med fokus på både effekten af kravene til den anvendte kemi, samt effekten af, ikke at tillade desinfektionsmidler i rengøringspraksissen.

Tabel 56 Oversigt over produktkategorier og antal kortlagte produkter

Produktkategori	Antal kortlagte ikke-miljømærkede produkter		
	Almindelige produkter	Spray-produkter	Total
Gulvrengøring	51	0	51
Afkalker	31	3	34
Universal	28	8	36
Sanitetsrengøring	19	1	20
Grundrens	9	1	10
Toiletrengøring	8	0	8
Glasrens	5	3	8
Skurecreme	1	1	2
Total	152	17	169

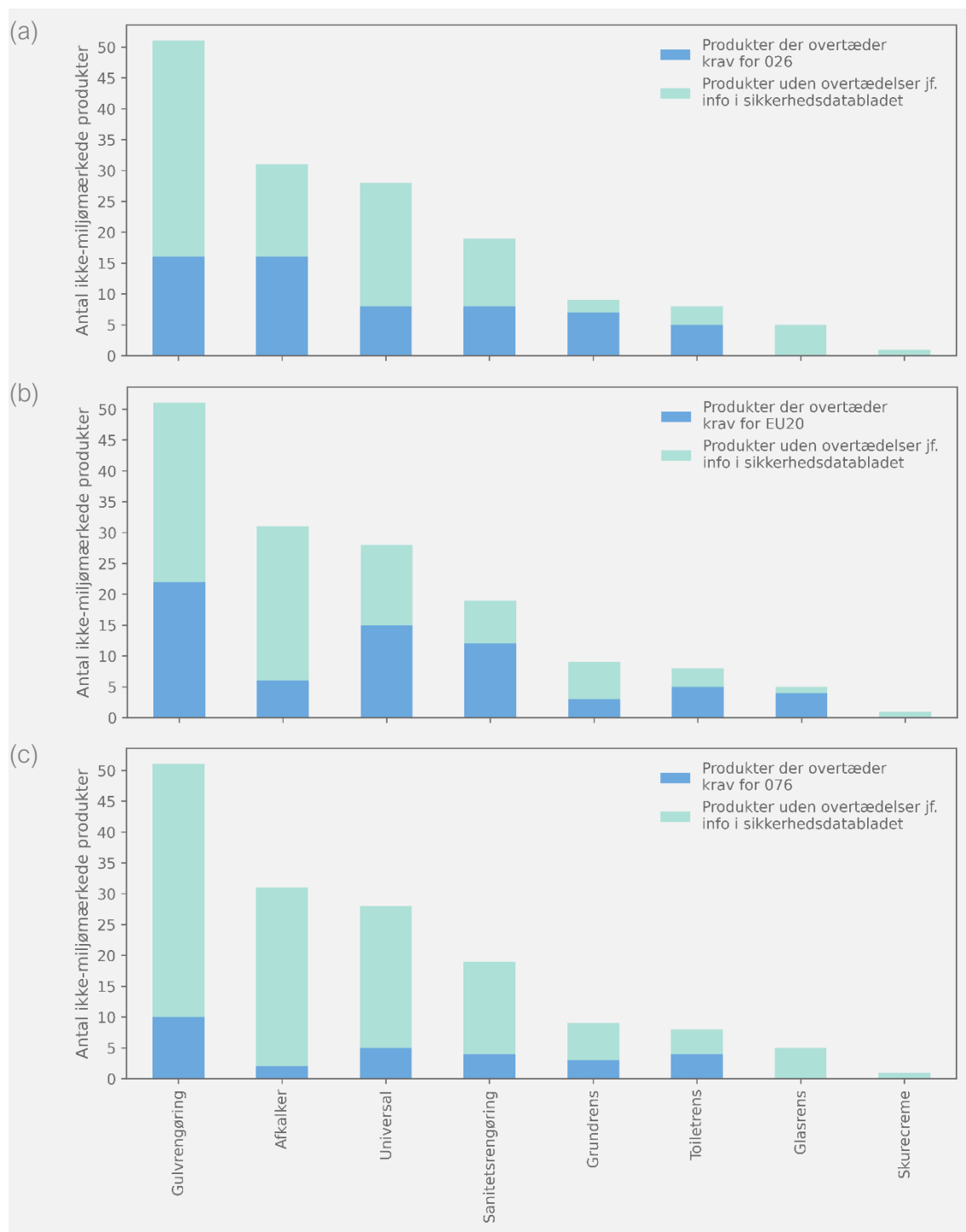
For, at en rengøringservice kan svanemærkes, skal minimum 80% af den kemi der anvendes være miljømærket (Svanemærket, EU-Ecolabel eller Good Environmental Choice²⁰²). En gennemsnitlig svanemærket rengøringsentreprise i Danmark bruger i gennemsnit 90% miljømærket kemi (se detaljer i afsnit 7.2.4.3), hvoraf 70% er svanemærket og 30% har et EU ecolabel.

Derfor, som første trin i vurderingen, blev alle de ikke-miljømærkede rengøringsprodukter vurderet op imod kriterierne for svanemærkede rengøringsprodukter (Figur 67a) og kriterierne for EU-Ecolabel (Figur 67b). Dette viste, at mellem 40% og 45% af de kortlagte produkter, alene baseret på information i sikkerhedsdatabladene, ikke lever op til kravene til miljømærket rengøringsmiddel. I forhold til fareklassificeringer, så har de svanemærkede krav hovedsageligt fokus på fareklassificeringen af hele produktet, hvorimod EU-ecolabel kravene hovedsageligt har fokus på fareklassificeringerne af indholdsstofferne. Derfor, fordeler overtrædelserne af kravene sig lidt forskelligt i de forskellige underkategorier, som det ses på Figur 67. Fra figuren ses det dog, at der for begge mærkningsordninger er produkter der ikke lever op til kravene i de fleste produktgrupper.

Udover krav til andel af miljømærket kemi, skal ikke-miljømærket kemi, brugt i svanemærkede rengøringsjenester, leve op til krav om fareklassificeringer og indholdsstoffer. Disse er ikke helt så strikse som kravene til miljømærket rengøringsmiddel, men de udelukker

²⁰² Svensk type 1 miljømærke: <https://www.bramiljoval.se/in-english/>

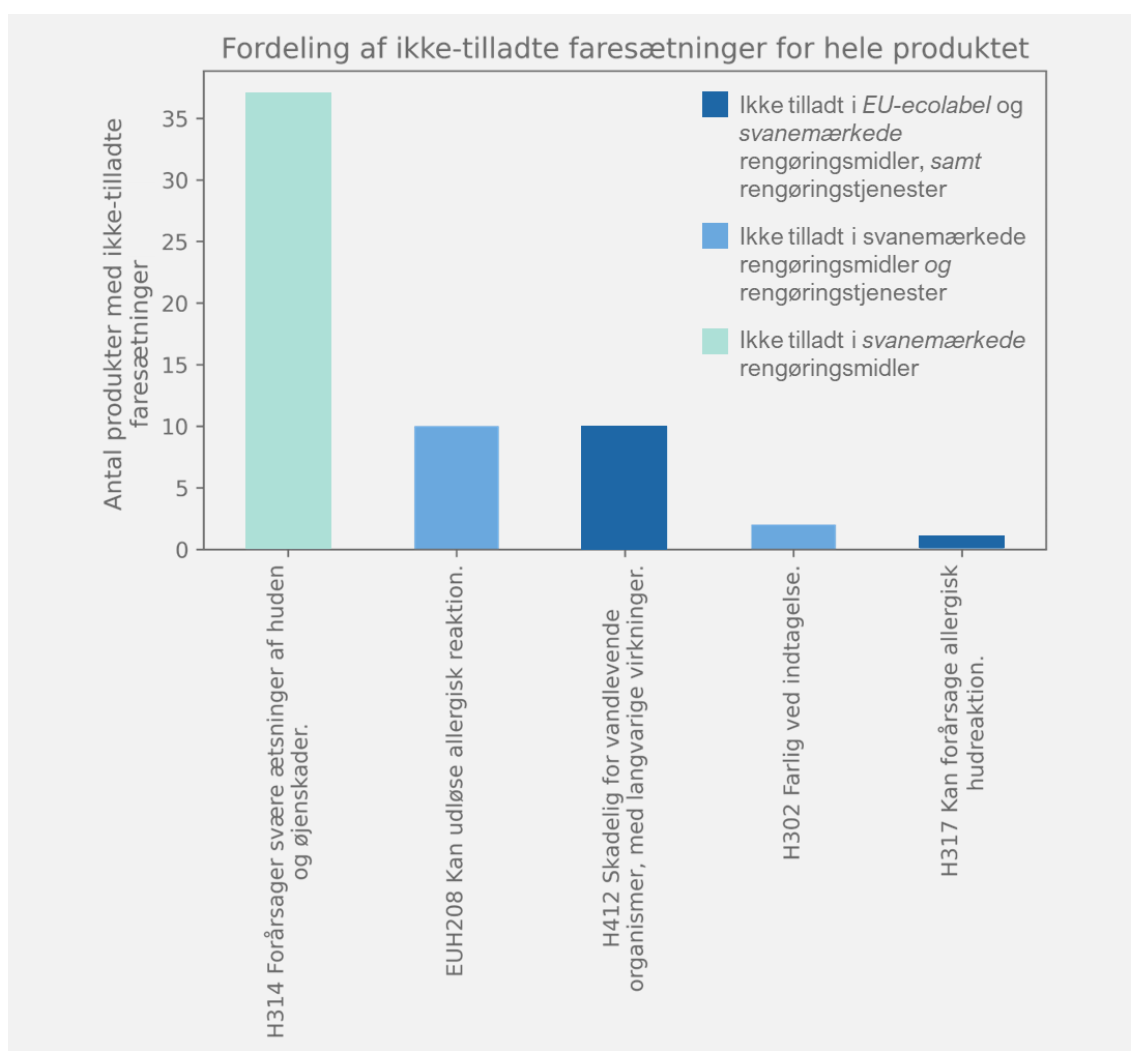
stadig brug af 18% af de kortlagt produkter, udelukkende på baggrund af information i sikkerhedsdatabladene (se Figur 67c). Den største andel af overtrædelser findes her indenfor toiletrengs (50%) og grundrengs (33%).



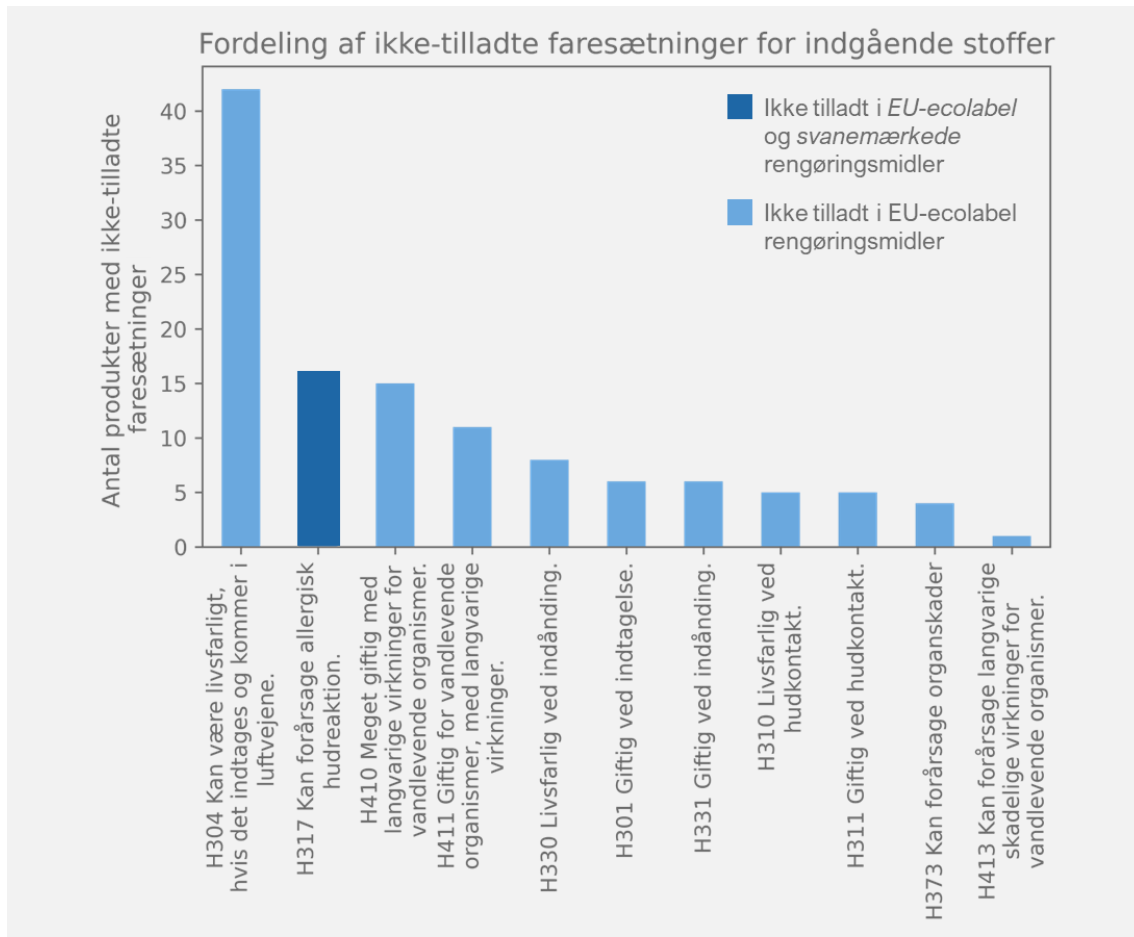
Figur 67 Fordeling af de 152 kortlagte ikke-miljømærkede rengøringsprodukter til professionelt brug (ikke spray), samt visualisering af produkter der hhv. ikke overtræder og overtræder kriterierne for a) svanemærkede rengøringsprodukter (026), b) brug i produkter med EU-ecolabel (EU20) og c) brug i en svanemærket rengøringstjeneste (076).

Den primære årsag til overtrædelserne af kravene til både svanemærkede rengøringsmidler og brug i svanemærkede rengøringstjenester, er ikke-tilladte fareklassificeringer af hele produktet (se Figur 68). Her er det særligt produkter der *Forårsager svære ætsninger af huden og øjenskader (H314)* der boner ud, ift. til kravene til svanemærkede rengøringsmidler. Derudover udelukker kravene til både svanemærkede rengøringsmidler og rengøringstjenester eksisterende produkter på markedet, der enten er skadelige for miljøet (*H412*), eller som kan resultere i allergiske reaktioner (*H317* og *EUH208*).

I forhold til indholdsstofferne, så udelukker kriterierne til EU-ecolabel en lang række fareklassificeringer, hvor den mest udbredte på markedet er *H304 Kan være livsfarligt, hvis det indtages og kommer i luftvejene* (se Figur 69). Også mange fareklassificeringer relateret til miljøskadelige effekter (*H410*, *H411*) og akut skadelige egenskaber (fx *H317*, *H330*, *H301*, *H331*), som ses flere af de kortlagt produkter, forbydes.



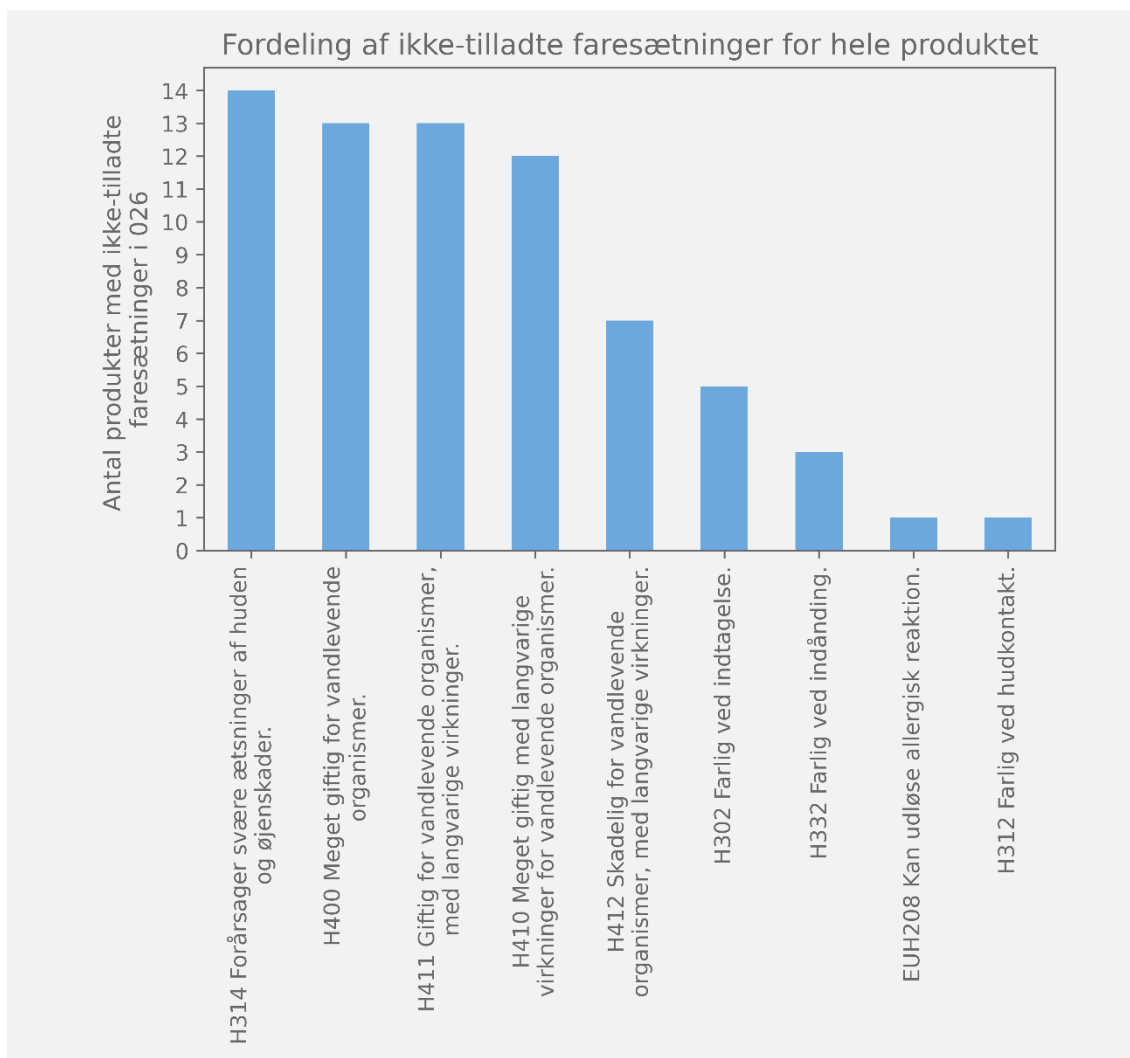
Figur 68 Forekomst af fareklassificeringer for de kortlagte ikke-svanemærkede rengøringsprodukter, som ikke tillades ift. kriterierne for svanemærkede rengøringsmidler, EU-ecolabel rengøringsmidler og rengøringstjenester.



Figur 69 Forekomst af fareklassificeringer for de kortlagte ikke-svanemærkede rengøringsprodukter, som ikke tillades ift. kriterierne for svanemærkede og EU-Ecolabel rengøringsmidler.

Den høje andel miljømærkede produkter der kræves i svanemærkede rengøringsstjenester, samt kemikravene til ikke-miljømærket kemi, er dermed med til at mindske risikoen for, at personalet udsættes for produkter der kan være potentielt akut skadelige, både ift. ætsninger og allergiske reaktioner. Derudover mindsker det også udledningen af kemi, der enten selv har, eller indeholder stoffer der har, miljøskadelige egenskaber. Produkter, som på nuværende tidspunkt findes på markedet, og udgør reelle alternativer til miljømærkede rengøringsprodukter.

For at undersøge hvilke potentielle problematiske egenskaber, der er relateret til desinfektionsmidler, blev 27 rengøringsmidler med desinficerende egenskaber kortlagt, jævnfør metoden angivet i afsnit 7.1.1. Kortlægningen viser, at når produkternes sikkerhedsdatablade sammenlignes med kriterierne for svanemærkede rengøringsmidler, så kan 85% af produkterne ikke overholde kravene, alle grundet en ikke-tilladt fareklassificering af produktet. En oversigt over, hvilke fareklassificeringer der er tale om, er givet i Figur 70. Figuren viser, at de fire hyppigst forekomne fareklassificeringer er relateret til miljøskadelige effekter (H400, H411, H410, H412). Mindre hyppigt forekomne, men stadig væsentlige, er fareklassificeringer relateret til et potentielt problematisk arbejdsmiljø (H302, H335, H332, H312). Det vil sige, at ved ikke at måtte bruge desinfektionsmidler i svanemærkede rengøringsstjenester, mindskes forekomsten af rengøringsprodukter der er potentielt problematiske for miljøet og i mindre grad også arbejdsmiljøet.



Figur 70 Forekomst af fareklassificeringer for de kortlagte desinfektionsprodukter, som ikke tillades ift. kriterierne for svanemærkede rengøringsmidler (026).

7.3 Tekstilservice (075)

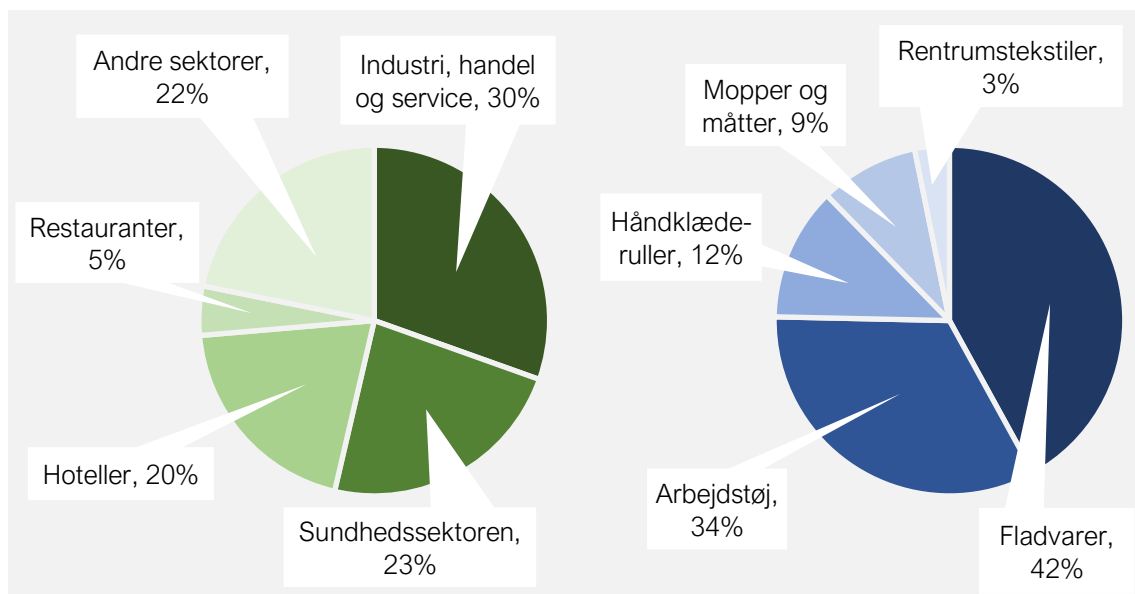
Dette kapitel omhandler produktgruppen *tekstilservice* og tager udgangspunkt i generation 4 af kriterierne for svanemærket tekstilservice. I kapitlet præsenteres baggrunden for og relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af analyser for tekstilservice med og uden et svanemærke. Afslutningsvis præsenteres og diskuteres resultaterne af analyserne.

7.3.1 Baggrund

Tekstilservice, eller vaskerier, fungerer efter en forretningsmodel der bygger på udlejning af rene tekstiler. Tekstilservicevirksomheden indkøber og ejer tekstiler (fx sengelinned, arbejdstøj) og vaskerifaciliteter, og sælger servicen "rene tekstiler" som indebærer, at de leverer rene tekstiler til kunden, samt henter og vasker beskidte tekstiler. Det er dermed tekstilservicevirksomheden der ejer og vasker tekstilerne, og kunden der bruger dem.

Tekstilservice er en essentiel del af driften på mange større arbejdspladser og institutioner og indkøb af tekstilservice kan dermed repræsentere en vigtig udgiftspost. Dette gælder også for det offentlige, dvs. staten, kommunerne og regionerne, der er ansvarlig for driften af mange forskellig slags institutioner og arbejdspladser, som kræver både arbejdstøj, sengelinned, måtter, osv. Tekstilservice er særlig vigtig for driften af hospitaler, plejehjem, døgninstitutioner, og lignende.

Den europæiske brancheforening for tekstilservice fik i 2014 lavet en opgørelse over markedet og markedspotentialet for tekstilservice i Europa²⁰³. Den viste, at omsætningen af tekstilservice på det europæiske marked lå på omkring 11 mia. euro i 2012, fordelt på sektorerne og produktgrupperne illustreret på Figur 71.



Figur 71 Fordeling af sektorer der benyttede sig af tekstilservice i Europa i 2012, samt produkttyper der blev håndteret af europæisk tekstilservice, baseret på omsætning fra Deloitte (2014)²⁰³

²⁰³ Deloitte (2014)

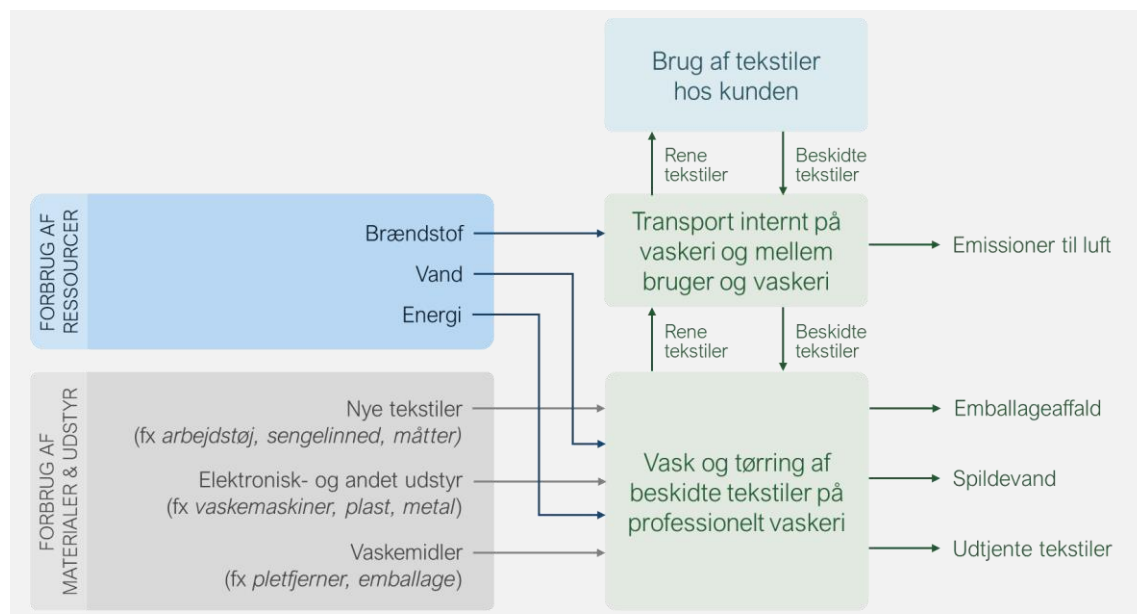
Analysen fra Deloitte delte det europæiske marked op i fem områder, hvor omsætningen i det skandinaviske område (Norge, Sverige, Danmark, Finland) blev estimeret til mellem 1,1 og 1,2 mia. euro i 2012, med et potentiale til at vokse med 50-200%.

Zoomes der ind på Danmark, omsatte de danske erhvervsvaskerier for 3,4 mia. DKK i 2022 og beskæftigede 3.200 fuldtidsansatte²⁰⁴. De to største leverandører af tekstilservice i Danmark, Elis (tidligere Berendsen Tekstil Service) og Textilia (tidligere De Forenede Dampvaskerier), havde tilsammen en omsætning på omkring 3,2 mia. DKK i 2022²⁰⁵, og udgør dermed størstedelen af markedet. Den resterende del af markedet består af små og mellemstore virksomheder²⁰⁶.

7.3.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

Livscyklussen for tekstilservice består af flere aktiviteter med forskelligt materiale- og/eller energiforbrug, som illustreret på Figur 72. De primære aktiviteter er:

- 1) *Den egentlige vaske- og tørringsaktivitet*
Forbrug: Nye tekstiler, maskiner, vaskemiddel inkl. emballage, vand og energi
Output: Spildevand, udtjente tekstiler og emballageaffald
- 2) *Transport, som kan inkludere transport internt på vaskeriet, til og fra kunden, varetransport og medarbejdertransport*
Forbrug: Brændstof, køretøjer
Output: Luftemissioner



Figur 72 Oversigt over processer og forbrug relateret til tekstilservice

²⁰⁴ BVT (2013)

²⁰⁵ Baseret på Elis (2023) og Textilia (2023)

²⁰⁶ Nordic Ecolabeling (2018a)



Klimapåvirkningen af en tekstilservice er blevet estimeret flere gange, og en opsummering af resultaterne fra to studier²⁰⁷ og Elises CSR-årsrapport fra 2022²⁰⁸ er givet i Tabel 53. Som det ses i tabellen, er klimapåvirkningen blevet estimeret i forhold til forskellige funktionelle enheder (kg CO₂/ansat/år vs. kg CO₂/seng/år vs. tons CO₂-eq. for en hel virksomhed vs. g CO₂-eq./kg arbejdstøj vasket 1 gang). Derudover har beregningerne forskellige systemafgrænsninger og klimapåvirkningen kan dermed ikke sammenlignes direkte. Når der ses på det relative klimabidrag fra de forskellige processer, tegner der sig dog et klart billede af, at indkøb af tekstiler, samt opvarmning af vand i vaskeprocessen, er de to processer i livscyklussen, der har den største indflydelse på den total klimapåvirkning.

De to studier og CSR-rapporten fokuserer alle udelukkende på klimapåvirkningen, og det har derfor været svært at finde kilder, der viser, hvorvidt indkøb af tekstiler og opvarmning af vand også er de to processer, der er mest dominerende indenfor andre miljøpåvirkningskategorier.

²⁰⁷ ETSA (2015), Rames (2021)

²⁰⁸ Elis (2023)

Tabel 57 Oversigt over resultater af CO₂ opgørelser af tekstilservice fra forskellige kilder, samt fremhævelse af de processer, der udgør mere end 20% af det samlede CO₂-aftryk. Bemærk at enhederne er forskellige. *Tal er estimeret og aggregeret ud fra klimaregnskabet, **WWT = Spildevandsrensning.

Processer	ETSA (2015) - <i>arbejdstøj</i>		ETSA (2015) - <i>sengelinned</i>		Elis (2023) * - <i>virksomhed</i>		Rames (2021) - <i>arbejdstøj</i>	
	kg CO ₂ /ansat/år	%	kg CO ₂ /seng/år	%	Tons CO ₂ -eq.	%	g CO ₂ -eq./kg arbejdstøj	%
Tekstiler og måtter	15	33%	20	22%	21000	37%	-	-
Transport	5	11%	8	9%	6329	11%	-	-
Elforbrug	5	11%	12	13%	68	0%	48-66	10%
Vaskemiddel	4	9%	7	8%	7000	12%	3	0,5-0,6%
Vandopvarmning	16	35%	42	47%	14000	25%	415-572	86-87%
Vand og WWT**	1	2%	1	1%	800	1%	13-14	2,2-2,6%
Andet	0	0%	0	0%	7263	13%	2-4	<0,1%
Total	46	100%	90	100%	56460	100%	483-657	100%

7.3.3 Udvælgelse af krav

Generation 4 af kriterierne til svanemærket tekstilservice²⁰⁹ indeholder 38 obligatoriske krav, samt 12 pointkrav, hvor en vis andel skal overholdes. Kravene kan opdeles i følgende hovedkategorier (*antal obligatoriske krav, antal pointkrav*):

- Krav til generelle aspekter, kvalitetskontrol og dokumentation (14,1)
- Krav til forbrug i, og klimapåvirkning fra, vaskeprocessen (4,3)
- Kemikaliespecifikke krav, inkl. krav til brug af miljømærkede produkter (10,4)
- Krav til transport (2,1)
- Krav til tekstiler og måtter (4,2)
- Plastemissioner og plastaffald (2,1)
- Krav til etiske forhold og arbejdsmiljø (2,0)

Kravene til forbrug i vaskeprocessen, samt til kemikalierne, er givet som kvantitative grænseværdier der varierer, alt efter hvilken type tekstiler der vaskes, og fra hvilken industri de stammer.

En gennemgang af, hvilke krav der er medtaget i analysen af hhv. materialestrømme og klimapåvirkning, samt uønsket kemi, præsenteres i de følgende afsnit. Generelt, for begge slags analyser gælder det, at krav relateret til generelle aspekter, dokumentation og overholdelse af etiske-og arbejdsmiljørelaterede forhold ikke er medtaget i analyserne, da de ikke vurderes relevante i en miljøvurderingssammenhæng.

7.3.3.1 Cirkulær økonomi og klimapåvirkning

En oversigt over hvilke kriterier der er medtaget i analysen af materialestrømme og klimapåvirkning, er givet i Tabel 58, og en detaljeret begrundelse for udvælgelsen er givet efterfølgende.

Tabel 58 Oversigt over krav der er medtaget i miljøvurderingen af tekstilservice, samt hvilken livscyklusfase de relaterer sig til. Krav angivet i parentes er medtaget i en sensitivitetsanalyse.

Krav medtaget i LCA-vurderingen	Inputmaterialer	Vaskeprocessen	Transport
O2 Fordeling af typen af vasket tekstil		x	
O6+P2 Energiforbrug		x	
O7+P3 Drivhusgasudledninger		x	
O8+P4 Vandforbrug		x	
O18+P8 Andel miljømærket kemi	x		
O19 Træning i eco-kørsel			(x)
O34 Træning af personale	x	x	

Analysen tager først og fremmest afsæt i kravene relateret til forbrug i vaskeprocessen. Dette inkluderer både krav til grænser for energi- og vandforbrug, samt drivhusgasudledninger. For at få en licens skal både krav O6 relateret til energiforbrug og krav O7 relateret til drivhusgasudledninger overholdes. Det er dog kun et af disse krav der er styrende. Kravet om drivhusgasudledning er primært lavet med det formål at undgå meget forurenende

²⁰⁹ Nordic Ecolabeling (2018b)

energikilder, såsom olie, kul og lignende. Da opvarmning i vaskeprocessen, som er det mest belastende forbrug i vaskefasen (se detaljer i afsnit 7.3.2), i Danmark antages at forgå overvejende ved brug af naturgas, så forventes kravet om energiforbrug at være det styrende, og fokus i analysen ligges dermed her.

Både krav til energi- og vandforbrug består af obligatoriske grænseværdier, som skal overholdes, samt pointkrav, som ikke nødvendigvis skal overholdes, men hvor det belønnes at være bedre end grænseværdierne. Da en tekstilservice med en licens skal have et vist antal point for at opfylde kravene, og erfaringer fra certificeringsprocessen har vist, at mange licenshavere får point i kravene relateret til energi- og vandforbrug, er der i analysen benyttet realiserede gennemsnit for den svanemærkede tekstilservice, der tager udgangspunkt i reelle forbrugsniveauer, fremfor de obligatoriske grænseværdier. De reelle forbrugsniveauer opdeles desuden baseret på typen af vasket tekstil, som opgivet i O2.

Aspektet omkring andelen af miljømærket kemi (krav O18+P8) er medtaget i analysen. Her er der dog kun gjort forskel på produktionen af emballagen til vaskemidlerne, og ikke til selve indholdet.

Også krav O34 er medtaget i analysen. Her stilles krav til, at al personale skal uddannes i miljøhensyn og i overholdelse af svanemærkets krav. Kravet er dermed essentielt for, at de andre krav med rimelig kan antages at blive overholdt.

Kravene relateret til tekstiler og måtter kræver, at en given andel af de indkøbte tekstiler skal være certificeret med oekotex-100 og/eller svanemærket og/eller EU ecolabel (blomsten). Da tekstiler er vigtige for den samlede klimapåvirkning fra en tekstilservice (se afsnit 7.2.2), og svanemærkede tekstiler forventes at have en lavere klimapåvirkning end et gennemsnitstekstil på markedet (se resultater for tekstilanalysen i afsnit 6.1.6), er dette et vigtigt krav, hvis det medfører, at andelen af svanemærkede tekstiler er højere i en svanemærket tekstilservice. Personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask (tekstilservicevirksomheder der håndterer tekstiler fra det offentlige i Danmark) viser dog, at andelen af svanemærkede tekstiler er meget lille og at dette krav overholdes ved at indkøbe oekotex-100 certificerede tekstiler, som i forvejen er standarden indenfor det offentlige. Kravet medtages derfor ikke, da forbruget af tekstiler antages at være ens for en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice, der håndterer tekstiler fra det offentlige.

Afslutningsvis stilles der krav til træning af personale i miljøvenlig kørsel (krav O19). Det antages som udgangspunkt ikke, at dette krav fører til et mindsket brændstofforbrug i svanemærkede tekstilservicer, da det er uvist om ikke-svanemærkede tekstilservicer også uddanner deres personale i miljøvenlig kørsel. Effekten af kravet er dog medtaget som et sensitivitetsscenario (se detaljer i 7.3.4.4).

7.3.3.2 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i følgende krav:

- O9: Fareklassifikation af vaskekemi
- O10: Fareklassifikation af indgående stoffer i vaskekemi
- O17: Forbudte stoffer i vaskekemi
- O18+P8: Andel miljømærket kemi

Ligesom i analysen for klimapåvirkning medtages krav *O18* og *P8* i analysen af uønsket kemi. Disse krav relaterer sig til andelen af svanemærket vaskekemi. Kravet inkluderes ved at sammenholde information om ikke-svanemærket vaskekemi med kravene i kriterierne for svanemærkede vaskekemi til professionelt brug. Dette gøres op baggrund af fareklassificeringer af hele produktet, indholdsstofferne og forbrudte stoffer (både direkte forbrudte stoffer, samt stoffer der er forbudte grundet deres nedbrydningsegenskaber).

I krav *O9* og *O10* angives det, hvilke fareklassifikationer der udelukker vaskekemi fra at måtte bruges i en svanemærket tekstilservice, både for hele produktet og for indholdsstofferne. Da fareklassifikationer for et produkt, og for udvalgte indholdsstoffer, er angivet i sikkerhedsdatabladet, er dette krav inkluderet i analysen.

I krav *O17* angives hvilke stoffer, der ikke må indgå i vaskekemi brugt i en svanemærket tekstilservice. Dette krav inkluderes også i analysen, ved at sammenligne de indholdsstoffer der er oplyst i sikkerhedsdatabladene med listen af forbudte stoffer.

Krav *O11-O16* og *P5-P7* går også ind og begrænser brugen af vaskekemi der kan tillades i en svanemærket tekstilservice og er relateret til koncentrationen af miljøskadelige stoffer, fosfor og klor. Disse krav kræver dog viden om koncentrationer af de angivne stoffer, samt doseringsanvisninger, hvilket ikke har været muligt at finde baseret på sikkerhedsdatabladene. På trods af omfanget af disse krav, kunne effekten af dem ikke kvantificeres ved brug af den valgte metode, og er kravene derfor ikke inkluderet i analysen.

7.3.4 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

7.3.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

Baseret på eksisterende LCA'er, fx Thomsen et al. (2010), samt en forventning om forbrug af tekstil i det offentlige, blev den funktionelle enhed delt op i to, og defineret som givet nedenfor.

- *Produktion, vask og affaldshåndtering af 1 kg arbejdstøj, brugt i det offentlige, levetiden ud, svarende til 97 vaske.*
- *Produktion, vask og affaldshåndtering af 1 kg fladvarer, brugt i det offentlig, levetiden ud, svarende til 306 vaske.*

Sammensætningen af både arbejdstøj og fladvarer, brugt i det offentlige, antages at være 50% polyester, 45% bomuld og 5% elastane, baseret på personlig kontakt med Elis, Textilia og Midtvask, som er professionelle vaskerier der håndterer tekstiler fra det offentlige. Dette inkluderer både monotekstiler af 100% bomuld og 100% polyester, samt blandings-tekstiler bestående af både bomuld, polyester og elastane.

Levetiden er estimeret baseret på et gennemsnit af levetider angivet i litteraturen for hhv. forskellige typer arbejdsbeklædning^{210,211} og forskellige typer af fladvarer^{212,211}.

Et samlet overblik over referenceflows relateret til den funktionelle enhed, for en svanemærket og ikke-svanemærket service, samt i en gennemsnitlig, best- og worst-case situation, er givet i Tabel 59.

Tabel 59 Oversigt over referenceflows for tekstilservice, relateret til den funktionelle enhed: *Produktion, vask og affaldshåndtering af 1 kg arbejdstøj/fladvarer, brugt i det offentlige, levetiden ud*. Værdierne er opgivet således: Gennemsnitsværdi (best case værdi - worst case værdi)

Materialeinput, relateret til den funktionelle enhed	Enhed	Svanemærket tekstilservice	Ikke-svanemærket tekstilservice
<i>Arbejdstøj og fladvarer</i>			
Bomuld	kg	0,45	0,45
Polyester	kg	0,55	0,55
Elastane	kg	0,05	0,05
<i>Vaskeproces - arbejdstøj</i>			
Vand	kg	777 (643 - 1118)	881 (729 - 1267)
Vaskepulver	kg	2,26 (1,28 - 3,43)	3,06 (1,74 - 4,65)
Papemballage til vaskepulver	kg	0,15 (0,03 - 0,36)	0,21 (0,03 - 0,48)
<i>Vaskeproces - fladvarer</i>			
Vand	kg	2741 (1363 - 5082)	3107 (1545 - 5760)
Vaskepulver	kg	6,67 (3,15 - 17,67)	9,05 (4,27 - 23,98)
Papemballage til vaskepulver	kg	0,46 (0,06 - 1,83)	0,62 (0,09 - 2,49)

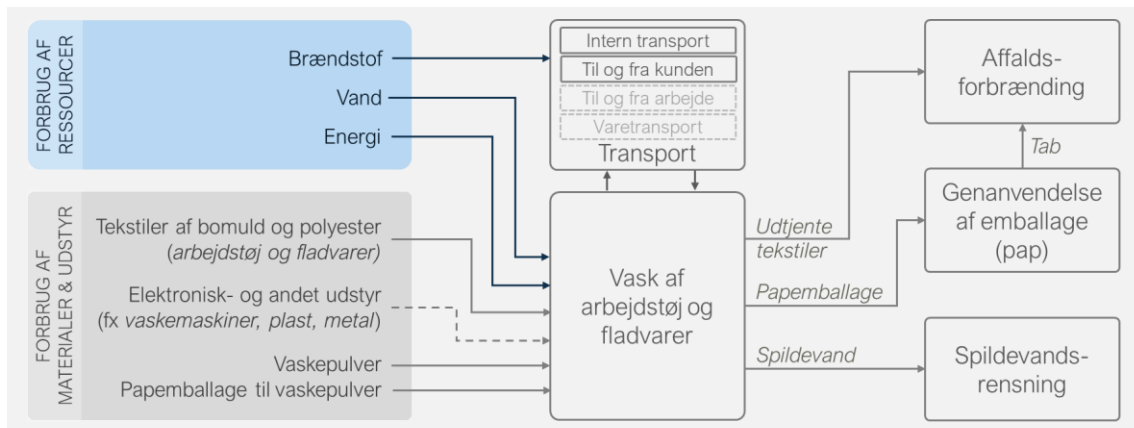
7.3.4.2 Systemopbygning af basisscenariet

Analysen af en tekstilservice, både med og uden et svanemærke, bygger på modelopbygningen illustreret på Figur 73. Som det kan ses på figuren, medtages elementer fra hele livscyklussen og analysen inkluderer dermed både tekstilforbrug, vaskefasen og den efterfølgende spildevands- og affaldshåndteringsfase. Dog er enkelte flows ekskluderet fra analysen, da disse forventes at have en minimal indflydelse på resultaterne og derudover forventes at være ens for en svanemærket- og ikke-svanemærket tekstilservice. Disse er capital goods (såsom vaskemaskiner, bygninger og biler), samt medarbejder- og varetransport.

²¹⁰ Thomsen et al. (2010), *Samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved grønne produkter*, Miljøministeriet, Miljøprojekt Nr. 1349

²¹¹ Trzepacz & Watson (2019), *Kortlægning af Københavns Kommunes forbrug af tekstiler*, Plan-Miljø

²¹² ETSA (2015), *Be aware of your footprint*, [Be aware of your footprint European Textile Services Association ETSA \(textile-services.eu\)](https://www.etsa.eu/Be-aware-of-your-footprint), Besøgt 2024



Figur 73 Illustration af modelopbygningen for en tekstilservice. Flows og processer markeret med stiplede linjer er ikke inkluderet i modellen.

De udtjente tekstiler antages i denne model at gå udelukkende til forbrænding. Dette baseres på en massebalance lavet af Energistyrelsen²¹³ over tekstilflows i Danmark som viser, at langt størstedelen af tekstil brugt i professionel sammenhæng (af virksomheder eller det offentlige) ender til forbrænding.

7.3.4.3 Datagrundlag for basisscenariet

Alle datapunkter og parametre, der er blevet brugt til at opstille analysen af en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice, er præsenteret i Tabel 60.

Tekstilforbruget er modelleret ens for en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice. Sammensætningen af tekstil er antaget på baggrund af personlig kontakt med Elis, Textila og Midtvask og levetiden for arbejdstøj og fladvarer er sat til et gennemsnit af levetider angivet i forskellige studier²¹⁴.

For vaskeprocessen gælder, at de fleste af de anvendte værdier for den svanemærkede tekstilservice repræsenterer reelle forbrugsniveauer, fremfor grænseværdier. Dette gælder el-, naturgas-, vand-, og totalt kemiforbrug, samt andelen af svanemærket kemi, for både arbejdstøj og fladvarer. De reelle forbrugsniveauer er fundet via en stikprøve, der er beskrevet i Bilag J.

De anvendte værdier for el-, naturgas-, vand-, og totalt kemiforbrug for den ikke-svanemærkede tekstilservice, er estimeret baseret på de reelle forbrugsniveauer fra den svanemærkede tekstilservice, samt en forventet forskel. Den forventede forskel er estimeret baseret på:

- En intern markedsundersøgelse af tekstilservice i norden udført af Nordisk Miljømærkning. Undersøgelsen indeholder energiforbrugsdata fra både svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice og er fra 2016.

²¹³ Energistyrelsen (2023), *Danmarks globale klimapåvirkning – Global afrapportering 2023 (GA23): Klimaaftryk af tekstilforbrug*, Baggrundsnotat nr. 7

²¹⁴ Levetider er fundet i ETSA (2015), Trzepacz and Watson (2019) og Thomsen et al. (2010)

- og/eller et studie af Thomsen et al. fra 2010²¹⁵, udført for miljøministeriet, der specifikt har undersøgt forskellen mellem en svanemærket og ikke-svanemærket tekstilservice.

Tabel 60 Oversigt over inventorydata brugt i modellen. Værdierne er opgivet således: *Gennemsnitsværdi (best case værdi - worst case værdi)*. Hvor kun én værdi er opgivet, er denne brugt som både gennemsnits-, best- og worst-case værdi.

Parameter	Enhed	Svanemærket tekstilservice	Ikke-svanemærket tekstilservice
<i>Tekstilforbrug</i>			
Bomuld	%	45	45
Polyester	%	50	50
Elastane	%	5	5
Levetid, arbejdstøj	Antal vaske	97	97
Levetid, fladvarer	Antal vaske	306	306
<i>Vask – arbejdstøj</i>			
Samlet mængde tøj til vask	kg/FU	97	97
Vandforbrug	kg/kg tekstil	8,03 (6,65 - 11,55)	9,1 (7,54 - 13,09)
Elforbrug	MJ/kg tekstil	0,82 (0,44 - 1,28)	1,17 (0,84 - 1,49)
Naturgasforbrug	MJ/kg tekstil	4,86 (3,66 - 5,57)	7,26 (7,4 - 7,73)
Svanemærket kemi	%	84 (88 - 77)	55 (100 - 40)
Vaskepulverforbrug	kg/kg tekstil	0,02 (0,01 - 0,04)	0,03 (0,02 - 0,05)
Papemballage	kg/kg vaskepulver	0,07 (0,02 - 0,1)	0,07 (0,02 - 0,1)
Genanvendt pap	%	82 (99 - 64)	79 (99 - 56)
<i>Vask – fladvarer</i>			
Samlet mængde tøj til vask	kg/FU	306	306
Vandforbrug	kg/kg tekstil	8,95 (4,45 - 16,59)	10,14 (5,04 - 18,8)
Elforbrug	MJ/kg tekstil	0,8 (0,55 - 1,04)	1,17 (0,84 - 1,49)
Naturgasforbrug	MJ/kg tekstil	5,29 (3,84 - 6,58)	6,2 (4,51 - 7,9)
Svanemærket kemi	%	89 (100 - 70)	55 (100 - 40)
Vaskepulverforbrug	kg/kg vaskepulver	0,02 (0,01 - 0,06)	0,03 (0,01 - 0,08)
Papemballage	kg/kg tekstil	0,07 (0,02 - 0,1)	0,07 (0,02 - 0,1)
Genanvendt pap	%	83 (99 - 62)	79 (99 - 56)
<i>Distribution og transport</i>			
Dieselforbrug	l/kg tekstil	0,05	0,05
<i>Genanvendelse af emballage</i>			
Sorteringseffektivitet	%	99	99
Oparbejdningseffektivitet	%	94	94

Da datakilderne er hhv. 8 og 14 år gamle, forventes forbrugsdataniveauerne fra disse kilder at være forældede og de anvendes derfor ikke i modellen. Kun den relative forskel mellem en gennemsnitlig svanemærket og gennemsnitlig ikke-svanemærket tekstilservice

²¹⁵ Thomsen et al. (2010), *Samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved grønne produkter*, Miljøministeriet, Miljøprojekt Nr. 1349

anvendes fra disse kilder. En oversigt over de anvendte forskelle i vaskefasen, samt datakilden som forskellen er estimeret på baggrund af, er givet i Tabel 61 (en detaljeret beskrivelse, samt angivelse af best- og worstcase værdier, er givet i Bilag J). Det ses fra tabellen, at forskellen på forbruget i en svanemærket og ikke-svanemærket tekstilservice er væsentligt større for tekstilservice der vasker arbejdstøj, sammenlignet med fladvarer.

I forhold til varmekilden viste stikprøven af svanemærkede tekstilservice, at tæt på 100% kommer fra naturgas og kun en meget lille andel fra fyringsolie. I Thomsen et al. (2010)²¹⁶ blev det antaget, at varmekilden i ikke-svanemærkede tekstilservice var fordelt ligeligt på naturgas og fyringsolie. Denne fordeling anvendes dog ikke i modellen, da studiet er gammelt og tekstilservice i Danmark har udviklet sig meget siden. Varmekilden antages derfor at være den samme i både svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice, og sættes til 100% naturgas.

Andelen af svanemærket kemi brugt i en svanemærket tekstilservice blev fundet via stikprøven. Da det ikke var muligt at finde data for andelen af svanemærket kemi i ikke-svanemærkede tekstilservice, antages denne andel at være lig den for rengøringservice (se afsnit 7.2.4.3).

Mængden af emballage blev estimeret på baggrund af data brugt for papemballage for både svanemærket og ikke-svanemærket vaskemiddel, som blev brugt i analysen af vaskemiddel til forbrugere (præsenteret i afsnit 5.2). Da der ikke er noget krav til vægten af emballagen i kriterierne for professionelt vaskemiddel, antages vægten af papemballagen at være ens for vaskemiddel hhv. med og uden et svanemærke. Til gengæld er der et krav til andelen af genanvendt materiale. Baseret på dette krav, og på andelen af svanemærket kemi, er andelen af genanvendt pap i emballagen blevet estimeret forskelligt for svanemærket og ikke-svanemærket vaskemiddel, som givet i tabellen (se detaljer i Bilag J).

Brændstofforbruget internt på anlægget, samt til og fra kunderne, er taget fra Thomsen et al. (2010)²¹⁶ og antages at være ens for hhv. en svanemærket og ikke-svanemærket service. Ligeledes er modelleringen af papemballagegenanvendelsen modelleret ens, hvor sorteringseffektiviteten af baseret på Ecoinvent (2012)²¹⁷ og oparbejdningseffektiviteten på Haupt et al. (2017)²¹⁸.

²¹⁶ Thomsen et al. (2010), *Samfundsøkonomiske gevinster og omkostninger ved grønne produkter*, Miljøministeriet, Miljøprojekt Nr. 1349

²¹⁷ Ecoinvent (2012), *ecoinvent 3.9.1 Dataset Documentation – treatment of waste paperboard, unsorted, sorting – Europe without Switzerland – waste paperboard, sorted*, Ecoinvent

²¹⁸ Haupt et al. (2017), *Do We Have the Right Performance Indicators for the Circular Economy? – Insight into the Swiss Waste Management System*, Research and Analysis, DOI: 10.1111/jiec.12506

Tabel 61 Procentdel af de reelle forbrugsniveauer, fundet for svanemærkede tekstilservice via stikprøven, der anvendes til at estimere forbruget i ikke-svanemærket tekstilservice.

Forbrug	Niveau for ikke-svanemærket tekstilservice der behandler		Datakilder
	Arbejdstøj	Fladvarer	
El	143%	127%	Intern markedsundersøgelse og Thomsen et al. (2010) ^a
Varme (naturgas)	149%	117%	Intern markedsundersøgelse og Thomsen et al. (2010) ^a
Vand	113%	113%	Tomsen et al. (2010)
Total kemi	136%	136%	Tomsen et al. (2010)

a. El- og varmeforbrugsdata fra Thomsen et al. (2010)²¹⁶ bruges kun for arbejdstøj

7.3.4.4 Datagrundlag for følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarierne præsenteret i Tabel 62. Begge sensitivitetsscenarierne beskrevet i tabellen udføres for både arbejdstøj og fladvarer.

Tabel 62 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarier udført for tekstilservice. I forhold til data gælder formatet: gennemsnitsværdi (best case værdi – worst case værdi)

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basisscenariet pr. 1 kg tekstil, levetiden ud
Effekt af træning i ecodriving	Da kriterierne for svanemærkede tekstilservice indeholder krav til træning af personel i ecodriving, afprøves effekten af dette, med den antagelse, at ikke-svanemærkede rengøringstjenester ikke træner deres personel i ecodriving. Studier har påvist at ecodriving kan føre til 6-22% reduktion i brændstofforbrug ²¹⁹ .	Brændstofforbruget for ikke-svanemærket tekstilservice er uændret. Brændstofforbruget for svanemærkede tekstilservice sættes til 86% (78%-94%) af det ikke-svanemærkede
Uden tekstilforbrug	Da der ikke forventes at være forskel på tekstilforbruget i en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice, beregnes klimapåvirkningen uden dette. Scenariet har dermed fokus på selve vaskeprocessen og kan på den måde nemmere sammenlignes med andre studier uden tekstilforbrug.	Følgende processer ekskluderes fra analysen: - Produktion af tekstiler (arbejdstøj eller fladvarer) - Forbrænding af tekstilerne efter endt brug.

²¹⁹ Bogner & Jellinek (2021), *Eco-driving initiatives – the key for sustainable and energy-efficient use of motorized vehicles*, European union funding for Research & Innovation

7.3.5 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurdering af uønsket kemi følger fremgangsmetoden fælles for de to servicegrupper, præsenteret i afsnit 7.1.1.

7.3.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser tager udgangspunkt i generisk forbrug af vaskemidler anvendt i tekstilservice og inkluderer både flydende vaskemiddel og vaskepulver.

Analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav relateret til energiforbrug, vandforbrug og drivhusgasudledninger samt krav til emballagen, fx emballagens vægt, indhold af genanvendt materiale og overordnede genanvendelighed. Disse parametre er udvalgt, da der er tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne sammenligne hhv. svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservicevirksomheder på det danske marked.

Analysen af uønsket kemi er udført på baggrund af krav i svanemærket tekstilservice relateret til fareklassifikation af vaskemidler samt forbud mod specifikke indholdsstoffer. Det har ikke været muligt at medregne effekten af krav, der begrænser brugen af bestemte stoffer ved at sætte grænseværdier for maksimalt tilladte koncentrationer, da dette kræver detaljerede data fra sikkerhedsdatablade, som ikke er fuldt tilgængelige.



Brug af en gennemsnitlig svanemærket tekstilservice i DK medfører en reduktion i klimabelastningen på 15-19%, sammenlignet med en gennemsnitlig ikke-svanemærket tekstilservice. Forskellen skyldes blandt andet et lavere el- og varmeforbrug.



Der blev **ikke fundet nogen forskel** i graden af materiale recirkulation i svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice.



Svanemærkede tekstilservice **mindsker brug af kemi** der er problematisk for arbejdsmiljøet og skadeligt for vandmiljøet, som ellers i stor udstrækning findes på markedet. Det har dog ikke været muligt at kvantificere mere præcist, da det fulde overblik over de forbrugte kemikalier ikke kendes.

* Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.

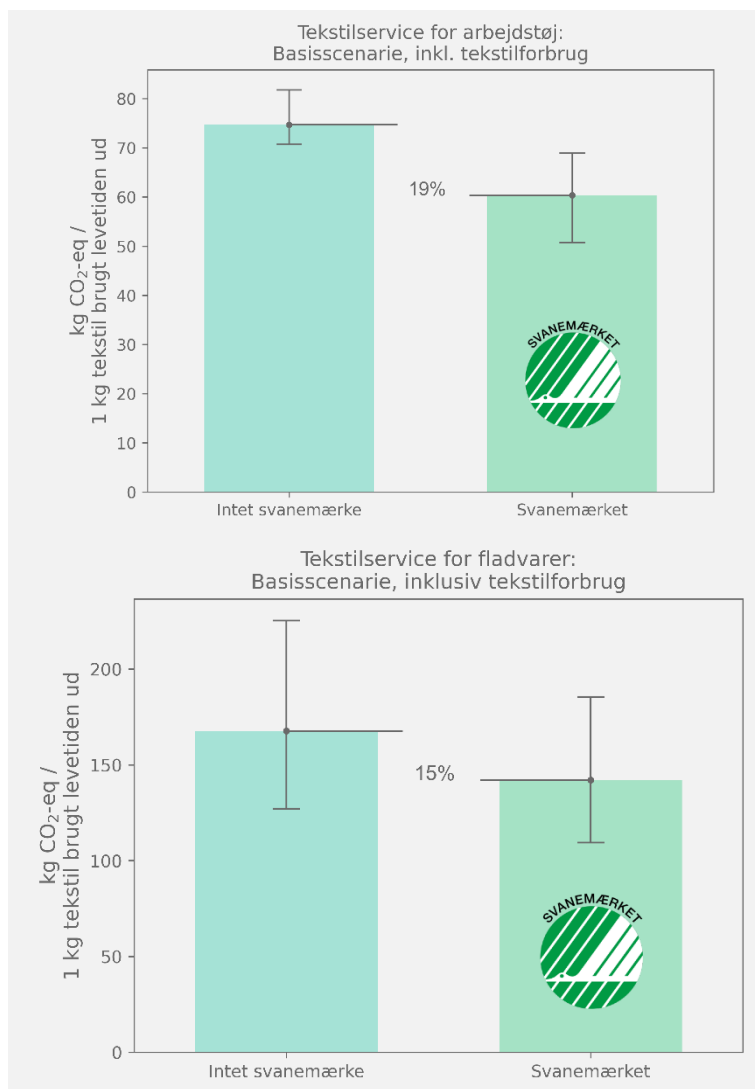
Analysen er baseret på få udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket tekstilservice versus ikke-svanemærket tekstilservice.

7.3.6.1 Klimapåvirkning

Figur 74 viser klimapåvirkningen relateret til produktion, vask og affaldshåndtering af 1 kg tekstil, brugt levetiden ud, for hhv. en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice. Figuren er delt op i tekstilservice der håndterer arbejdstøj (øverst) og tekstilservice der håndterer fladvarer (nederst). Fra figuren kan det ses, at svanemærkede tekstilservices der håndterer arbejdstøj i gennemsnit er 19% mindre klimabelastende end alternative services på markedet. Også svanemærkede tekstilservice der håndterer fladvarer er mindre klimabelastende end deres ikke-svanemærkede alternativ, i gennemsnit 15%.

I begge tilfælde kan den enkelte service dog variere fra gennemsnittet, og her ses der et markant overlap i klimabelastningen for tekstilservice der håndterer fladvarer. Hvor en svanemærket og ikke-svanemærket tekstilservice der håndterer fladvarer i bedste fald, er på samme lave niveau, har de ikke-svanemærkede tekstilservices i værste fald en højere klimabelastning. Når det kommer til tekstilservice der håndterer arbejdstøj, ses dog ikke noget overlap mellem den svanemærkede og ikke-svanemærkede service, og den svanemærkede service vil derfor i langt de fleste tilfælde være mindre klimabelastende, trods muligheden for en markant variation fra gennemsnittet.

Grunden til, at der er større variation ved håndtering af fladvarer sammenlignet med arbejdstøj er, at varmekonsumet kan variere væsentligt mere ved håndtering af fladvarer.



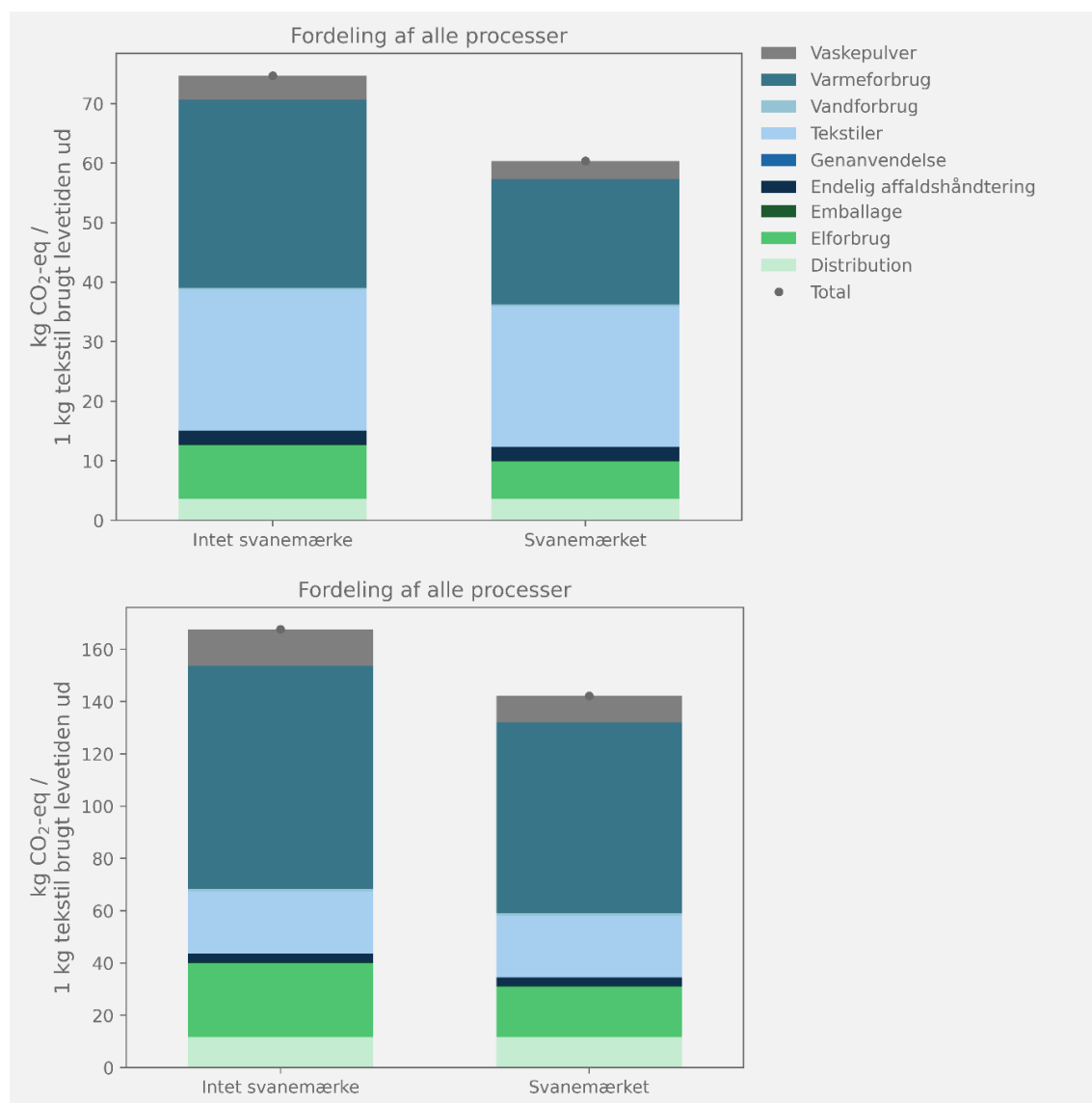
Figur 74 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg tekstil levetiden ud] relateret til en tekstilservice med og uden svanemærket, der vasker hhv. arbejdstøj (øverste figur) og fladvarer (nederste figur). Højden af kolonnerne repræsenterer den gennemsnitlige klimabelastning, og errorbaren repræsenterer klimabelastningen fra "best case" og "worst case".

Når der zoomes ind på fordelingen af de individuelle processer, som vist på Figur 75, ses det, at forskellen på klimapåvirkningen fra en svanemærket og en ikke-svanemærket tekstilservice skyldes: 1) et reduceret varmekonsum (■), 2) et reduceret kemikonsum (■) og 3) et reduceret elforbrug (■). Tilsammen udgør disse processer mellem 41-63% af klimapåvirkningen ifm. håndtering af arbejdstøj og mellem 65-80% ifm. håndtering af fladvarer, hvilket stemmer godt overens med resultaterne fra ETSA (2015)²²⁰, som fandt disse processer til at udgøre mellem 55-68%.

Grunden til, at kemi- og energikonsumet i vaskefasen, udgør en større andel for håndtering af fladvarer er, at fladvarer antages at kunne vaskes væsentligt flere gange før det kasseres, end arbejdstøj gør (306 mod 97 gange). Trods, at de processer der resulterer i en forskel, udgør en større andel for fladvarer, er den totale relative forskel på en gennemsnitligt svanemærket og ikke-svanemærket tekstilservice stadig mindre for fladvarer, da der for-

²²⁰ ETSA (2015), *Be aware of your footprint*, [Be aware of your footprint European Textile Services Association ETSA \(textile-services.eu\)](https://www.etsa.eu/Be-aware-of-your-footprint), besøgt marts 2024

ventes en større forskel i energiforbrug i en svanemærket tekstilservice der håndterer arbejdstøj, sammenlignet med en service der håndterer fladvarer (se detaljer i Tabel 60, afsnit 7.3.4.3).



Figur 75 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./kg tekstil levetiden ud] fra alle processer i livscyklussen for tekstilservice der vasker hhv. arbejdstøj (øverste figur) og fladvarer (nederste figur).

Udover varmekonsumet, der er ansvarlig for en markant andel af klimapåvirkningen, er også produktionen af tekstiler væsentlig, særlig for arbejdstøj, hvor tøjet antages at vaskes færre gange. For håndtering af fladvarer udgør produktion og affaldshåndtering af tekstilerne 18-20%, hvorimod det er helt op til 36-48% for arbejdstøj. Trods krav i de svanemærkede kriterier til indkøb af tekstiler, antages der ikke at være nogen forskel i produktion af tekstiler, da kravet kan opfyldes ved indkøb af 100% oekotex-100 certificerede tekstiler, som antages at være standarden inden for de offentlige (se uddybende forklaring i afsnit 6.1.3).

Der antages heller ikke at være forskel på distribution og transport, som udgør 5-9%.

7.3.6.1.1 Følsomhedsanalyse

Klimapåvirkningen fra basisscenariet, samt alle følsomhedsscenarierne, er præsenteret i Tabel 63. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge en svanemærket tekstilservice der håndterer arbejdstøj, sammenlignet med et ikke-svanemærket alternativ, ligger på mellem 14 og 15 kg CO₂-eq / kg arbejdstøj brugt levetiden ud. For tekstilservice der håndterer fladvarer ses en forskel på tværs af scenarier på mellem 25 og 27 kg CO₂-eq / kg fladvarer brugt levetiden ud.

Tabel 63 Klimapåvirkningen relateret til 1 kg tekstil brugt levetiden ud, for alle scenarierne for tekstilservice.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Arbejdstøj				
Basisscenarie	60	74	14	19
Uden tekstilforbrug	35	49	14	29
Ecodriving	59	74	15	19
Fladvarer				
Basisscenarie	142	168	26	15
Uden tekstilforbrug	115	140	25	17
Ecodriving	141	168	27	16

Indflydelse af tekstilforbrug

For at zoom ind på selve vaskeprocessen, hvor fokuset i kriterierne er størst, er analysen også blevet foretaget uden produktion og affaldshåndtering af tekstiler. Resultaterne, præsenteret i Tabel 63 viser, at den relative forskel mellem den gennemsnitlige klimapåvirkning fra svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice stiger markant, når tekstiler ikke inkluderes. Her ses en relativ forskel på 17% for tekstilservice der håndterer fladvarer og 29% for tekstilservice der håndterer arbejdstøj mod hhv. 15% og 19% i baseline-scenarierne. Da den kvantificerbare forskel mellem svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice udelukkende forekommer i vaskeprocessen, giver det god mening, at ekskludering af tekstilforbruget, som ikke forventes at bidrage til en forskel, øger den relative forskel. Det skal dog noteres, at den absolutte forskel på hhv. 14 kg CO₂-eq./kg arbejdstøj brugt levetiden ud og 26 kg CO₂-eq./kg fladvarer brugt levetiden ud ikke ændre sig.

Rames (2021)²²¹ har tidligere estimeret klimapåvirkningen fra en gennemsnitlig svanemærket og ikke-svanemærket tekstilservice der håndterer arbejdstøj, og fandt en forskel på 27%. I Rames (2021)²²¹ tages der udgangspunkt i de obligatoriske grænseværdier for energi- og vandforbrug givet i kriterierne, hvorimod denne analyse tager udgangspunkt i reelle forbrugsniveauer, som ofte er lavere end grænseværdierne. På den baggrund forventes forskellen fundet i denne analyse derfor at være større end i Rames (2021)²²¹. Til gengæld medtager denne analyse transport, som ikke umiddelbart er medtaget i Rames (2021)²²¹, hvilket trækker i den anden retning. Forskellen på 29% for tekstilservice der

²²¹ Rames (2021), *Tekstilservice – Livscyklusvurdering med fokus på CO₂ udført af Viegand Maagøe for Miljømærkning Danmark*, Viegand Maagøe

håndterer arbejdstøj, stemmer derfor godt overens med forskellen fundet i Rames (2021)²²¹.

Indflydelse af miljøvenlig kørsel

I scenariet *Ecodriving*, præsenteret i Tabel 63, afprøves effekten af, at ansatte i svanemærkede tekstilservice er blevet undervist i miljøvenlig kørsel, hvor det samtidig antages, at ansatte i ikke-svanemærkede tekstilservice ikke har fået tilsvarende undervisning. Fra tabellen ses det, at der er en effekt, men at denne er begrænset, da den fører til en absolut forskel på 15 kg CO₂-eq./kg arbejdstøj brugt levetiden ud og 27 kg CO₂-eq./kg fladvarer brugt levetiden ud, mod 14 kg CO₂-eq./kg arbejdstøj brugt levetiden ud og 26 kg CO₂-eq./kg fladvarer brugt levetiden ud i baselinescenarierne.

7.3.6.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

Den totale cirkularitet ligger kun på mellem 4% og 5% af det totale materialeinput. Dette ligger generelt lavt, hvilket skyldes, at emballagen fra vaskemidler, som er det eneste materialeinput der går til genanvendelse, kun udgør mellem 5% og 6% af det totale materialeinput, som ellers inkluderer tekstiler, vaskemiddel og vand.

Zoomes der ind på de 5-6% som udgør emballagen, er situationen en væsentligt anden, da analysen viser, at helt på til 93% af emballagen forventes at blive genanvendt og omdannet til nyt materiale der kan indgå i økonomien igen, forudsat at emballagerne bliver sorteret korrekt. I analysen antages det, at der udelukkende bliver brugt vaskepulver i papemballage. Da der ikke er krav til øget genanvendelighed af papemballage til svanemærket vaskepulver til professionelle, viser analysen ingen forskel på cirkulariteten af emballagerne, og 93% af emballagerne forventes dermed recirkuleret fra både svanemærkede og ikke-svanemærkede tekstilservice.

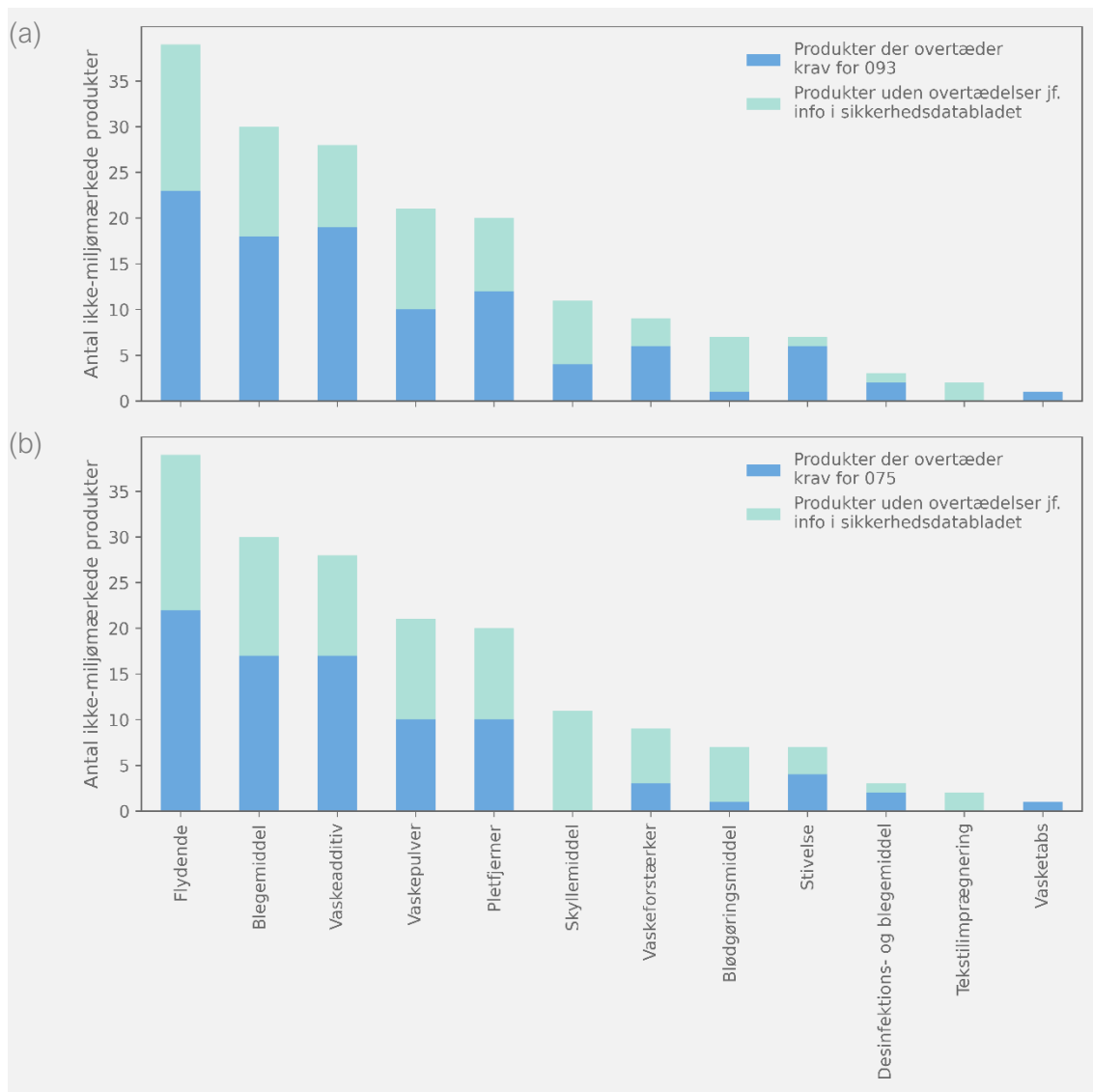
7.3.6.3 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i en kortlægning af 178 ikke-miljømærkede vaskemidler til professionelt brug, tilgængelige på det danske marked. Produkterne er fundet via metoden beskrevet i afsnit 7.1.1, og forventes at repræsenterer realistiske alternativer til miljømærkede vaskemidler på det danske marked. Tabel 64 viser fordelingen af disse ud i specifikke underkategorier.

Tabel 64 Oversigt over produktkategorier og antal kortlagte produkter

Produktkategori	Almindelige produkter
Flydende vaskemiddel	39
Blegemiddel	30
Vaskeadditiv	28
Vaskepulver	21
Pletfjerner	20
Skyllemiddel	11
Vaskeforstærker	9
Blødgøringsmiddel	7
Stivelse	7
Desinfektions- og blegemiddel	3
Tekstilimprægnering	2
Vasketabs	1
Total	178

For, at en tekstilservice kan svanemærkes, skal minimum 30% af den kemi der anvendes være miljømærket (svanemærket, EU-Ecolabel eller Bra Miljöval), og der gives point for en højere andel. Dette betyder, at en svanemærket tekstilservice i gennemsnit bruger 84-89% miljømærket kemi (se detaljer i afsnit 7.3.4.3), hvoraf 95% i gennemsnit er svanemærket. Derfor, som første trin i vurderingen, blev alle de ikke-miljømærkede produkter vurderet op imod kriterierne for svanemærkede vaskemidler til professionelt brug (se Figur 76a). Dette viste, at 57 % af de kortlagte produkter, alene baseret på information i sikkerhedsdatabladene, ikke lever op til kravene til svanemærket vaskemiddel til professionelt brug. Denne tendens ses på tværs af produktkategorier, på nær imprægnering.



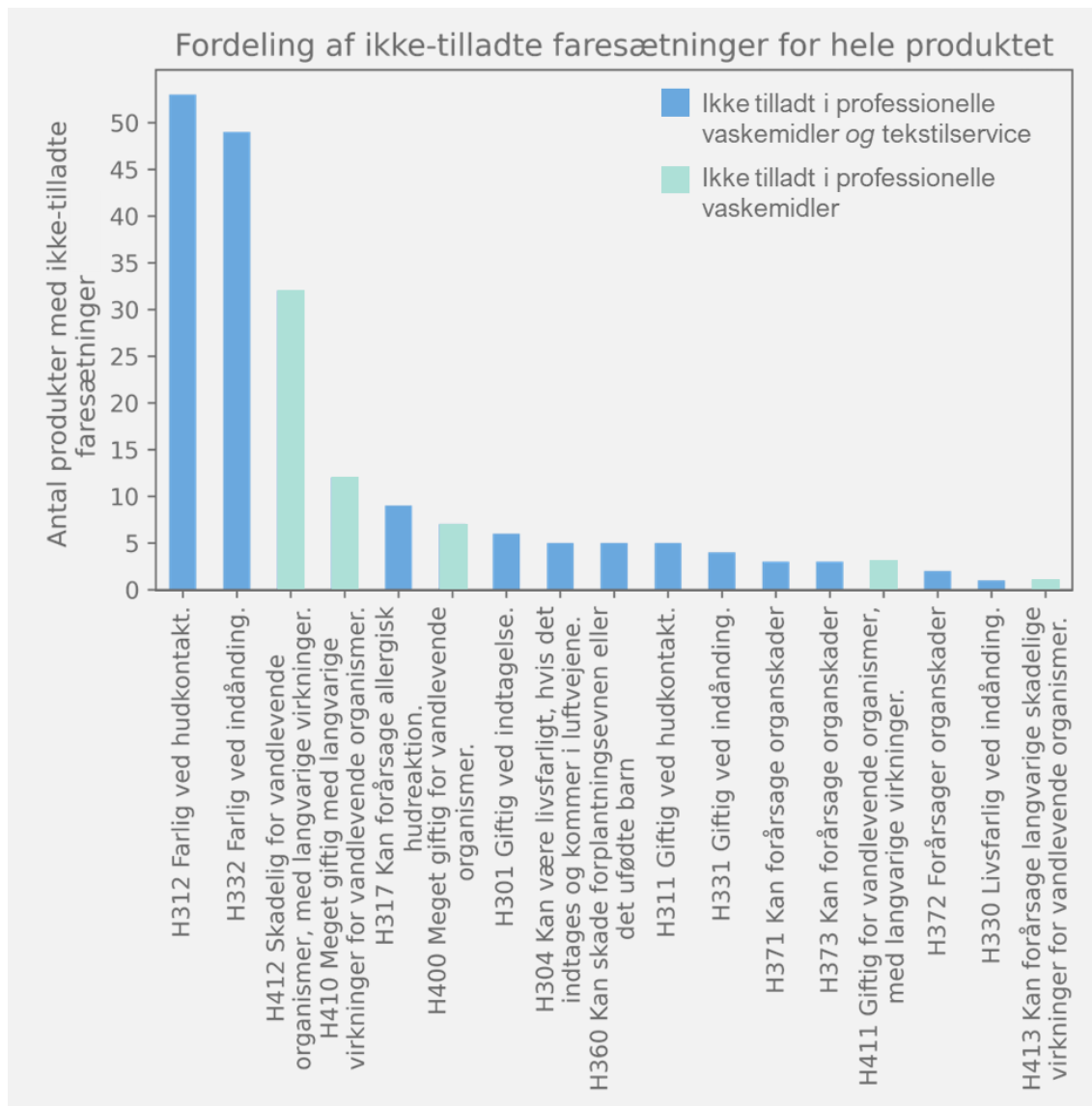
Figur 76 Fordeling af de 178 kortlagte ikke-miljømærkede vaskemidler til professionelt brug (ikke spray), samt visualisering af produkter der hhv. ikke overtræder og overtræder kriterierne for a) svanemærkede vaskemidler til professionelt brug (093) og b) brug i en svanemærket tekstilservice (075).

Udover krav til andel af miljømærket kemi, skal ikke-miljømærket kemi, brugt i svanemærkede tekstilservice, leve op til krav om fareklassificeringer og indholdsstoffer. Disse er ikke helt så strikse som kravene til svanemærket vaskemiddel, men udelukker stadig brug af 49% af de kortlagt produkter, udelukkende på baggrund af information i sikkerhedsdatabladene. Denne tendens ses ligeledes i de fleste produktkategorier, nu på nær skyllemiddel og imprægnering (se Figur 76b)

Den primære årsag til overtrædelserne af kravene til både svanemærkede vaskemidler til professionelt brug, samt til brug i svanemærket tekstilservice, er ikke-tilladte fareklassificeringer af hele produktet (se Figur 77). Her er det særligt fareklassificeringer relateret til arbejdsmiljø (særligt *H312 Farlig ved hudkontakt* og *H332 Farlig ved indånding*) der boner ud, men også i mindre grad klassificeringer relateret til allergiske reaktioner. Derudover, bidrager den høje andel af miljømærkede produkter også til udelukkelsen af produkter, der

har en fareklassificering der er skadelig for miljøet (særligt *H412 Skadelig for vandlevende organismer, med langvarige virkninger*).

Svanemærkede tekstilservice mindsker dermed brug af kemi der er problematisk for arbejdsmiljøet og skadeligt for vandmiljøet, som ellers i stor udstrækning findes på markedet.



Figur 77 Forekomst af fareklassificeringer for de kortlagte vaskemidler til professionelt brug, som ikke tillades ift. kravene for svanemærkede vaskemidler, samt brug i svanemærket tekstilservice.

8 Andre produktgrupper

8.1 Hæve-sænkeborde

Dette kapitel omhandler produktgruppen møbler, hvor de svanemærkede kriterier dækker over møbler, inventar (fitments) og døre til indendørs brug. 'Møbler' refererer til siddepladser (stole, sofaer osv.), møbler til at sove i (senge, sovesofaer, madrasser osv.), opbevaringsmøbler (skabe, bogreoler osv.) og skriveborde/borde. 'Inventar' dækker over køkken- og badeværelsesinventar, bordplader, garderober, skabe, tavler (whiteboards, blackboards) og skillevægge (både faste og fritstående, inklusiv akustikplader).

Da møbler er så forskelligartet en kategori, hvor de enkelte produkter varierer markant i formål og materialesammensætning, er der i dette studie valgt at fokusere på *hæve-sænkeborde*, da disse udgør essentielt inventar på moderne arbejdspladser, og er en af de mest købte møbletyper i det offentlige^{222, 223}.

8.1.1 Baggrund

Møbler er beregnet til at understøtte forskellige menneskelige aktiviteter, såsom opbevaring af genstande (skabe, reoler), spisning og arbejde (borde og stole), søvn (senge), mm. Møbler findes altså overalt omkring os, og udgør en vigtig rolle i almindelige borgers hverdag og møbler er ligeledes vigtige for offentlige institutioners daglige praksis, såsom skoler, kontorer, sygehuse, plejehjem osv.

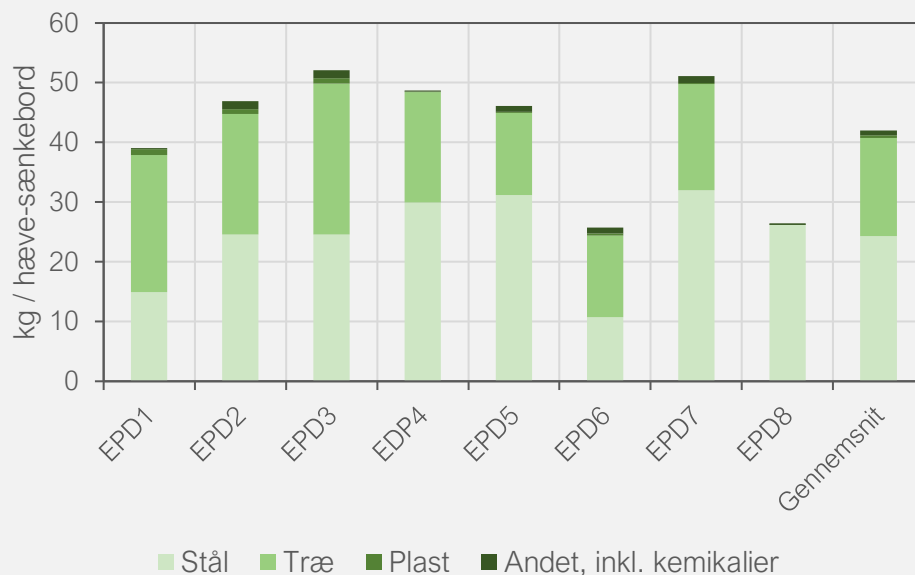
Da møbler er så forskelligartet en produktgruppe, er der i det efterfølgende fokuseret udelukkende på hæve-sænkeborde. Hæve-sænkeborde er valgt på baggrund af, at de udgør en af de møbletyper der sælges flest af i det offentlige²²³.

Hæve-sænkeborde er skrive- og arbejdsborde, ofte produceret til professionelle kontormiljøer, hvor arbejdsstillingen kan justeres, ved at ændre bordets højde enten elektronisk eller manuelt. De største komponenter i et hævesænkebord er stellet og bordpladen. Fra en gennemgang af 8 offentligt tilgængelige EPD'er på hæve-sænkeborde blev det tydeligt, at stål til stellet og træ til bordpladen, er de to materialer, der udgør langt størstedelen af bordets samlede vægt (se Figur 78).

Samtidig viser gennemgangen, at der er en markant variation i den samlede vægt på tværs af de forskellige hæve-sænkeborde, da disse varierer fra 25 kg til lidt over 50 kg. Dette skyldes både, at målene på bordene varierer, men det skyldes i høj grad også en forskel i materialeforbruget. Fx er stellet ofte det samme, selvom størrelsen af bordpladen kan variere, og her varierer vægten af stål til stellet fra lidt over 10 kg til over 30 kg.

²²² Staten og Kommunernes Indkøbsservice (SKI)

²²³ Personlig kontakt med Økonomistyrelsen, August 2024.



EPD1: Steelcase, 180x80 cm²²⁴, EPD2: Aarsland Møbelfabrikk AS, 160x80cm²²⁵, EPD3: Aarsland Møbelfabrikk AS, 160x80cm²²⁶, EPD4: Kinnarps AB, 160x80cm²²⁷, EPD5: Martela Oyj, 160x80cm²²⁸, EPD6: Martela Oyj, 140x70cm²²⁹, EPD7: Martela Oyj, 160x80cm²³⁰, EPD8: JSC Svenheim, 160x80²³¹

Figur 78 Materialesammensætning og vægt af hæve-sænkeborde fra 8 forskellige EPD'er.

Der indgår også meget små mængder af andre materiale, fx plastik og kemikalier, hvor særligt kemikalierne er væsentlige for vurderingen af problematisk kemi. Til produktionen af et hæve-sænkebord kan der bruges mange forskellige slags kemikalier med forskellige formål, fx:

1. *Lim til produktion af den træbaserede plade* som udgør bordpladen. Baseret på information fra de 8 EPD'er fra Figur 78, forventes det, at bordpladen på et hæve-sænkebord oftest er en MDF eller en spånplade. Til disse to slags plader bruges der enten urea-formaldehydlim (UF-lim), melamin-urea-formaldehydlim (MUF-lim) eller melamin-urea-fenol-formaldehydlim (MUPF-lim), som alle indeholder formaldehyd²³²
2. *Lim til kantlimning og finering*, hvor typiske lime er polyvinylacetatlim (PVAc-lim, PVA-lim), urea-formaldehydlim (UF-lim, urealim) og smeltelim²³³.

²²⁴ <https://environdec.com/library/epd3677>

²²⁵ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/edge-arbeidsbord-elektrisk-hev-senk-160x80-cm-varianter>

²²⁶ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/logic-arbeidsbord-160-x-80-cm-med-elektrisk-hev-senk-understell>

²²⁷ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/series-p-sit-stand-desk-160x80-cm-white-laminate>

²²⁸ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/alku-s-s>

²²⁹ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/alku-universal-table-with-t-legs-1>

²³⁰ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/pinta-egc-desk>

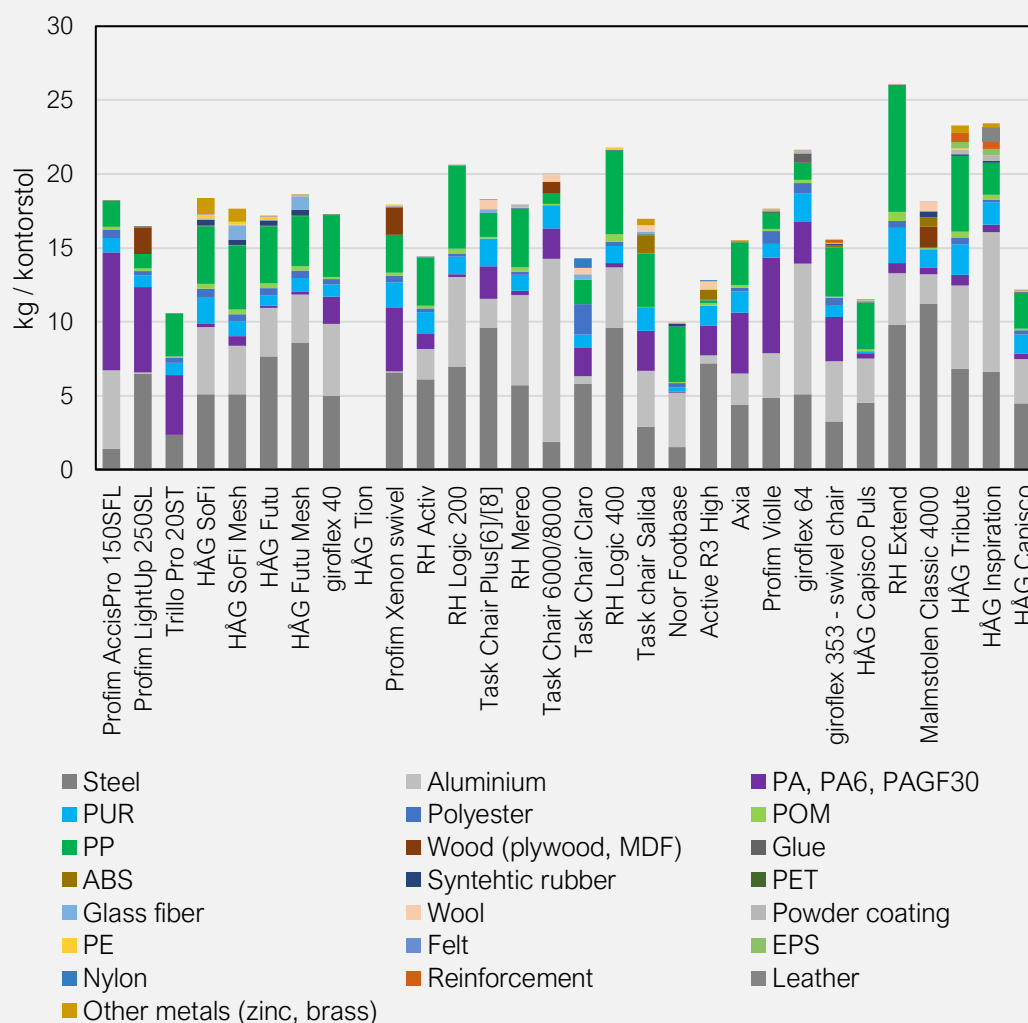
²³¹ <https://www.epd-norge.no/epder/mobel/bord-benkebord/tellus-workstation-with-variants-1600x800x22-melamine-astro-2-leg-electric-stroke-650mm>

²³² Benzon (2026). <https://www.trae.dk/leksikon/formaldehyd-i-lim-lak-og-plader/>

²³³ Larsen et al. (1999), miljøprojekt 501 udgivet af Miljøstyrelsen. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/1999/87-7909-499-6/html/indhold.htm>

3. *Overfladebehandling af træpladen*, som i møbelindustrien til indendørsbrug fx kan være melaminbelægning, laminatbelægning, oliebehandling, voksbehandling, lakker²³³ og maling.
4. *Kemikalier til forbehandling af metal* (til stellet), hvis formål er at etablere vedhæftning mellem metallet og den efterfølgende overfladebehandling. I denne proces bruges affedtningsmidler, samt kemikalier der skaber en overflade som maling, lak, osv. kan sidde fast på, samt beskytter mod korrosion²³⁴. For stål, kan dette fx inkludere kromatkonverteringsbelægninger, fosfatering og galvanisering.
5. *Overfladebehandling af stellet* med pulverlak, maling og lignende.

Hæve-sænkeborde udgør omkring 14% af møbelforbruget i staten, og er den næstmest indkøbte produktgruppe efter kontorstole²³⁵.



Figur 79 Materialesammensætning og vægt af kontorstole fra 30 norske EPD'er²³⁶.

²³⁴ Duyne (2023), <https://cdn.ymaws.com/www.ccaiweb.com/resource/collection/38C19C4E-71DD-46D3-A2F3-C7F499367278/MN18%20-%20Van%20Duyne%20-%20Pretreatment%20101-PROTECTED.pdf>

²³⁵ Personlig kontakt med Økonomistyrelsen, August 2024.

²³⁶ EPD'er på kontorstole, produceret fra 2021-2024 af Flokk AS og Kinnarps AB, fundet via <https://www.epd-norge.no/>.

8.1.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

Europa Kommissionens Joint Research Center har lavet en systematisk og omfattende gennemgang af LCA-studier af forskellige møbler²³⁷, og dette afsnit tager udgangspunkt i konklusionerne fra denne gennemgang, medmindre andet er angivet.

De overordnede livscyklusfaser relateret til møbler er:

1. Materialeudvinding og valg af materialer
2. Produktion
3. Transport
4. Brug og vedligeholdelse
5. Affaldshåndtering (End-of-life)

Miljøpåvirkningerne relateret til et møbel kan variere meget, alt afhængig af, hvilket møbel der er tale om, samt hvilke materialer møblet er lavet af. På tværs af LCA-studier for forskellige møbler gælder dog, at materialeudvindingsfasen er den der bidrager til de største miljøpåvirkninger²³⁸. En systematisk gennemgang af mange forskellige LCA'er på møbler, udarbejdet af Europa Kommissionens Joint Research Center, viser, at udvinding af materialer til møbler i gennemsnit udgør 74% af møblets klimapåvirkning. Deres gennemgang viser samtidig, at typen af materialer er afgørende for den samlede klimapåvirkning, og at metalkomponenter og særligt aluminium, har en højere klimapåvirkning end træ- og træ-baserede komponenter.

Dette er relevant for hæve-sænkeborde, da størstedelen af vægten, kommer fra metal-komponenter (se detaljer i afsnit 8.1.1). Flere studier har vist, at brug af genanvendt aluminium, fremfor virgin aluminium, vil reducere klimapåvirkningen²³⁷. Effekten af dette afhænger dog meget af den specifikke LCA-metode der benyttes og kan derfor variere meget.

Næst efter materialeudvinding, er produktion og samling af møblet den proces der er ansvarlig for flest af de resterende miljøpåvirkninger. Denne proces er i gennemsnit ansvarlig for 10% - 30% af klimapåvirkningerne, hovedsageligt grundet brug af el og varme. Produktionsprocesser der er mere miljøbelastende, er ofte processer der inkluderer behandling af komponenterne, såsom overfladebehandling, coating, og lignende. Her er brug af kemikalier også et hotspot, da der kan bruges mange forskellige kemikalier og lime i særligt behandlingsprocesserne.

Transportfasens miljøpåvirkninger er meget afhængig af hvor markedet er placeret og derfor kan denne fases klimaaftryk variere betydeligt. Generelt gælder det dog, at miljøpåvirkningerne fra transport ikke har en afgørende betydning (omkring 10% af klimapåvirkningen).

²³⁷ Donatello et al. (2014), *Revision of EU ecolabel and EU green public procurement criteria for furniture products*, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d0936f11-ac90-11e6-aab7-01aa75ed71a1>

²³⁸ Cordella & Hidalgo (2016), *Analysis of key environmental areas in the design and labelling of furniture products: Application of a screening approach based on a literature review of LCA studies*, Sustainable Production and Consumption, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2016.07.002>

Brugsfasen udgør kun en minimal del af møblers samlede miljøpåvirkning, og i studier der medtager vedligehold og rengøring, udgør brugsfasen kun op til 2% af miljøpåvirkningerne. Møblets levetid, som afgøres i brugsfasen, er dog en vigtig parameter for møblets samlede miljøpåvirkning, da levetiden påvirker det overordnede materialeforbrug over tid. Fx har et studie vist, at hvis levetiden for et skrivebord øges fra 8 til 10 år, så reduceres miljøpåvirkningerne med 20%²³⁹.

Miljøpåvirkningerne relateret til møblers end-of-life fase kan variere betydeligt, alt efter hvilke materialer og affaldshåndteringsmetoder der undersøges. Generelt set, er påvirkningen fra end-of-life mindre, sammenlignet med de andre faser, omkring 5%. På tværs af studier, der har inkluderet forskellige muligheder i end-of-life fasen, ses dog, at der er betydelige miljømæssige fordele at hente, hvis materialer eller komponenter genanvendes eller genbruges, fremfor forbrændes eller deponeres.

8.1.3 Udvælgelse af krav

Kriterierne til svanemærkede møbler indeholder 117 krav, hvor det kun er et udvalg af dem, der er relevante for produktionen af hæve-sænkeborde. De specifikke krav, som er inkluderet i analysen af klimapåvirkningen og cirkulær økonomi præsenteres, samt uønsket kemi, er givet i de følgende afsnit.

8.1.3.1 Cirkulær økonomi og klimapåvirkning

Analysen af effekten af de svanemærkede krav på klimapåvirkning og cirkulær økonomi, tager udgangspunkt i kravene præsenteret i Tabel 65. Flere krav er markeret med en parentes, hvilket betyder, at effekten af disse krav afhænger af brugeradfærden og der er derfor kun inkluderet i sensitivitetsanalyserne.

Tabel 65 Oversigt over krav, hvis effekt er medtaget i vurderingen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi for hæve-sænkeborde, samt en angivelse af, hvilke livscyklusfaser de påvirker. Krav i parentes er kun medtaget i sensitivitetsscenarier.

Krav	Medtaget i analysen for Hæve-sænke bord
O39 Energikrav til produktion af træbaserede plader	X
O80 Krav til produktion af stål	X
O4-O5 Kvalitetskrav	(X)

Det ene af de to krav, hvis effekt er inkluderet i basisscenariet for hæve-sænkeborde, er kravet til energiforbrug i produktion af træbaserede plader. Her stilles udelukkende krav til energiforbruget i produktionsfasen, som er den proces der i EPD'er hedder A3. Der findes mange tilgængelige EPD'er på træbaserede plader, men disse angiver oftest kun et samlet energiforbrug fra udvindingsprocessen til og med produktionen (A1-A3). Derfor inkluderes dette krav ved at tage udgangspunkt i de realiserede energiforbrug fra A1-A3, af både

²³⁹ Baseret på UNEP SETAC (2008). Life Cycle Assessment. A product-oriented method for sustainability analysis Training Manual, opsummeret i Donatello et al. (2014)²³⁷

træbaserede plader brugt som bordplader i svanemærkede hæve-sænkeborde, og andre træbaserede plader, egnet til møbelproduktion (se detaljer i afsnit 8.1.5.3).

Det andet krav, som også er inkluderet, er kravet til produktion af stål. Kravet kan opfyldes ved at opfylde én af flere muligheder. En gennemgang af svanemærkede hæve-sænkeborde viste, at licenshaverne har overholdt dette krav ved enten at benytte virgint stål, der er produceret med best-available-technology (BAT) eller hvor der er indført BAT tiltag i produktionen, eller ved som minimum at anvende 30% genanvendt stål. Begge dele forventes at have en klimaeffekt, og dette krav er derfor medtaget i analysen. En detaljeret beskrivelse af hvordan, er givet i afsnit 8.1.5.3.

Flere krav er relateret til kvaliteten, og disse dikterer, at svanemærkede møbler skal leve op til nogle specifikke standarder, ift. fx holdbarhed. På den baggrund forventes det, at svanemærkede møbler har en høj kvalitet. I forhold til levetid og levetidsforlængelse, er kvaliteten af møblerne en vigtig faktor og erfaringer fra genbrugsløsninger indenfor offentligt møbelforbrug viser, at højkvalitetsmøbler genbruges i højere grad²⁴⁰. De viser dog også, at faktorer, såsom design og æstetik, er afgørende i en eventuel genbrugssituation²⁴². Derudover har kontakt med flere offentlige instanser belyst, at møbler i det offentlige kun sjældent genbruges²⁴⁰, og at møbler oftest udskiftes, fordi der skal laves omrokeringer²⁴¹ eller fordi man gerne vil opnå et ensartet udtryk²⁴², snarere end at møblerne er udtjente eller gået i stykker. Derfor er der ikke grundlag for at antage, at kravene omkring kvalitet af svanemærkede møbler medfører en længere levetid, når de bruges i det offentlige. Der er dog et potentiale for, at levetiden forlænges, hvis man fra det offentlige er opmærksom på at bruge møblerne til de er udtjente. Derfor er kravene inkluderet som del af sensitivitetsanalysen, for at undersøge møblernes optimale potentiale.

Enkelte krav er ikke inkluderet i analysen, da det blev vurderet, at kravene der er sat i kriterierne, ligger på brancheniveau for hæve-sænkeborde der markedsføres til det professionelle marked. Fx sættes der i kriterierne krav til en garantiperiode på 5 år, hvilket langt de fleste aktører på markedet, der forhandler inventar til professionelle kontormiljøer, som minimum overholder. Mange giver også en garantiperiode på 10 år, blandt andet flere IKEA-kontormøbler²⁴³.

Der er også en række krav, der ikke blev inkluderet i analysen, da det ikke var muligt at finde data, der i tilfredsstillende grad repræsenterede et ikke-svanemærket produkt på markedet. Dette gælder blandt andet for kravet til standby elforbrug, hvor det ikke var muligt at få information om et generelt standby elforbrug i ikke-svanemærkede hæve-sænkeborde.

8.1.3.2 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi følger metoden beskrevet i afsnit 8.1.4. Metoden inkluderer effekten af kravene præsenteret i Tabel 66.

²⁴⁰ Personlig kontakt med Økonomistyrelsen, august 2024.

²⁴¹ Personlig kontakt med Rikke Frandsen, chefkonsulent i Odense Kommune, juli 2024.

²⁴² Personlig kontakt med Jan Sindal, projektleder i Københavns Kommune, august 2024.

²⁴³ Eksempelvis: <https://www.ikea.com/dk/da/p/markus-kontorstol-vissle-morkegra-70261150/> og <https://www.ikea.com/dk/da/p/hattefjæll-kontorstol-m-armlaen-gunnared-beige-hvid-60538955/>

Tabel 66 Oversigt over krav, hvis effekt er medtaget i vurderingen af uønsket kemi for møbler.

Krav	Kravet regulerer		
	Selve det kemiske produkt	Indholdsstofferne i det kemiske produkt	Emissioner
O20+O32+O46+O52+O63+O73+O106+O133: Fareklassificering af kemiske produkter	x		
O21+O33+O47+O53+O65+O74+O93+O153: Fareklassificering af indgående stoffer i kemiske produkter		x	
O22: Forbudte stoffer		x	
O37+O56: Emissioner af formaldehyd fra laminat og træbaserede plader			x

I kriterierne for møbler stilles der krav til, at kemiske produkter, anvendt i møbelfremstilling, ikke må have udvalgte fareklassificeringer, samt at de anvendte kemiske produkter ikke må indeholde stoffer, der har udvalgte fareklassificeringer. Ligeledes forbydes en række kemiske stoffer i møbelfremstilling af svanemærkede møbler. Disse gælder dog kun for selve møbelproduktionen, og der stilles specifikke krav til kemikalier brugt til produktion af forskellige materialer (fx træ, laminat, tekstiler, plast) og til fx overfladebehandling. De specifikke krav har dog, for langt de fleste materialer, de samme kravniveauer, som der stilles for møbelfremstilling generelt, når det kommer til fareklassificeringer og forbudte stoffer. I enkelte tilfælde, såsom overfladebehandling, stilles der striksere krav til fareklassificeringer for indgående stoffer, men i alle tilfælde, skal den anvendte kemi som minimum leve op til kravene for møbelfremstilling generelt. Den eneste undtagelse er lim, som derfor ikke medtages i vurderingen af uønsket kemi (se detaljer i afsnit 8.1.4).

I vurderingen af uønsket kemi i de kemiske produkter medtages effekten af alle kravene relateret til fareklassificeringer, for både det kemiske produkt og de indgående stoffer, samt kravet til forbudte stoffer i møbelfremstillingen. Da metoden til vurderingen kun kan skelne mellem, om et stof forekommer i et produkt eller ej (se detaljer i afsnit 8.1.4), er effekten af en lang række krav, der begrænser, uden fuldstændigt at forbyde, brugen af bestemte kemikalier, ikke medtaget i analysen. Dette gælder blandt andet flere krav til økotoxicitet, indhold af formaldehyd, indhold af VOC'er²⁴⁴ og lignende.

Som supplement til vurdering af uønsket kemi i de kemiske produkter, vurderes også effekten af svanemærkets krav til emissioner af formaldehyd fra træ-baserede plader og laminat (O37+O56). Kriterierne indeholder ligeledes krav til maksimale emissioner af VOC'er, men da datagrundlaget relateret til VOC emissioner fra møbler er meget sparsomt, var det ikke muligt at finde et sammenligningsgrundlag og dermed vurdere effekten af disse krav.

²⁴⁴ VOC: Volatile organic compounds. På dansk flygtige organiske forbindelser.

8.1.4 Metode til vurdering af uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi er todelt. Den første del fokuserer på uønsket kemi, relateret til selve de kemiske produkter anvendt i fremstillingen, og den anden del er relateret til potentielle emissioner af formaldehyd fra møbler.

8.1.4.1 Kemiske produkter anvendt i møbelfremstilling

Rationalet bag vurderingen af uønsket kemi, relateret til selve de kemiske produkter og deres indholdsstoffer, er at vurdere, i hvor høj grad svanemærkets krav til kemi forhindre brug af potentielt problematiske kemikalier, som ellers anvendes i møbelfremstilling.

Dette gøres på baggrund af en screening af kemi og kemikalier brugt i møbelfremstilling, eller til fremstilling af materialer, der bruges i møbler. Screeningen tog udgangspunkt i tilgængelig information i videnskabelige artikler, rapporter, EPD'er og på hjemmesider. Her blev det efterstræbt at finde kilder, der præsenterede et generelt forbrug af kemikalier, og som ikke udelukkende fokuserede på problematiske kemikalier, således at kemikalierne fra screeningen forventes at repræsentere kemikalier på markedet bredt.

For at kunne sammenligne egenskaberne af de identificerede kemikalier/kemiprodukter med kravene til svanemærket møbelfremstilling, blev hvert kemikalie relateret til et CAS-nummer, som blev brugt til at finde kemikaliets sikkerhedsdatablad²⁴⁵. I enkelte tilfælde var det ikke muligt enten at koble et kemikalienavn til et CAS-nummer eller at finde et SDS på baggrund af et CAS-nummer.

En oversigt over antallet af kemikalier og kemiprodukter, der blev identificeret fra screeningen, antallet af disse med et tilgængeligt SDS, samt den anvendte reference, er givet i

²⁴⁵ De fleste sikkerhedsdatablade blev fundet via <https://www.sigmaaldrich.com/DK/en>. Alternativt blev google anvendt.

Tabel 67. Flere af kemikalierne kan bruges til forskellige formål, hvilket er grunden til, at det totale antal kemikalier er mindre end summen af kemikalier indenfor hvert brugsformål.

Alle sikkerhedsdatablade blev i vurderingen gennemgået for:

6. Fareklassificering²⁴⁶ af det kemiske produkt
7. Fareklassificering²⁴⁶ af indholdsstofferne i det kemiske produkt
8. CAS-numre af de angivne indholdsstoffer i produktet

Disse informationer kan holdes op imod svanemærkets krav til kemi i møbelfremstilling (se forrige afsnit), og på den baggrund kan det kortlægges, hvor mange af de anvendte kemikalier eller kemiprodukter, identificeret via screeningen, der effektivt set bliver udelukket i svanemærket møbelfremstilling, samt hvilke problemstillinger udelukkelsen af disse produkter/kemikalier forhindre.

²⁴⁶ Følgende EU's CLP klassificeringskategorier.

Tabel 67 Oversigt over antallet af kemikalier der blev identificeret som relevante i møbelproduktion, samt deres brugsformål. SDS: Sikkerhedsdatablad

Brugsformål	Antal kemikalier/ kemiprodukter	Antal med tilgængeligt SDS	Reference
Generel møbelproduktion	2	2	UNEP (2023) ²⁴⁷
Overfladebehandling af træ	26	22	Rybin et al. (2019) ²⁴⁸ , Andersen et al. (2011) ²⁴⁹
Overfladebehandling af laminat	17	16	Rybin et al. (2019) ²⁴⁸ , EPDer ²⁵⁰
Overfladebehandling af metal	13	8	Andersen et al. (2011) ²⁴⁹ , Duyne (2024) ²⁵¹
Træpladeproduktion, eksklusiv lim	6	5	Ganne-Chédeville and Diederichs (2015) ²⁵² , Stubdrup et al. (2016) ²⁵³
Tekstiler og padding	17	16	UNEP (2023) ²⁴⁷ , SCA (2023) ²⁵⁴ , ECHA (2023) ²⁵⁵
<i>Total</i>	<i>62</i>	<i>51</i>	

Det er vigtigt at pointere, at sikkerhedsdatablade ikke indeholder den fulde ingrediensliste for et givent kemisk produkt, særligt hvis indholdsstofferne kun optræder i lave koncentrationer. Samtidig angives den specifikke koncentration af et indholdsstof ikke i sikkerhedsdatabladet. Derfor er denne kortlægning en konservativ udlægning af, hvor effektivt svanemærket forhindrer brug af uønsket kemi, da den kun identificerer de produkter der på baggrund af sikkerhedsdatabladet ikke kan godkendes til brug. I en reel certificeringsproces, vil hele ingredienslisten, samt koncentrationerne af alle ingredienser skulle oplyses, og først på den baggrund, kan et kemikalie blive vurderet enten egnet eller ikke-egnet til brug

²⁴⁷ UNEP (2023), *Chemicals in Plastics - A Technical Report*. <https://www.unep.org/resources/report/chemicals-plastics-technical-report>

²⁴⁸ Rybin et al. (2019), Chemical Safety of Furniture Products, [www.doi.org/10.3390/coatings9110708](https://doi.org/10.3390/coatings9110708)

²⁴⁹ Andersen et al. (2011), *Kortlægning af substitutionsmuligheder samt sundheds- og miljømæssig vurdering af malingsystemer til industriel overfladebehandling af metal og træ*, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 1379

²⁵⁰ EPDer for hæve-sænkeborde fundet via EPD International eller EPD Norge.

²⁵¹ Duyne, *The Basics of Pre-Treatment - "Surface Finishing 101"*, <https://cdn.ymaws.com/www.ccaaiweb.com/resource/collection/38C19C4E-71DD-46D3-A2F3-C7F499367278/MN18%20-%20Van%20Duyne%20-%20Pretreatment%20101-PROTECTED.pdf> (besøgt i juli 2024)

²⁵² Ganne-Chédeville and Dieferichs (2015), Potential Environmental Benefits of Ultralight Particleboards with Biobased Foam Cores. <https://dx.doi.org/10.1155/2015/383279>

²⁵³ Stubdrup et al. (2016), *Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Production of Wood-based Panels*, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/b20188e8-d089-11e5-a4b5-01aa75ed71a1>

²⁵⁴ SCA (2023), *Hazardous chemicals in textiles*, SWEDISH CHEMICALS AGENCY.

²⁵⁵ ECHA (2023), *Regulatory strategy for flame retardants*, https://echa.europa.eu/documents/10162/2082415/flame_retardants_strategy_en.pdf/

i et svanemærket møbel. Det vil sige, at selvom et kemikalie eller kemisk produkt, på baggrund af denne kortlægning, lever op til kravene for svanemærket, er det ikke sikkert, at de vil kunne leve op til kravene i en reel certificeringssituation.

Derudover angiver krav O22 (der forbyder brug af bestemte indholdsstoffer), brede grupper af kemikalier, uden specifikke CAS-numre. Kortlægningen blev lavet til at kunne identificere CAS-numrene på de meste almindeligt anvendte indholdsstoffer, som forbydes af svanemærkets krav, men listen er ikke udtømmende, så også her, kan flere produkter blive afvist i en reel certificeringsproces, end hvad kortlægning viser.

8.1.4.2 Formaldehydemissioner fra træmøbler

Som supplement til vurderingen af uønsket kemi i kemiske produkter og kemikalier, vurderes også effekten af kravene, der sætter grænseværdier for udledning af formaldehyd fra svanemærkede møbler. Dette gøres på baggrund af to studier^{256,257}, hvor observerede formaldehydemissioner fra en række forskellige møbler²⁵⁸, sammenlignes med grænseværdierne for svanemærkede møbler. Formålet er at illustrere, i hvor høj grad de svanemærkede grænseværdier til formaldehydemissioner, bidrager til at forhindre brug af møbler med særligt høje formaldehydemissioner.

8.1.5 Metode til vurdering af cirkulær økonomi og klimapåvirkning

8.1.5.1 Funktionel enhed og referenceflow

Den funktionelle enhed er defineret som:

Produktion og affaldshåndtering relateret til en 160cm x 80cm stor arbejdsbordplads ved et hævesænkebord i 15 år.

Hæve-sænkebordet repræsenterer et generisk hæve-sænkebord, og er sammensat af 58% stål til stellet, 39% træ til bordpladen og 3% andet²⁵⁹. Både det svanemærkede og ikke-svanemærkede hævesænkebord antages at have en levetid på 15 år. Den samlede vægt, samt alle referenceflows er givet i Tabel 68, og er ens for både det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativ.

Fra tabellen kan det ses, at vægten af både stellet (stål) og bordpladen (træ) kan variere betydeligt fra gennemsnittet, hvilket medfører, at den samlede vægt af bordet kan variere helt fra 27kg til 53 kg, med et gennemsnit på 41 kg, hvilket forventes at skabe en stor variation i resultaterne. En mere detaljeret beskrivelse af de data der ligger til grund for referenceflowsne af basisscenariet er givet i afsnit 8.1.5.3.

²⁵⁶ Andersen et al. (2023), *Emission of Formaldehyde from Furniture*, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt No. 1815, 2023

²⁵⁷ Kolarik et al. (2010), *Afgivelse af formaldehyd fra byggevarer og forbrugerprodukter*, Statens Byggeforskningsinstitut, Aalborg Universitet

²⁵⁸ Fundet i overensstemmelse med testmetoden EN 717-1

²⁵⁹ Gennemsnitlig sammensætning baseret på data fra EPD'er (se detaljer i afsnit **Fejl! Henvissningskilde ikke fundet.**).

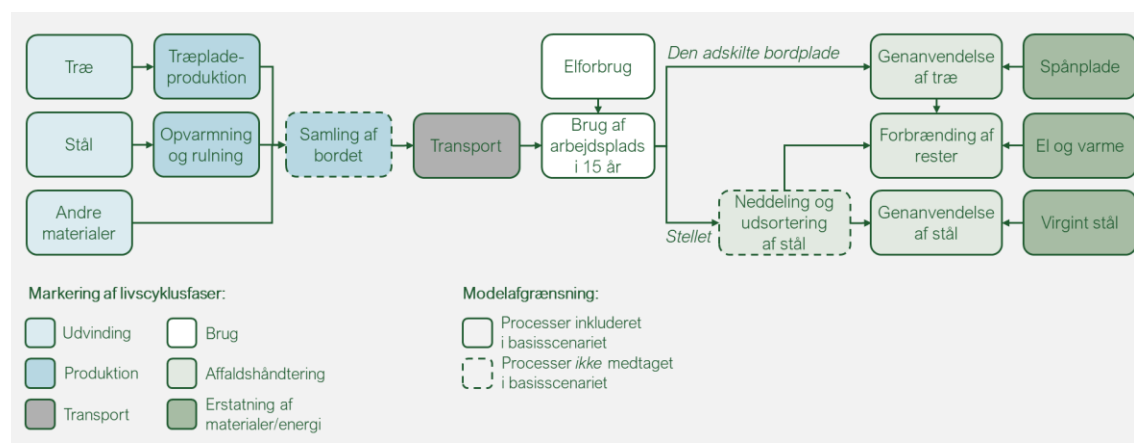
Tabel 68 Oversigt over referenceflows for hæve-sænkeborde, relateret til den funktionelle enhed (FU): *Produktion og affaldshåndtering relateret til en 160cm x 80cm stor arbejdsbordplads ved et hævesænkebord i 15 år.* Værdierne er opgivet således: Gennemsnitsværdi (best case værdi, worst case værdi)

Referenceflow pr. funktionel enhed	Værdi [kg]
Stål	24 (16, 31)
Træ	16 (10, 21)
Andre materialer (laminat, mm.)	1 (1, 1)
Samlet vægt af hæve-sænkebord	41 (27, 53)

8.1.5.2 Systemopbygning af basisscenariet

Figur 80 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for hæve-sænkeborde. Modelopsætningen er den samme for hæve-sænkeborde med og uden et svanemærke.

Som det ses på figuren, antages det, at brugeren af bordet adskiller bordpladen fra stellet, inden det stilles til affaldsafhentning, sådan at træet fra bordpladen sendes til genanvendelse. Dette skyldes en antagelse om, at den mest udbredte brugeradfærd vil være at adskille bordpladen fra stellet, når bordet skal smides ud, grundet den høje vægt af bordet (fra 27kg til 53kg). Dette er en usikker antagelse, men da der ikke antages en forskel fra svanemærkede og ikke-svanemærkede borde, så vil det ikke indvirke på en potentiel forskel.



Figur 80 Illustration af hvilke processer der er medtaget i modelleringen af basisscenariet relateret til den funktionelle enhed: *Produktion og affaldshåndtering relateret til en 160cm x 80cm stor arbejdsbordplads ved et hævesænkebord i 15 år.*

8.1.5.3 Datagrundlag for basisscenariet

Alle dataværdierne, der er brugt til at modellere både det svanemærkede og ikke-svanemærkede hævesænkeborde, er givet i Tabel 69. I tabellen er der enten angivet en enkelt værdi eller et enkelt datainterval, for både det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativt, hvis den angivne parameter er modelleret ens i begge tilfælde. Alternativt, er der angivet et specifikt datapunkt eller datainterval for hhv. det svanemærkede og ikke-svanemærkede alternativt, der hvor analysen er forskellig.

Som det kan ses på figuren, er mange parametre modelleret ens, uafhængigt af miljømærkning. Dette gælder for hæve-sænkebordets samlede vægt, materialesammensætningen, livstiden, energiforbruget i brugsfasen, effektiviteter i genanvendelsen af metaller og træ, samt transportafstande.

Den samlede vægt, materialesammensætning, livstid og energiforbrug i brugsfasen blev fundet ved at gennemgå 8 offentligt tilgængelige EPD'er på hæve-sænkeborde²⁶⁰, der antages at repræsenterer en realistisk variation af hæve-sænkeborde på markedet. Her bruges gennemsnitsværdien til at repræsenterer et generisk gennemsnitligt niveau, hvorimod den bedste og værste værdi, fundet i EPD'erne, er brugt til at modellere en realistisk variation fra det gennemsnitlige niveau. For levetiden og sammensætningen er der brugt enkelte dataværdier og ikke dataintervaller. Effektiviteterne i metalgenanvendelsen er baseret på data fra Haupt et al. (2018)²⁶¹, i trægenanvendelse på data fra Faraca et al. (2019)²⁶², og transportafstandene er sat til at repræsenterer en mulig realistisk variation fra lokal til regional produktion.

²⁶⁰ EPD'er (miljøvaredeklarationer) på hævesænkeborde, fundet hovedsageligt via <https://www.epd-norge.no/>. Specifikke links og reference er givet ifm. Figur 78.

²⁶¹ Haupt, M., Kägi, T., Hellweg, S., 2018. Life cycle inventories of waste management processes. DOI: 10.1016/j.wasman.2018.03.035

²⁶² Faraca, G., Boldrin, A., Astrup, T., 2019. Resource quality of wood waste: The importance of physical and chemical impurities in wood waste for recycling. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.02.005

Tabel 69 Oversigt over alle datapunkter brugt til opstilling af klima- og CØ-vurderingen for hæve-sænkeborde med og uden et svanemærke. Værdien for datapunkterne er opgivet således: Gennemsnitsværdi (best case værdi ; worst case værdi). Hvor der kun er angivet én værdi, er denne brugt som både gennemsnits-, best-case-, og worst-case værdi. Alle værdier fremhævet med **fed** er brugt som generisk gennemsnitsværdi.

Parameter	Enhed	Hæve-sænkebord der er Svanemærket Ikke-svanemærket	
Materialer og produktion			
Samlet vægt af hæve-sænkebord	kg/160x80cm	41 (27 ; 53)	
Stål	%	59	
Træ	%	39	
Andre materialer	%	2	
Energiforbrug i træplade- produktion (A1-A3)	MJ/kg træplade	12,4 (9,7 ; 15,1)	25,5 (5,8 ; 74,4)
Opfyldelse af stålproduktionskrav			
<i>Alternativ 1 (genanvendt stål)</i>			
Andel genanvendt stål	%	30 (31,8 ; 30)	15,1 (31,8 ; 0)
Emissionsfaktor for virgint stål	kg CO ₂ -eq./kg stål	1,92	
<i>Alternativ 2 ("renere" stålproduktion)</i>			
Andel genanvendt stål	%	0	15,1 (31,8 ; 0)
Emissionsfaktor for produktion af virgint hot-rolled stål	kg CO ₂ -eq./kg stål	2,28	2,46
Brugsfasen			
Levetid	år	15	
Energiforbrug	MJ/år	14,8 (7,4 ; 23,4)	
Affaldshåndtering			
Sorteringseffektivitet af stål	%	96	
Oparbejdningseffektivitet af stål	%	88	
Sorteringseffektivitet af aluminium	%	98	
Oparbejdningseffektivitet af alu.	%	94	
Sorteringseffektivitet af træ	%	94 (94 ; 93)	
Oparbejdningseffektivitet af træ	%	94	
Transport			
Distance	km	500 (100 ; 1000)	

Fra tabellen ses det, at forskellen på det svanemærkede og ikke-svanemærkede hæve-sænkebord blev modelleret via et forskelligt energiforbrug til udvinding af træ og træplade-produktion, samt via opfyldelse af krav til stålproduktion. I forhold til opfyldelse af krav til stålproduktion er der to muligheder. Da disse er lige realistiske, er basisscenariet modelleret to gange, både med opfyldelse af kravet via alternativ 1, som kræver brug af minimum 30% genanvendt stål, eller via alternativ 2, som kræver BAT (best available technology) tiltag i den virgine stålproduktion, hvilket fører til en reduceret emissionsfaktor.

Energiforbruget til udvinding af træ og træpladeproduktion er for det svanemærkede alternativ fundet via realiserede gennemsnit baseret på 2 ud af 3 danske licenshavere. Disse to havde opgivet energiforbruget helt fra udvinding til produktion (A1-A3) og ikke kun produktionen (A3), som kravet gælder for, og dermed kunne deres realiserede energiforbrug sammenlignes med tilsvarende forbrug i tilgængelige EPD'er. Energiforbruget for det ikke-svanemærkede produkt blev nemlig fundet via tilgængelige EPD'er på forskellige typer træbaserede plader, egnet til bordplader, som kun opgiver et samlet energiforbrug fra udvinding til produktion (A1-A3). Dette inkluderede data fra 21 EPD'er på både spånplader, MDF-plader og krydsfinerplader²⁶³.

Der blev også modelleret en forskel i stålproduktionen, via en af de to nedenstående alternativer:

- *Alternativ 1:* Andelen af genanvendt stål i stellet, blev for det ikke-svanemærkede produkt fundet via gennemgang af de 8 EPD'er på hæve-sænkeborde, beskrevet tidligere. For det svanemærkede produkt blev både gennemsnitsværdien og worst-case værdien sat til kravniveauet på 30% og best-case værdien sat lig det højeste niveau fundet i EPD'erne. Emissionsfaktoren for produktion af den resterende andel virgint stål blev modelleret ens, baseret på datasæt fra Ecoinvent²⁶⁴, som antages at repræsenterer generisk stålproduktion.
- *Alternativ 2:* Her modelleres stålproduktionen for det ikke-svanemærkede produkt på samme måde som i alternativ 1. Stålproduktionen for det svanemærkede produkt modelleres til gengæld som 100% virgint for alle tre datavariationer. Til gengæld benyttes en reduceret emissionsfaktor for virgint stål. Denne er baseret på data fra en licenshaver, som har opfyldt stålproduktionskravet ved at indføre BAT tiltag. Den reducerede emissionsfaktor stammer fra en EPD over deres stålproduktion, og er dermed fundet ved brug af en anden metode og LCIA-metode, end den der er brugt til at finde emissionsfaktoren fra Ecoinvent. Der er derfor store usikkerheder relateret til hvor sammenlignelige de to faktorer er, og dermed på forskellen på de to emissionsfaktorer. Alternativet er dog medtaget i analysen, for at illustrerer hvordan opfyldelsen af det samme krav, som har forskellige valgmuligheder, kan lede til en forskellig klimapåvirkning.

En detaljeret oversigt over Ecoinvent processer, brugt til at modellere de enkelte processer i livscyklussen, er givet i bilagsrapporten, Bilag H.

8.1.5.4 Datagrundlagt for følsomhedsscenarioer

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er lavet i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres analysen ligeledes på følsomhedsscenarioet præsenteret i Tabel 70.

²⁶³ Gennemgang af alle tilgængelige EPD'er for spånplader (particleboard), MDF og krydsfiner (plywood) tilgængelige på EPD international (<https://enviromedec.com/library>) i maj 2024.

²⁶⁴ Den samlede emissionsfaktor for hot-rolled steel er lig emissionsfaktoren fra tre ecoinventprocesser lagt sammen: 1) steel production, converter, unalloyed, RER, 2) sheet rolling, steel, RER, 3) hot rolling, steel, Europe without Austria.



Tabel 70 Oversigt over og beskrivelse af følsomhedsscenarie udført for hævesænkeborde med den funktionelle enhed (FU): *Produktion og affaldshåndtering relateret til en 160cm x 80cm stor arbejdsbordplads ved et hævesænkebord i 15 år.*

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Værdier ændret ift. basis-scenariet pr. funktionel enhed
Længere levetid for det svanemærkede produkt	Da kravene til kvalitet, holdbarhed og cirkulært design potentielt kan medføre en længere levetid, hvis forbrugeren udnytter hæve-sænkebordets potentiale til fulde, eventuelt gennem reparation og genbrug, afprøves her effekten af en 1 år højere levetid, svarende til ca. 7%.	Levetiden for det svanemærkede bord hæves med 1 år, fra 15 til 16 år. For at opfylde FU, skal der dermed bruges: - 0,9 svanemærket hæve-sænkebord - 1 ikke-svanemærket hæve-sænkebord

8.1.6 Resultater og konklusioner

Disse analyser omhandler forbrug af hæve-sænkeborde i det offentlige og tager udgangspunkt i et generisk hæve-sænkebord, bestående af et stålstel (ca. 60%), en træbaseret bordplade (ca. 40%) og små mængder andre materialer (laminat, elektronik, mm.).

Analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi tager udgangspunkt i krav til energiforbrug i træpladeproduktion samt til stålproduktionen. Kravet til stålproduktionen kan opfyldes ved enten at bruge en høj andel genanvendt stål, eller ved at have en mindre klimabelastende stålproduktion. Det har ikke været muligt at kvantificere effekten af krav til fx kvalitet og holdbarhed og standby energiforbrug. Disse krav er derfor ikke medtaget i klimaanalysen.

Analysen af uønsket kemi tager udgangspunkt i udvalgte krav med forbud mod brug af klassificerede og problematiske stoffer i produktionen. Analysen har dog udelukkende undersøgt effekten af disse krav på et udvalg af de kemikalier, der forventes at anvendes i møbelproduktion (se detaljeret forklaring i afsnit 8.1.4).

De udførte analyser viser, at de krav, der skaber den største miljø- og klimamæssige effekt, er energiforbrug i træpladeproduktionen og kemiforbrug i produktionen. Hovedpointerne fra analyserne er opsummeret nedenfor.



KLIMA

Brug af svanemærkede hæve-sænkeborde medfører en **gennemsnitlig reduktion i klimabelastningen på 10 %* eller 16 %***, sammenlignet med brug af gennemsnitlig ikke-svanemærket hævesænkebord. Resultatet afhænger af, hvordan kravet til stålproduktion opfyldes, hvor indførelsen af BAT tiltag i virgin stålproduktion fører til større klimareduktioner end brug af en høj andel genanvendt stål.



CIRKULÆR ØKONOMI

Stellet i et svanemærket hæve-sænkebord indeholder **muligvis mere genanvendt stål**, end stellet i et alternativt hævesænkebord (min. 30% mod 15%)*, hvis kravet til stålproduktion opfyldes ved brug af genanvendt stål. Derudover sætter Svanemærket krav til **kvalitet, holdbarhed og reservedele**, som forventes at maksimere muligheden for reparationer og genbrug. Det kræver dog, at brugeren anvender møblet optimalt, hvilket som udgangspunkt ikke forventes. En effekt af disse krav blev derfor ikke kvantificeret i basisscenariet.



UØNSKET KEMI

Svanemærket **udelukker brug af 35% af de undersøgte kemikalier****, der på nuværende tidspunkt **anvendes i møbelproduktion**, da de er problematiske for menneskers sundhed (fx kræftfremkaldende) og/eller miljøet (fx svært nedbrydelige).

Derudover **undgås høje formaldehydemissioner** fra svanemærkede møbler, som indimellem forekommer fra træmøbler på markedet.

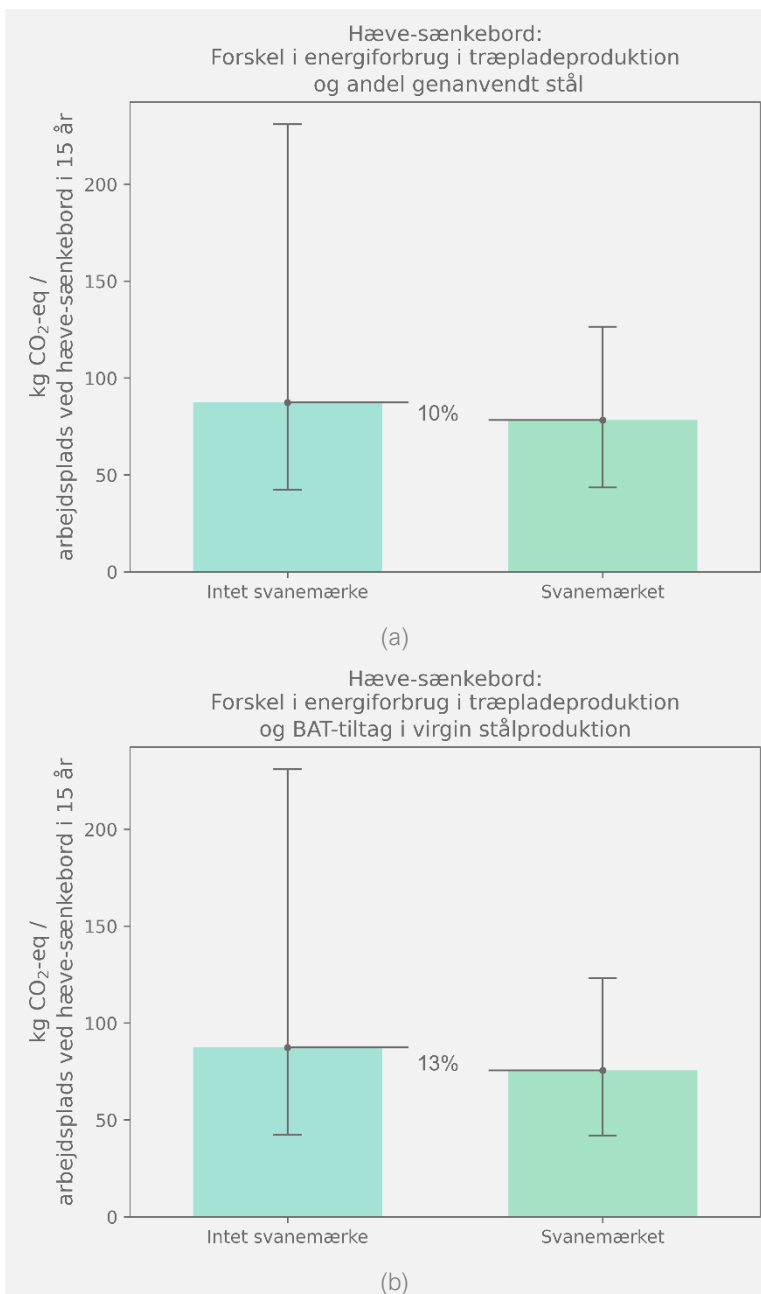
* Resultaterne for klima er baseret på gennemsnitsdata.

** Kemikalierne er udvalgt på baggrund af en kortlægning af kemiforbrug i møbelproduktionen. Se detaljeret metode i afsnit 8.1.4.

Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærkede hæve-sænkeborde versus ikke-svanemærkede hæve-sænkeborde.

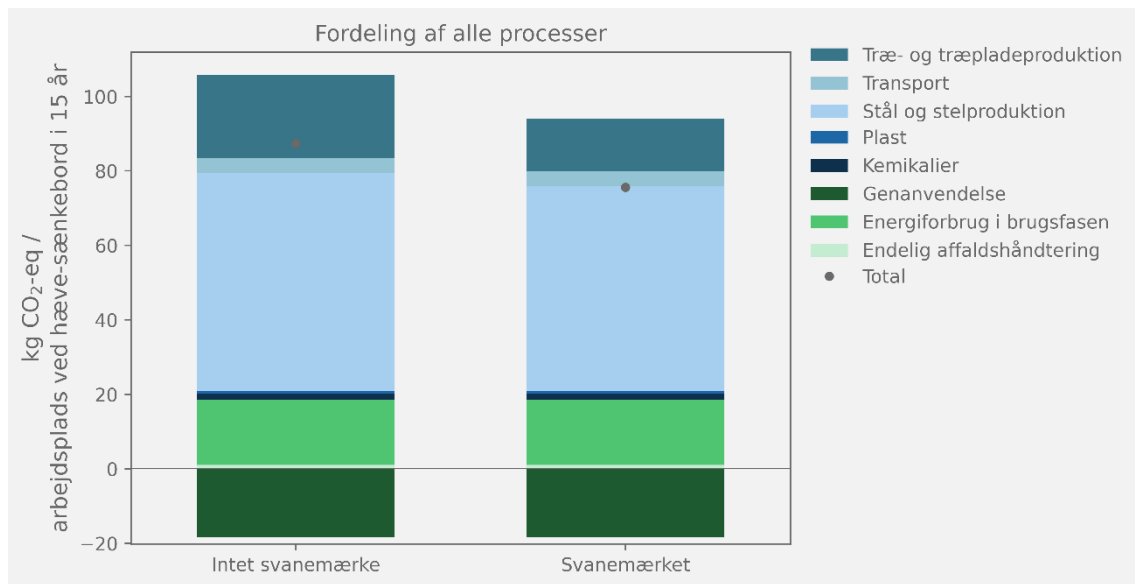
8.1.6.1 Klimapåvirkning

Figur 81 viser klimapåvirkningen for et ikke-svanemærket og et svanemærket hæve-sænkebord. Fra figuren kan det ses, at et svanemærket hæve-sænkebord i gennemsnit er 10% eller 13% mindre klimabelastende end et ikke-svanemærket alternativ. Den specifikke klimareduktion afhænger af, hvordan kravet til stålproduktion opfyldes, hvor indførelsen af BAT tiltag i virgin stålproduktion (Figur 81b) fører til større klimareduktioner end brug af en høj andel genanvendt stål (Figur 81a).



Figur 81 Klimapåvirkning relateret til brug af hæve-sænkeborde med og uden svanemærket, hvor stålproduktionskravet er opfyldt ved: a) brug af genanvendt stål, *eller* b) indførelse af BAT tiltag i den virgine stålproduktion.

Højden af kolonnerne repræsenterer den gennemsnitlige klimabelastning, og errorbaren repræsenterer klimabelastningen fra "best case" og "worst case".



Figur 82 Fordeling af den gennemsnitlige klimapåvirkning fra alle processer i livscyklussen for hæve-sænkeborde, hvor stålproduktionskravet er opfyldt ved at indføre BAT-tiltag i den virgine stålproduktion, svarende til Figur 81b.

I begge tilfælde kan klimapåvirkningen dog variere markant fra gennemsnittet, og her ses der et betydeligt overlap i klimabelastningen for et hæve-sænkebord med og uden et svanemærke. Den store variation for både et svanemærket og ikke-svanemærket hæve-sænkebord skyldes hovedsageligt den meget store mulige variation i hæve-sænkebordets samlede vægt (fra 27 kg til 53 kg), som modelleres ens for begge alternativer. Dette illustrerer, at bordets samlede vægt er afgørende for den samlede klimapåvirkning.

Hvor det svanemærkede og ikke-svanemærkede hæve-sænkebord i bedste fald, er på nogenlunde samme lave niveau, har det ikke-svanemærkede hæve-sænkebord i værste fald en markant højere klimabelastning, og dermed også en større mulig variation fra gennemsnittet. Dette skyldes, at energiforbruget i produktionen af træbaserede plader kan variere betydeligt mere, og være betydeligt højere, end i træpladeproduktionen af et ikke-svanemærket hæve-sænkebord.

Forskellen i den gennemsnitlige klimapåvirkning skyldes to ting. Den første og mest afgørende er, at energiforbruget i produktionen af de træbaserede plader i gennemsnit er lavere for det svanemærkede hæve-sænkebord. Dette medfører en reduktion af klimabelastningen fra alle processerne relateret til den træbaserede plade med 37%, hvilket påvirker de overordnede resultater væsentligt, da en ikke ubetydelig del af den samlede klimabelastning kommer fra træ- og træpladeproduktionen (se Figur 84).

Den anden grund er, at produktionen af stål har et lavere klimaaftryk, enten pga. en højere andel genanvendt stål (Figur 81a) eller fordi den virgine stålproduktion har indført BAT-tiltag, og dermed har en lavere klimapåvirkning (Figur 81b). Der er dog en forskel på, hvor stor en reduktion i klimapåvirkning de to muligheder medfører.

Brug af 30% genanvendt stål, som er minimumskravet for svanemærkede møbler, hvis muligheden med genanvendt stål vælges, medfører kun en 2% klimareduktion i processerne relateret til stål og stelproduktion, og dermed en endnu mindre reduktion i den totale

klimapåvirkning. Dette skyldes to ting: 1) at forskellen i andelen af genanvendt stål er begrænset - 30% for stål i svanemærkede møbler mod et gennemsnit på 15% i ikke-svanemærkede hæve-sænkeborde – og 2) at den primære klimagevinst relateret til recirkulering af stål allokeres til genanvendelsesprocessen, fremfor til brug af genanvendt materiale.

Til sammenligning medfører brug af 100% virgint stål, som produceres via mindre klimabelastende produktionsprocesser, en klimareduktion fra stål- og stelproduktionen på 6%. Det skal dog siges, at der er store usikkerheder relateret til denne beregning (se detaljer i afsnit 8.1.5.3)

De overordnede resultater stemmer fint overens med analysen lavet af Implement fra 2020²⁶⁵, der omhandlede klimapåvirkningen fra et skrivebord, og klimareduktionspotentialerne ved et svanemærket skrivebord. De kom frem til en samlet klimabelastning for et ikke-svanemærket hæve-sænkebord, med en vægt på 50 kg, på 97 kg CO₂-eq. Dette passer godt overens med de 75 kg CO₂-eq. fundet for et ikke-svanemærket hæve-sænkebord, da der i dette studie er anvendt en lavere gennemsnitsvægt på kun 41 kg for et hæve-sænkebord. Udover den samlede klimapåvirkning blev der fundet et klimareduktionspotential på omkring 20%, ved brug af et svanemærket skrivebord, hvilket er lidt højere end potentialet fundet i dette studie. Der er dog sket teknologisk udvikling siden dette studie, fx i forhold til det generelle standby energiforbrug, hvilket blandt andet betyder, at vi i dette studie ikke kunne antage en forskel i energiforbrug i brugsfasen, hvilket var inkluderet i Implements studie, og kan være grunden til, at de i dette studie fandt et større reduktionspotential.

8.1.6.1.1 Følsomhedsanalyse

Klimapåvirkningen fra basisscenariet og følsomhedsscenarierne er præsenteret i Tabel 71. På tværs af alle scenarierne gælder, at klimabesparelsen ved at bruge et svanemærket hæve-sænkebord, sammenlignet med et ikke-svanemærket alternativ, ligger på mellem 9 og 15 kg CO₂-eq./arbejdsplads ved hæve-sænkebord over 15 år.

²⁶⁵ Implement (2022), CO2 BESPARELSER VED ET SVANEMÆRKET SKRIVEBORD.
<https://cdn.sanity.io/files/7zsy1l8a/production/83d5e154dc8d1346d638279e3bbbc7b3bb79fc73.pdf> [august 2024]

Tabel 71 Klimapåvirkningen relateret til 1 arbejdsplads ved hæve-sænkebord over 15 år, for alle scenarierne.

Scenarie	Total klimapåvirkning [kg CO ₂ -eq.]		Forskel i klimapåvirkning	
	Svanemærket	Ikke-svanemærket	kg CO ₂ -eq.	%
Scenarier med brug af genanvendt stål				
Basisscenarie	78	87	9	10
Længere levetid for det svanemærkede produkt	74	87	13	14
Scenarier med brug af BAT teknologi i virgin stålproduktion				
Basisscenarie	75	87	12	13
Længere levetid for det svanemærkede produkt	72	87	15	17

Tabellen viser, at det fører til en betydelig større klimareduktion, hvis levetiden for det svanemærkede hæve-sænkebord er bare 1 år længere end det ikke-svanemærkede alternativ. Dette ses både for hæve-sænkeborde der overholder stålproduktionskravet med genanvendt stål, som går fra en klimareduktion på 10% til 14%, samt med BAT tiltag i den virgine stålproduktion, som går fra en klimareduktion på 13% til 17%.

Dette understreger vigtigheden af, at brugerne af hæve-sænkeborde har fokus på at bruge dem hele deres fulde levetid ud, og ikke smider dem ud, grundet omrokeringer, ændringer i designvalg og lignende. Det viser også, at de svanemærkede krav til høj kvalitet og holdbarhed potentielt kan medføre en betydelig klimareduktion, hvis den høje holdbarhed af bordene bliver udnyttet til fulde i form af højere levetiden, fx via genbrug.

8.1.6.2 Cirkulær økonomi

Der blev i arbejdet med dataindsamlingen ikke fundet noget grundlag for at antage, at der bliver genanvendt flere komponenter fra et svanemærket hæve-sænkebord, sammenlignet med et ikke-svanemærket alternativ. Derfor antages både stålstellet og træbordpladen at genanvendes, uafhængigt af et eventuelt svanemærke (se detaljer i afsnit Cirkulær økonomi og klimapåvirkning 8.1.3.1). Dette betyder, at 83% af hæve-sænkebordet forventes at blive reelt genanvendt i begge tilfælde, hvilket er et højt genanvendelsespotentiale. Der ses dog ikke umiddelbart nogen forskel på et svanemærket og ikke-svanemærket hæve-sænkebord.

I forhold til brug af genanvendt materiale, kan stålproduktionskravet fører til større andele genanvendt stål i stellet, hvis denne mulighed vælges. Her hæves andelen af genanvendt stål fra et gennemsnitligt niveau på 15% til et minimum på 30%, eventuelt højere.

Endelig kan kravene til kvalitet og holdbarhed betyde, at de svanemærkede møbler i højere grad, er egnet til at indgå i offentlige genbrugsløsninger, og på den måde bidrage til den cirkulære økonomi. Dette potentiale er dog i høj grad afhængig af brugeradfærden i det offentlige, hvor det pt. ikke er almindeligt at have genbrugsløsninger²⁶⁶.

²⁶⁶ Personlig kontakt med Økonomistyrelsen, august 2024.

8.1.6.3 Uønsket kemi

Vurderingen af uønsket kemi tager udgangspunkt i en kortlægning af 51 forskellige slags kemikalier og kemiske produkter, der bruges i møbelfremstilling. Kemikalierne og de kemiske produkter er fundet via metoden beskrevet i afsnit 8.1.4, og forventes at repræsenterer et bredt udsnit af kemikalier brugt i møbelfremstilling. De 51 kemikalier og kemiske produkter blev repræsenteret via 59 sikkerhedsdatablade, da flere versioner blev fundet af enkelte af produkterne/kemikalierne. Tabel 72 viser fordelingen af disse ud i specifikke underkategorier.

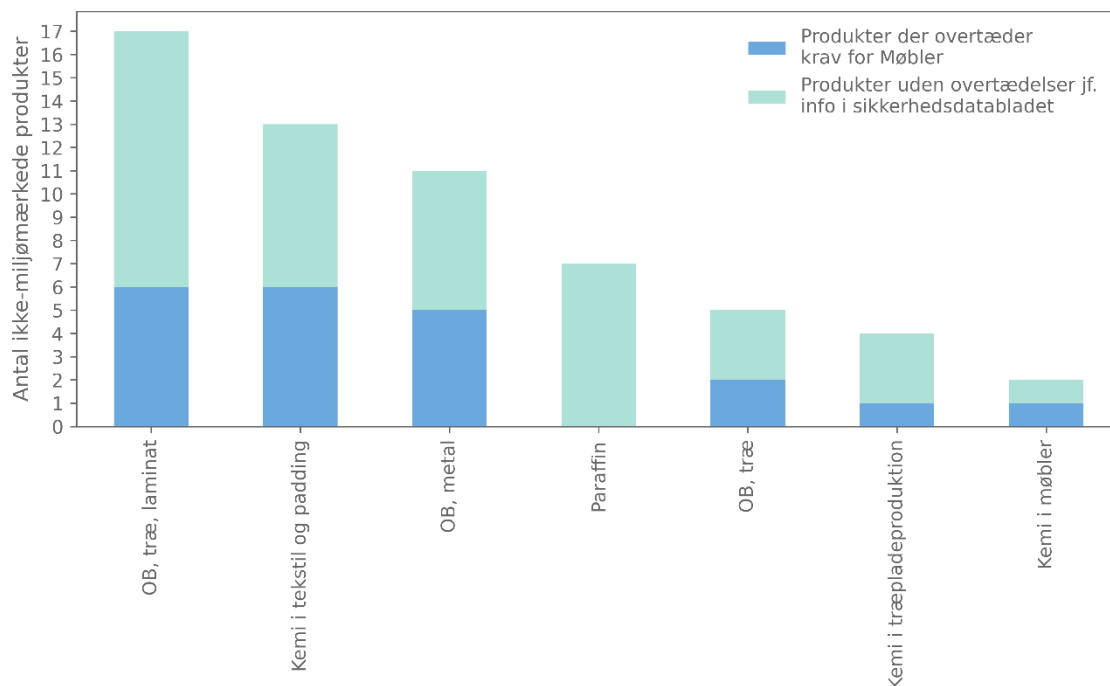
Tabel 72 Oversigt over produktkategorier og antal kortlagte kemikalier og kemiske produkter.

Produktkategori	Kemikalier og kemiske produkter
Overfladebehandling til træ og laminat	17
Kemi i tekstil og padding	13
Overfladebehandling til metal	11
Paraffin	7
Overfladebehandling til træ	5
Kemi i træpladeproduktion	4
Kemi i møbler	2
Total	59

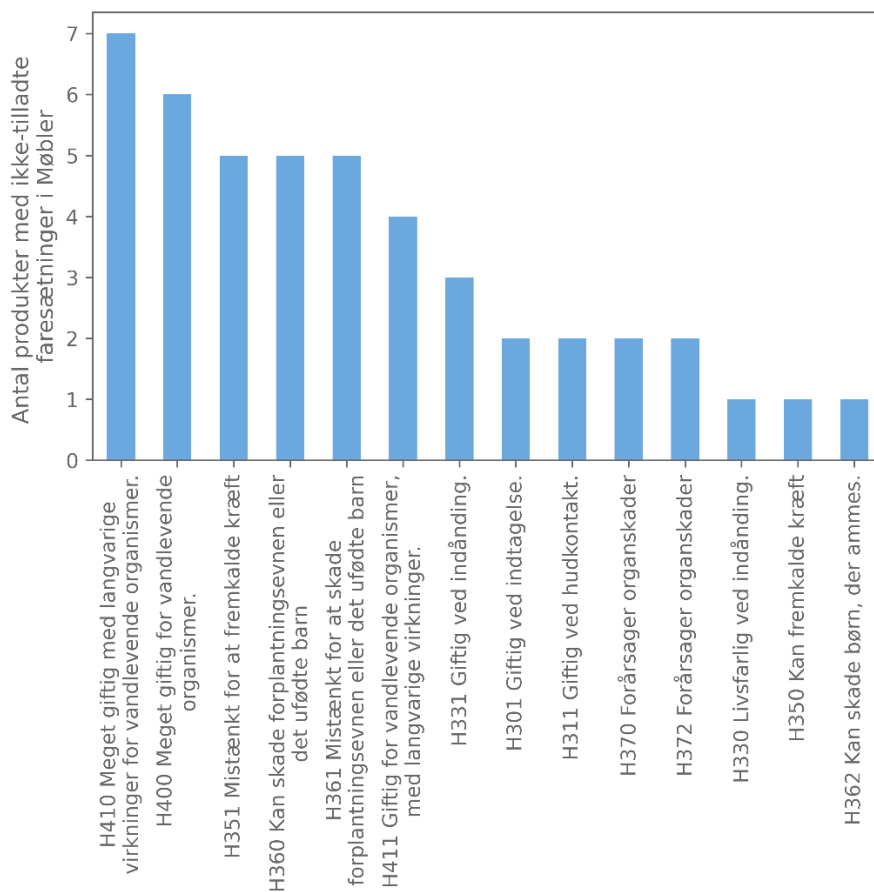
For, at et møbel kan svanemærkes, skal kemien brugt under materiale- og møbelfremstillingen leve op til krav om fareklassificeringer og indholdskemi. Derfor blev de 59 sikkerhedsdatablade holdt op imod kriterierne til svanemærkning og resultatet er illustreret på Figur 83. Evalueringen viste, at omkring 35 % af de kortlagte kemikalier, alene baseret på information i sikkerhedsdatabladene, ikke lever op til kravene til brug i svanemærkede møbler. Det kan dog også ses på figuren, at der er forskel på, til hvilke formål kemikalierne bruges. Hvor andelen af overtrædelser er ikkeeksisterende indenfor paraffin, er der en markant andel overtrædelser indenfor overfladebehandling af metal og træ, samt kemi i tekstil og padding (alle over 40%).

Overtrædelserne af kravene skyldes hovedsageligt ikke-tilladte fareklassificeringer for det kemiske produkt, som for mange af kemikalierne antages at anvendes som koncentrerede produkter og dermed indeholde tæt på 100% af et bestemt kemisk stof. Fordelingen af disse fareklassificeringer, som ikke overholder kravene til brug i fremstillingen af svanemærkede møbler, er præsenteret på Figur 84. Det kan ses fra figuren, at det primært er fareklassificeringer relateret til miljøskadelige egenskaber (fx H400, H410, H411), eller CMR-effekter²⁶⁷ (fx H351, H360, H361), der medfører overtrædelser, og som dermed ikke må bruges i møbelfremstilling af svanemærkede møbler.

²⁶⁷ CMR: Carcinogenic, mutagenic & toxic for reproduction (dansk: karcinogen, mutagen og skadelig for forplantningsevnen)



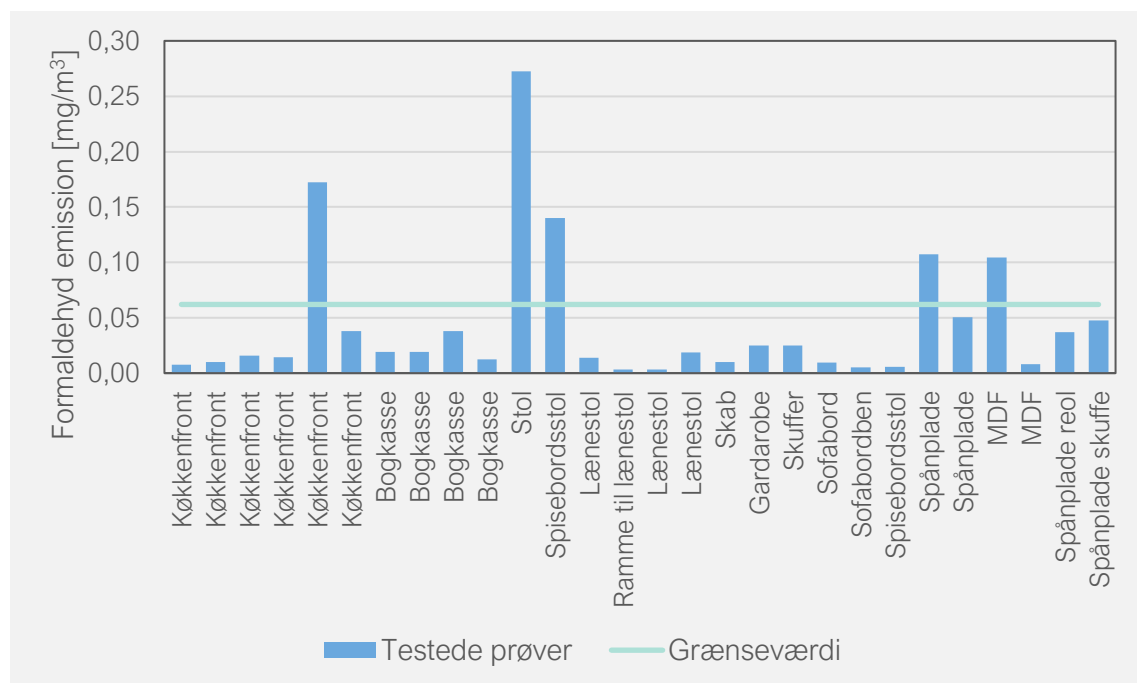
Figur 83 Fordeling af kemikalier brugt i møbelfremstilling, samt visualisering af kemikalier der hhv. ikke overtræder og overtræder kriterierne for brug i svanemærkede møbler. OB: Overfladebehandling



Figur 84 Oversigt over forekomsten af ikke-tilladte fareklassificeringer i kemi der bruges i møbelfremstilling af svanemærkede møbler.

Udover at stille krav til selve indholdet i kemiske produkter brugt i materiale- og møbel-fremstillingen, stiller svanemærket også krav til maksimalt tilladte emissioner af formaldehyd fra svanemærkede møbler. Emission af formaldehyd forventes primært at være et problem for træbaserede produkter, da formaldehyd både kan stamme direkte fra selve træet, samt fra trælim, som der særligt bruges i store mængder til træbaserede plader, såsom MDF- og spånplader. Det er derfor relevant at undersøge emissioner af formaldehyd fra forskellige møbler indeholdende træ.

To studier^{268,269} har undersøgt formaldehydemissioner fra 28 forskellige møbler og disse er illustreret på Figur 85. Figuren viser samtidig grænseværdien for emissioner af formaldehyd fra svanemærkede møbler. Det kan ses, at 5 ud af de 28 testede produkter ikke overholder grænseværdierne for svanemærkede møbler, svarende til 18%. Det kan dog ikke forventes, at de testede produkter udgør et repræsentativt udsnit af møbler på markedet, og det er dermed svært at sige noget specifikt om, hvor stor en andel af møbler på det danske marked, der har høje formaldehydemissioner og som dermed undgås ved brug af svanemærkede møbler. Resultaterne illustrerer dog fint, at møbler med høje formaldehydemissioner findes på markedet, og disse undgås med garanti, ved køb/brug af svanemærkede møbler.



Figur 85 Opsummering af målte formaldehydemissioner fra træplader og møbler, samt grænseværdien for formaldehydemissioner fra træ brugt i svanemærkede møbler, følgende testmetode EN 717-1. Målingerne er fra Andersen et al. (2023)²⁶⁸ og Kolarik et al (2010)²⁶⁹.

²⁶⁸ Anders et al. (2023). Miljøprojekt No. 1815, udgivet af miljøstyrelsen. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2023/10/978-87-7038-567-1.pdf>

²⁶⁹ Kolarik et al. (2010). Udgivet af statens bygningsinstitut. <https://vbn.aau.dk/ws/portalfiles/portal/33024296/SBi+2010-09.pdf>

8.2 Genfremstillede tonerkassetter (008)

Dette kapitel omhandler produktgruppen genfremstillede tonerkassetter og præsenterer relevansen af produktgruppen, samt de metodiske aspekter relateret til opstilling af en LCA for genfremstillede tonerkassetter med et miljømærke, samt almindelige tonerkassetter uden et miljømærke.

I de fleste laserprintere, kopimaskiner og visse faxmaskiner anvendes tonerkassetter. Når tonerkassetterne er udtjente, kasseres de enten som affald eller indsamles gennem forskellige typer af retursystemer, hvorefter materialerne ofte genanvendes eller energiudnyttes ved forbrænding. Svanemærkede tonerkassetter anvender de kasserede OEM (Original Equipment Manufacturer) tonerkassetter og genfremstiller dem.

Genfremstillingen sker ved at de originale tonerkassetter eller allerede genfremstillede OEM tonerkassetter demonteres, rengøres, kontrolleres/repareres og specifikke sliddele udskiftes. Efterfølgende påfyldes tonerkassetten med nyt tonerpulver og bliver sendt ud til forbrugerne igen.

I cirkulæret om miljø- og energihensyn ved statslige indkøb er tonerkassetter nævnt som en af de produktgrupper der potentielt skal købes miljømærket i forbindelse med næste opdatering af cirkulæret. Hvis det bliver inkluderet, betyder det, at staten skal vælge miljømærkede tonerkassetter.

8.2.1 Baggrund

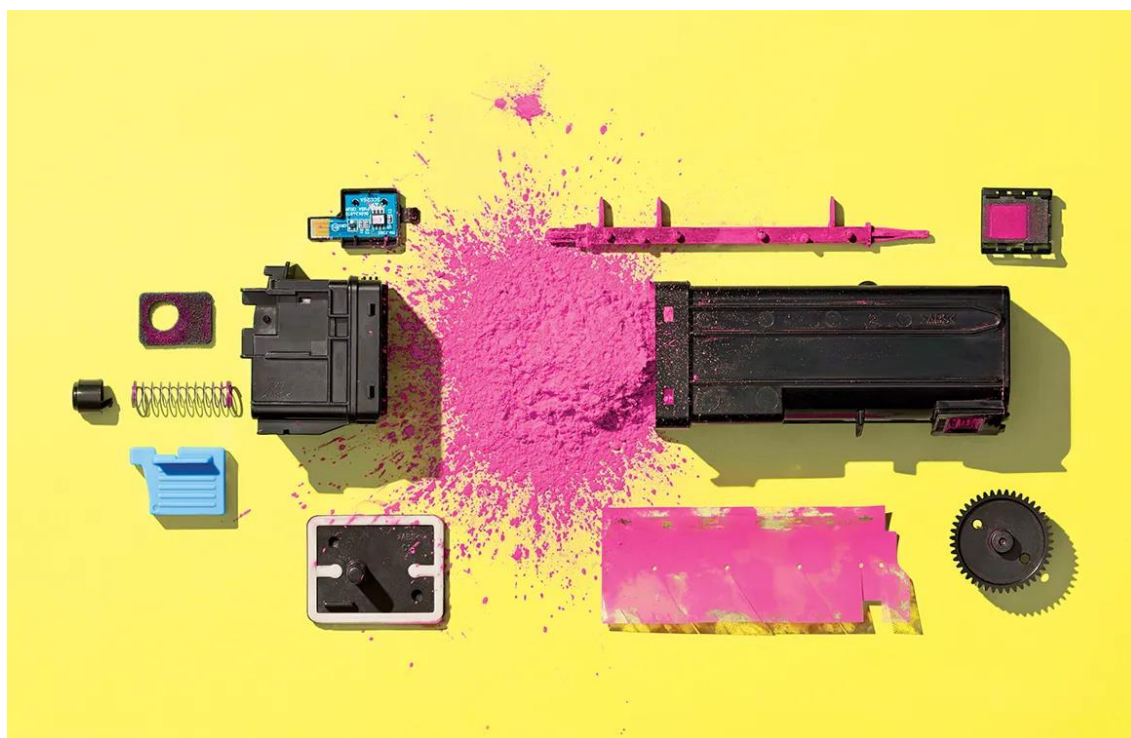
Tonerkassetter bliver i vid udstrækning anvendt på kontorer og til dels i husholdninger, og anvendes i laserprintere, kopimaskiner og i faxmaskiner. I EU bliver der årligt solgt omkring 140-150 millioner tonerkassetter, der bruges til drift af ca. 50 millioner printere i kontorer og husholdninger i Europa²⁷⁰.

Inden for tonerkassetter findes der overordnet fire forskellige typer af producenter som er:

- OEM-producent: Dette er den samme producent, der fremstiller printeren/kopimaskinen. Tonerkassetter fra OEM-producenter kaldes ofte "originale" og er ofte nye tonerkassetter, men de kan dog også være genfremstillede.
- Ikke-OEM-producent (nye tonerkassetter): Der er et stigende antal organisationer, der fremstiller kompatible nye tonerkassetter til printere og kopimaskiner. Tonerkassetter fra disse typer producenter markedsføres under deres egne mærker, og kaldes "kompatible" tonerkassetter.
- Ikke-OEM-producent (genfremstilling): Der er mange organisationer baseret i EU, der anvender brugte OEM-tonerkassetter og genfremstiller dem eller påfylder ny toner så de kan bruges igen. Der er også organisationer uden for EU, der genfremstiller tonerkassetter og sælger dem på det europæiske marked. Tonerkassetter fra disse producenter kaldes ofte genfremstillede (remanufactured) eller "påfyldt".
- Ikke-OEM-producent (falsk/kopi): Nye patroner fremstillet af tredjepart (ikke en OEM), men ulovligt mærket som en OEM-mærkevare, kaldes også "kloner/kopier".

²⁷⁰ Revision of Voluntary Agreement on Imaging Equipment, Final Report, <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/e8502596-432a-4991-807b-340e7f3d6171/Lot%204%20-%20Imaging%20equipment%20-%20Revision%20Task%201-7.pdf>

På grund af de forskellige typer af tonerkassetter, samt varierende funktioner, så kan det være svært at beskrive en generisk tonerkassette. Dog er tonerkassetter typisk mere komplekse end f.eks. blækpatroner, og kan således bestå af et betydeligt antal forskellige komponenter og materialer. I Figur 86 er en tilfældig tonerkassette afbilledet, som eksplosionstegning.



En typisk tonerkassette indeholder flere komponenter, der arbejder sammen for at producere og overføre toner på papiret. De grundlæggende dele i en typisk tonerkassette inkluderer blandt andet: tonerpulver, tromleenhed, diverse tætninger og elektronik som printplader og sensorer. Særligt elektronikken i tonerkassetter har i flere år været af særlig interesse da den styrer brugen af patronerne. De første typer chips, der blev placeret i patroner, var enkle enheder, der let kunne nulstilles i slutningen af deres levetid. I begyndelsen

²⁷² <https://www.wired.com/2015/03/whats-inside-printer-toner/>

af 00'erne begyndte elektroniske chips i kassetterne at blive mere komplekse, hvor vi i dag er nået til et stadie, hvor de er ekstremt komplekse med f.eks. krypteringskoder, og udfører en række forskellige funktioner, der skal sikre optimal drift og funktion af printeren, samt hjælpe med at estimere mængden af toner i kassetten.

Udover at tonerkassetterne har stor indflydelse på funktionen af en printer og kopimaskine, så er de også relevante i forhold til miljøbelastningen. Udover at tonerkassetter i sig selv årligt udleder ca. 600.000 ton CO₂ om året i Europa, så vil en tonerkassette med dårlig printkvalitet medføre et øget materialeforbrug, i form af flere tonermaterialer men også et øget papirforbrug. Når man kigger på hele livscyklus for en printer og medtager papirforbruget, så er papirforbruget et særligt hotspot. Udover CO₂ så er der også andre relevante miljøaspekter for tonerkassetter som bliver gennemgået i de følgende afsnit.

8.2.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til brugen af tonerkassetter er:

2. Råvarefasen og produktionsfasen
3. Brugsfasen
4. Transportfasen
5. Affalds- og genanvendelsesfasen

For tonerkassetter er det i råvare og produktionsfasen, hvor der er de største klimapåvirkninger²⁷³, mens de resterende livscyklusfaser har lavere direkte klimapåvirkning.

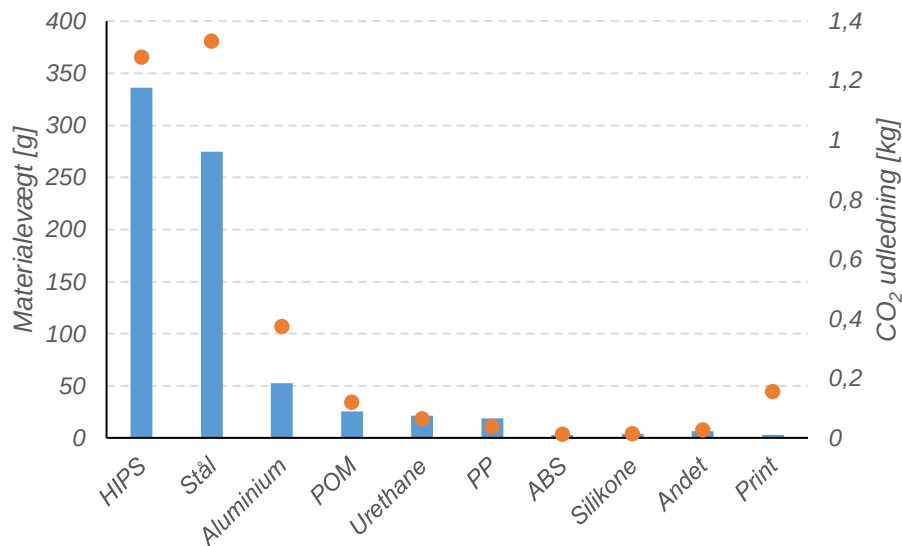
De enkelte livscyklusfaser gennemgås nedenfor, hvor særlige hotspots fremhæves i de enkelte faser.

8.2.2.1 Råvare- og produktionsfasen

For tonerkassetter er det i råvarefasen og produktionsfasen at der er de største miljøbelastninger i forbindelse med at udvinde materialer samt at producere tonerkassetter. En typisk tonerkassette består af en række forskellige materialer som plastik, metal og elektronik og vejer i gennemsnit ca. 750 gram uden tonerpulver. Tonerpulveret er vigtigt i forhold til funktionen af tonerkassetten, men det vurderes at der bruges den samme mængde uanset om tonerkassetten er fra en OEM-producent eller den er genfremstillet

I Figur 87 er vægten for de materialer der er i en gennemsnitlig tonerkassette samt materialernes CO₂ udledning præsenteret.

²⁷³ Revision of Voluntary Agreement on Imaging Equipment, Final Report, <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/e8502596-432a-4991-807b-340e7f3d6171/Lot%204%20-%20Imaging%20equipment%20-%20Revision%20Task%201-7.pdf>



Figur 87: Materialesammensætning for en gennemsnitlig tonerkassette²⁷⁴ og materialernes CO₂ belastning²⁷⁵

Som det fremgår af figuren, så består en tonerkassette mest af HIPS (High impact polystyren) og stål som udgør 82% af vægten og 77% af klimabelastningen. Derudover indeholder den også en lille printplade på ca. 3 gram som udgør 0,4% af vægten men 5% af klimabelastningen. Selvom printpladen er lille, og blevet modelleret som en simpel printplade, så er CO₂ udledningen fra printpladen væsentlig, og højere end for POM²⁷⁶ (polyoxymethylen) som der ellers er ca. 25 gram af. Dette skyldes at produktionen af printplader er energitung, samt at de råstoffer der findes i printplader kun findes i lave koncentrationer i jorden, som medfører et stort forbrug af energi i forbindelse med indvinding af råstoffer. En gennemsnitlig printplade består af:

- 70% - glasforstærket polymer
- 16% - kobber
- 4% - tin
- 3% - jern (transformer kerne)
- 2% - nikkel
- 0.05% - sølv
- 0.03% - guld
- 0.01% - palladium
- <0.01% - andet (vismut, antimon, tantal osv.)

Om en printplade fra en tonerkassette passer på overstående sammensætning er ikke muligt at vurdere, da printplader i tonerkassetter bliver mere og mere komplekse, samtidig med at produktionsprocessen for printplader bliver bedre, og der derfor bruges færre værdifulde materialer.

Selvom det eksakte indhold af printplader i tonerkassetter ikke kendes, er printplader ofte relevante i forhold til lokale arbejdsforhold, samt forurening, i forbindelse med udvinding af

²⁷⁴ Etira, <https://www.etira.org/images/content/LCA%20CRR%20.pdf>

²⁷⁵ Beregnet vha. ecoinvent

²⁷⁶ Polyoximethylen er en type termoplast, som også er kendt som acetal, polyacetal og polyformaldehyd.

mineralske råmaterialer: Dette kan resultere i ødelæggelse af levesteder og biodiversitet, jord- og vandforurening, samt emission af drivhusgasser og partikler. Samtidig medfører minedrift sociale og menneskelige problemer som fordrevne samfund, vold mod aktivister, dårlige arbejdsforhold og sundhedsrisici for de berørte samfund²⁷⁷.

8.2.2.2 Brugsfase

I forhold til klimabelastning, så er der ikke nogen direkte udledninger af klimagasser fra tonerkassetter, da de ikke bruger strøm eller påvirker printerens energiforbrug direkte. Der kan dog være indirekte miljøpåvirkninger der varierer afhængig af valget af tonerkassette. Der kan f.eks. være væsentligt forskel på hvor mange sider der kan udskrives med de forskellige typer af tonerkassetter.

OEM-producenterne har dog udgivet en række studier, der indikerer, at genfremstillede tonerkassetter kan medføre flere fejlprint, hvilket kan medføre en øget klimabelastning^{278,279}. Omvendt mener ikke-OEM-producenterne at genfremstillede tonerkassetter levere den samme printkvalitet²⁸⁰.

Det vurderes derfor, at der inden for genfremstillede tonerkassetter er større forskel i kvalitet og udskriftkvalitet end for OEM tonerkassetter. Da Svanemærket stiller kvalitetskrav til de tonerkassetter der bærer Svanemærket, så vurderes dette punkt mindre relevant, i forhold til forskellen mellem genfremstillede tonerkassetter med Svanemærket og originale tonerkassetter. Der kan dog potentielt være en forskel mellem genfremstillede tonerkassetter med et Svanemærke, og genfremstillede tonerkassetter uden et Svanemærke.

Udover de indirekte klimapåvirkninger, så er der nogle direkte miljøpåvirkninger, som udledes på grund af kemien i tonerkassetter, og findes ofte i forbindelse med forskellige additiver i tonerpulveret. Under drift, kan der således udledes farlige stoffer som flygtige organiske kemikalier (VOC), ozon, benzen, og partikler.

Disse forhold bliver sjældent undersøgt i LCA studier, men Fraunhofer²⁸¹ har udført en emissionstest for henholdsvis en række originale HP tonerkassetter, kompatible tonerkassetter samt genfremstillede tonerkassetter sammen med henholdsvis en farveprinter og sort/hvid printer fra HP. I studiet udført for HP, blev disse printere testet med 35 forskellige tonerkassetter (8 genfremstillede samt 27 kompatible) og sammenlignet med kravene i Blue Angel DE-UZ 219 (kriteriedokument for printere og multifunktionsmaskiner). Det viste sig at 31 ud af 35 tonerkassetter ikke kunne overholde kravene i forhold til TVOC²⁸², og udledningsgrænsen blev overskredet med op til 407% i et enkelt tilfælde. Generelt lå de

²⁷⁷ EEB, [Green-mining-report EEB-FoEE-2021.pdf](#)

²⁷⁸ Buyers Laboratory LLC (BLI), comparative performance evaluation, <https://www.lexmark.com/content/dam/lexmark/Supplies/Documents/BLI%20Report%20-C534/lexmark-c534-comparative-ctr-english.pdf>

²⁷⁹ Buyers Laboratory LLC (BLI), comparative performance evaluation, <https://www.lexmark.com/content/dam/lexmark/Supplies/Documents/BLI%20Report%20-%20C782/lexmark-c782-comparative-ctr-english.pdf>

²⁸⁰ Buyers Laboratory LLC (BLI), comparative performance evaluation; [Reman Toner Testing Results \(cloverimaging.com\)](#)

²⁸¹ <https://h20195.www2.hp.com/v2/GetDocument.aspx?docname=c08126273>

²⁸² TVOC står for den totale mængde af VOC'er

fleste mellem 50% og 200% over udledningsgrænsen, mens de originale tonerkassetter alle overholdt grænseværdierne.

Studiet præsenterer ikke resultaterne særskilt for de genfremstillede tonerkassetter, så det vides ikke om de generelt performer bedre eller dårligere end de kompatible tonerkassetter i forhold til udledning af TVOC. Dog kan det konkluderes at ikke alle genfremstillede tonerkassetter i testen klarede grænseværdien og at Svanemærket har tilsvarende krav til TVOC.

Om andre emissionskrav blev overskredet nævner studiet ikke, hvilket formentligt betyder at der enten ikke var nogle overskridelse, eller at der kun var få der ikke kunne klare kravene.

8.2.2.3 Transportfasen

Generelt vurderes transportfasen for alle typer tonerkassetter at have en lav klimapåvirkning, men genfremstillede tonerkassetter antages at transporteres længere end tonerkassetter der ikke genbruges. Et studie har undersøgt sammenhængen mellem afstand og miljøbelastning for tonerkassetter²⁸³ og konkludere at forbrugernes valg og ageren har stor betydning for genfremstillede tonerkassetters miljøbelastning.

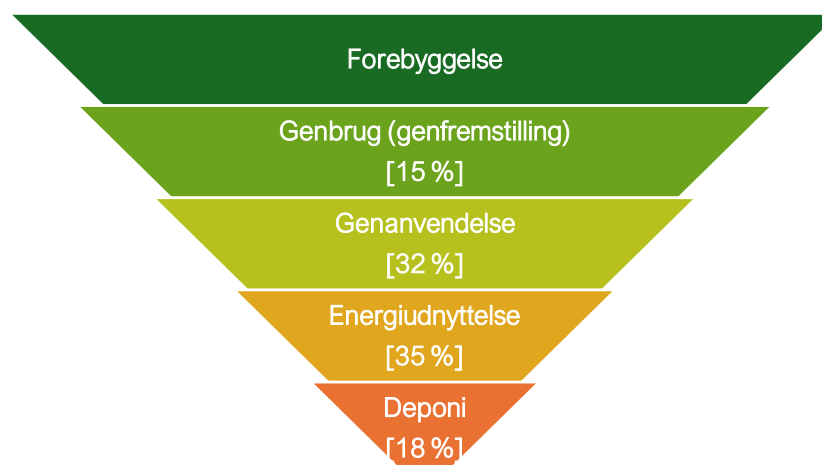
Dog kan forudsætningerne i dette studie debatteres, da forbrugerne i basisscenarierne returnere deres brugte tonerkassetter i bil. At en forbruger kører ud efter en tonerkassette i bil, er ikke utænkeligt, men at forbrugere skulle køre afsted, udelukkende for at aflevere deres brugte tonerkassetter enkeltvis, virker usandsynligt. Studiet viser dog at transportfasen kan have relevans i forbindelse med genfremstillede tonerkassetter, og det er derfor relevant at inkludere denne forskel for genfremstillede og OEM tonerkassetter, for at belyse fordele og ulemper ved genfremstillede tonerkassetter. Dog påpeger studiet at miljøbelastningen ved den ekstra transport bliver forsvindende lille, hvis de genfremstillede tonerkassetter transporteres effektivt, og ikke hele transporten kun tilskrives til enkelte tonerkassette.

8.2.2.4 Affalds- og genanvendelsesfasen

Der er en del studier der fokuserer på affalds- og genanvendelsesfasen, da der findes en del studier fra OEM-producenter og producenter af genfremstillede tonerkassetter. Når materiale- og produktionsfasen har de største klimabelastninger, så er det også relevant at undersøge affalds- og genanvendelsesfasen, da den potentielt kan have stor påvirkning på tonerkassetters miljøpåvirkning. Generelt, med produkter der ikke har et energiforbrug i brugsfasen, er affaldshierarkiet en god rettesnor i forhold til den mindst miljøbelastende behandlingsmetode. I Figur 88 er affaldshierarkiet præsenteret samt andelen af tonerkassetter som følger den specifikke affaldsbehandling (baseret på EU tal²⁸⁴)

²⁸³ https://www.researchgate.net/publication/271918440_When_consumer_behavior_dictates_life_cycle_performance_beyond_the_use_phase_Case_study_of_inkjet_cartridge_end-of-life_management

²⁸⁴ Revision of Voluntary Agreement on Imaging Equipment, Final Report, <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/e8502596-432a-4991-807b-340e7f3d6171/Lot%204%20-%20Imaging%20equipment%20-%20Revision%20Task%201-7.pdf>



Figur 88: Affaldshierarkiet samt andelen af tonerkassetter der behandles på pågældende vis.

Da over 50% af tonerkassetterne i EU enten energiudnyttes eller deponeres, må det antages at der er et betydeligt potentiale for miljømæssige forbedringer.

Det er dog vigtigt at huske at affalds- og genanvendelsesfasen kan have betydning for brugsfasen (se afsnit om brugsfasen), da genfremstillede tonerkassetter potentielt kan have en negativ påvirkning af funktion og kvalitet af tonerkassetten.

8.2.3Udvælgelse af krav

Kriteriedokumentet for 008 recirkulerede tonerkassetter består af 25 kriterier. Af dem, er 5 medtaget i analysen (se Tabel 73). Begrundelserne for denne udvælgelse er givet i det følgende.

Tabel 73: Oversigt over krav der er medtaget i analysen, samt hvilke livscyklusfaser de har en indflydelse på. Dem i parentes er ikke medtaget i basisanalysen, men bliver brugt til at lave et følsomhedsscenario samt vurdere andre faktorer end klimabelastningen.

Udvalgte kriterier	Ingredienser	Fremstilling/affald	Brug
O6 Forurenende stoffer	(X)		(X)
O10 Genbrug		X	
O11 Take-back		X	
O13 Produktionskvalitet			(X)
O15 Printkvalitet			(X)
O16 Printkapacitet			(X)

Kriterie 10 og 11 er definerende for denne produktgruppe. Det særlige ved svanemærkede tonerkassetter er, at de er genfremstillede, og i kriterie 10 specificeres det, at Svanemærkede tonerkassetter har været ude ved forbrugerne før, og efterfølgende blevet indsamlet, kontrolleret, repareret (hvis nødvendigt) og genfyldt med tonerpulver. Det betyder at sliddele, eller ødelagte dele kan udskiftes, men dog maks. 25% af en tonerkassette kan

skiftes, da en Svanemærket tonerkassette skal bestå af minimum 75% genbrugte komponenter. Efter brug sikre kriterie 11 at tonerkassetterne kan afleveres og genbruges igen.

At delene kan udskiftes, er vigtigt i forhold til at sikre kvaliteten af tonerkassetten. Den overordnede kvalitet bliver også sikret i kriterie 13, der angiver en grænseværdi for andelen af tonerkassetter der må blive klaget over til producenten, mens kriterie 15 stiller krav til udskriftskvaliteten. Alle tonerkassetter skal derfor testes og overholder krav i en af de følgende standarder:

- DIN Technical Report No. 155:2007-09
- ASTM F:2036 for monochrome printouts
- DIN 33870-1 for monochrome printouts
- DIN 33870-2 for colour printouts

I kriterie 06 stilles der krav til forurenede stoffer i tonerpulveret (tungmetaller) og udledning af flygtige organiske forbindelser i forbindelse med brug. Dette sikrer at forbrugerne ikke udsættes for uønsket påvirkning.

8.2.4 Opstilling af proces LCA

8.2.4.1 Funktionel enhed og referenceflow

I flere studier, relateret til miljøvurdering af tonerkasser, er der forskellig formål, hvorfor den funktionelle enhed variere i nogen grad. Da tonerkassetter kan have forskellig kapacitet, giver det mening at sikre at man sammenligner den samme mængde print.

Den funktionelle enhed er derfor:

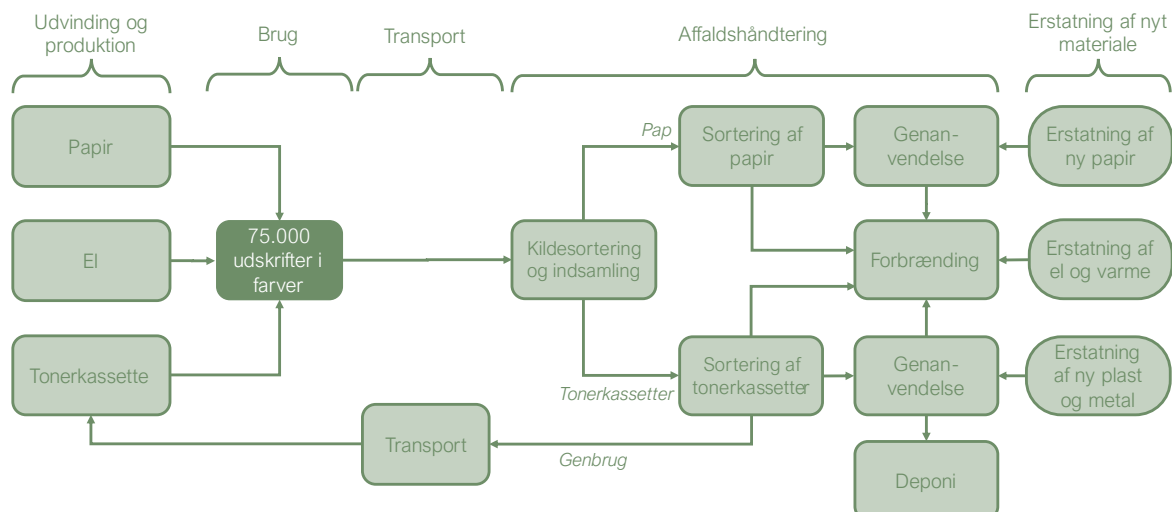
Forbrug af tonerkassetter til 75.000 print i farver i en multifunktionsprinter.

Mængden af toner der bruges til forskellige typer af tonerkassetter antages at være den samme, når der udskrives i samme kvalitet.

For at den funktionelle enhed overholdes, skal printet materiale opnå den ønskede kvalitet, da det ellers kan influere på papirforbruget, men da der ikke med sikkerhed kan påvises nogen forskel i forhold til dette parameter, så håndteres det i forbindelse med en følsomhedsanalyse.

8.2.4.2 Systemopbygning og scenarier

Figur 3 illustrerer modelopsætningen af basisscenariet for tonerkassetter og giver et overblik over hvilke processer der er inkluderet i modelleringen.



Figur 89: Modelopsætning for basisscenariet

Forbruget af el indgår ikke i basisscenariet, da det ikke afhænger af tonerkassetypen, men derimod af den ønskede udskriftskvalitet og multifunktionsmaskinens egenskaber.

8.2.4.3 Følsomhedsscenarier

For at afprøve vigtigheden af nogle af de antagelser der er taget i definitionen af den funktionelle enhed og opsætningen af systemmodellen, udføres modelleringen ligeledes på følsomhedsscenariet præsenteret i Tabel 74.

Tabel 74 Oversigt over, og beskrivelse af, følsomhedsscenarier udført for tonerkassetter.

Følsomheds-scenarie	Beskrivelse og forklaring af antagelser	Ændringer ift. basisscenariet pr. 75.000 print
Fejl i 1 % af udskrifterne	Forbrug af papir stiger med 1%, samtidig med at forbruget af tonerkassetter stiger, for stadig at kunne levere 75.000 print i den ønskede kvalitet.	I brugsfasen tilføjes for svanemærkede tonerkassetter: - 3,75 kg papir - flere tonerkassetter
Fejl i 5 % af udskrifterne	Forbrug af papir stiger med 5%, samtidig med at forbruget af tonerkassetter stiger, for stadig at kunne levere 75.000 print i den ønskede kvalitet.	I brugsfasen tilføjes for svanemærkede tonerkassetter: - 18,75 kg papir - flere tonerkassetter

Der er i litteraturen ikke evidens for, at Svanemærkede tonerkassetter har flere fejlprint/lavere kvalitet end originale tonerkassetter. Værdierne er derfor valgt, for at undersøge forskelle mellem gode og mindre gode genfremstillede tonerkassetter

8.2.4.4 Datagrundlag for basisscenariet

Tabel 75 præsenterer materialesammensætningen af tonerkassetter og er baseret på et studie fra ETIRA²⁸⁵, men disse data mangler information om printpladen på tonerkassetten. Vægten af selve printpladen er fundet i revisionen af den frivillige aftale for printere²⁸⁶ og fratrasket kategorien "andet". Hvilke materialer andet dækker over, vides ikke med sikkerhed, men det bliver i studiet regnet som et gennemsnit af alle øvrige materialer.

Tabel 75: Materialesammensætning af en tonerkassette til 7500 print

Materiale	Vægt [gram]
HIPS (High Impact polystyren)	336
Stål	275
Aluminium	52
POM (Polyoxymethylen)	25
Urethane	21
PP (Polypropylen)	19
ABS (Akrylonitril-butadien-styren)	3
Silikone	4
Print (Elektronik)	3
Andet	6

Som det fremgår af Tabel 75 så består en tonerkassette af en høj andel af særligt HIPS og stål. I basisscenarierne er der hverken papirforbrug eller tonerforbrug med i beregningerne, da der ikke antages at være forskel på disse.

At begge typer toner antages at kunne printe 7.500 sider hver, betyder at man sammenlagt skal bruge 10 tonerkassetter for at opfylde den funktionelle enhed. Der er dog forskel på behovet for jomfruelige materialer afhængigt af affaldsbehandlingen for tonerkassetten efter første brug. I Tabel 76 er affaldshåndteringen for gennemsnitlige tonerkassetter præsenteret. Data for gennemsnitlige tonerkassetter inkluderer originale, kompatible samt genfremstillede tonerkassetter.

²⁸⁵ <https://www.etira.org/images/content/LCA%20CRR%20.pdf>

²⁸⁶ Revision of Voluntary Agreement on Imaging Equipment, Final Report, <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/e8502596-432a-4991-807b-340e7f3d6171/Lot%204%20-%20Imaging%20equipment%20-%20Revision%20Task%201-7.pdf>

Tabel 76: Antagelser i forhold til affaldsbehandlingen for gennemsnitlige og Svanemærkede tonerkassetter

Materialer der:	Gennemsnitlige tonerkassetter	Svanemærkede tonerkassetter
Genfremstilles	15 %	85 %
Genanvendes	32 %	12 %
Energiudnyttes	35 %	2 %
Deponeres	18 %	1 %

Data for gennemsnitlige tonerkassetter stammer fra revisionen af den frivillige aftale for printere og omfatter alle typer tonerkassetter. Det betyder, at data ikke er repræsentativt for Svanemærkede tonerkassetter, hvorfor en række antagelser er nødvendige.

For Svanemærkede tonerkassetter vurderer Miljømærkning Danmarks produktspecialist, at 85 % af materialerne genfremstilles – en andel, der overstiger minimumskravet på 75 %. Det er dog ukendt, hvor stor en del af de kasserede materialer der genanvendes, energiudnyttes eller deponeres. Derfor antages det, at denne fordeling følger samme mønster som for originale tonerkassetter, hvor hovedparten genanvendes, mens en mindre del energiudnyttes eller deponeres.

Når en tonerkassette bliver genbrugt, så er det vigtigt at forbrugerne sender den retur. Hvor mange gange tonerkassetter bliver returneret og genbrugt kan variere. I gennemsnit antages det at tonerkassetter i snit bliver genfremstillet 3,5 gange, selvom det teknisk er muligt at genfremstille dem op til 5-7 gange, hvilket betyder at der ca. skal bruges 3 genfremstillede tonerkassetter for at opfylde den funktionelle enhed da:

$$\frac{3,5 \text{ gange en tonerkassette kan genbruges} \times 7.500 \text{ sider pr. genopfyldning}}{75.000 \text{ sider der skal udskrives}} = 2,8 \text{ tonerkassetter}$$

I forbindelse med genfremstilling af tonerkassetter antages det, at transportafstanden er større sammenlignet med originale tonerkassetter. Dette skyldes, at der generelt er flere faciliteter i Europa til genanvendelse og deponering af tonerkassetter end produktionssteder specialiseret i genfremstilling.

Der er ikke identificeret studier, der kvantificerer den præcise ekstra transportafstand for genfremstillede tonerkassetter. I beregningerne antages det dog, at hver genopfyldning medfører en ekstra transportafstand på 500 km. For en tonerkassette, der genbruges i gennemsnit 3,5 gange, estimeres det samlede ekstra transportforbrug derfor til 1.750 km, hvilket inkluderes i beregningen.

8.2.5 Resultater og konklusioner

Analysen af klimapåvirkning og cirkulær økonomi fokuserer på materialeanvendelse, byggekvalitet og udskriftskvalitet, da der er tilstrækkeligt datagrundlag til at sammenligne Svanemærkede og ikke-Svanemærkede tonerkassetter.

Svanemærkede tonerkassetter er genfremstillede, hvilket betyder, at de tidligere har været i brug, hvorefter de er indsamlet, kontrolleret, repareret og genfyldt med tonerpulver. For at sikre en høj grad af genanvendelse må størstedelen af komponenterne genbruges, og tonerkassetterne kan efter brug returneres og genbruges igen.

Analysen af uønsket kemi er baseret på totaludledningen af flygtige organiske forbindelser (TVOC) og fokuserer på emissioner fra produkter af lav kvalitet.



KLIMA

Når der udelukkende fokuseres på produktion, transport og affaldshåndtering af tonerkassetter, ses en **gennemsnitlig klimabesparelse på 44%*** for svanemærkede tonerkassetter, sammenlignet med ikke-svanemærkede tonerkassetter. Forskellen skyldes hovedsageligt at Svanemærkede tonerkassetter genfremstilles og er i tilsvarende kvalitet som originale tonerkassetter.



CIRKULÆR
ØKONOMI

Svanemærkede tonerkassetter er genfremstillede, og **85%*** af materialerne genbruges en eller flere gange, hvorimod, kun **15%*** af materialerne genbruges for gennemsnitlige tonerkassetter.



UØNSKET
KEMI

Brug af uoriginale tonerkassetter kan medføre en øget udledning af TVOC i forbindelse med udskrifter. **Svanemærkede tonerkassetter bliver testet for emissioner for at sikre emissioner der er tilsvarende for originale tonerkassetter.**

** Resultaterne for klima og cirkulær økonomi er baseret på gennemsnitsdata.*

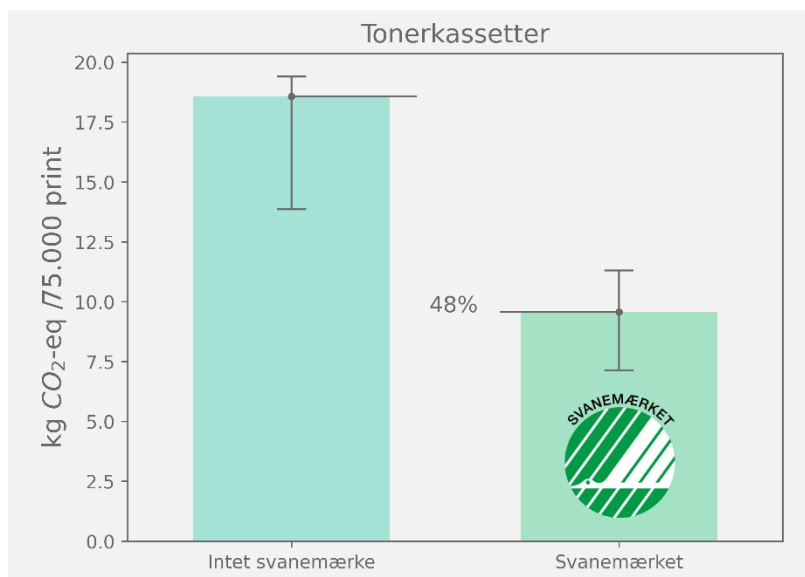
Analysen er baseret på udvalgte parametre, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærket tonerkassetter versus ikke-svanemærket tonerkassetter.

En detaljeret gennemgang af resultaterne for både klimapåvirkning, cirkulær økonomi og uønsket kemi er givet i de følgende afsnit.

8.2.5.1 Klimapåvirkning

Figur 90 viser klimapåvirkningen relateret til forbruget af tonerkassetter til print af 75.000 sider i farver. Selve brugsfasen, hvor der bruges el og papir til udskrifter er ikke medtaget. Figuren viser, at svanemærkede produkter i gennemsnit er 48 % mindre klimabelastende end alternative produkter på markedet. Dog kan de enkelte tonerkassetter variere markant fra de gennemsnitlige værdier, særligt for de ikke-svanemærkede produkter. Da der er tale

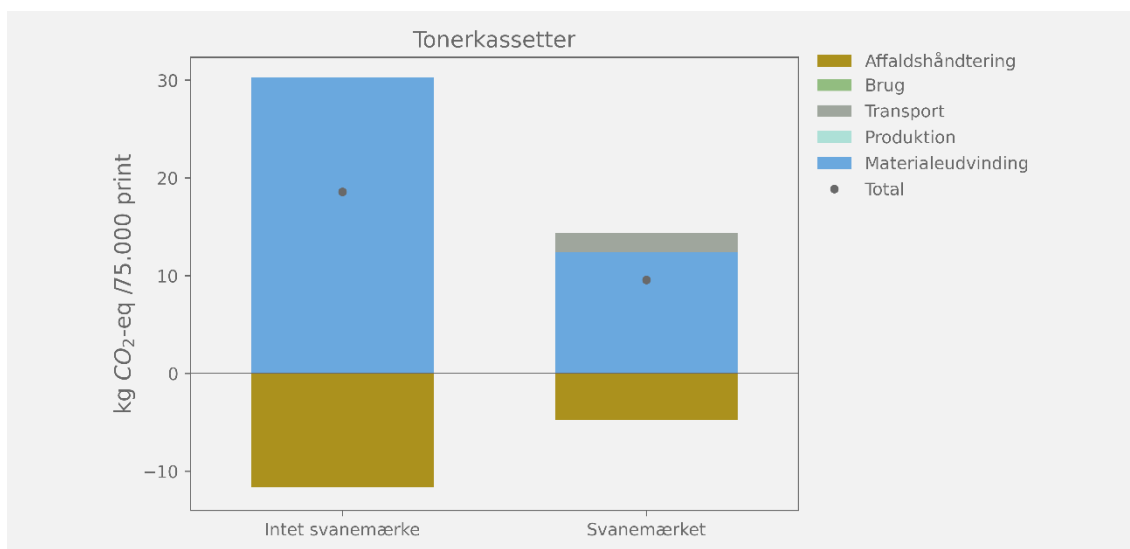
om gennemsnitsbetragtninger, for de enkelte OEM-producenter, er der muligvis nogle produktserier som er på niveau med Svanemærkede tonerkassetter, men de fleste tonerkassetter vil have et væsentlig højere udledning end for Svanemærkede tonerkassetter.



Figur 90 Klimapåvirkning [kg CO₂-eq./ 75.000 print] relateret til tonerkassetter, med og uden svanemærket. Figuren medregner ikke brugsfasen.

Den markante forskel på klimapåvirkningen for Svanemærkede og ikke-Svanemærkede tonerkassetter skyldes overvejende den store forskel i materialeforbruget. Når materialerne genbruges, skal der udvindes færre materialer, hvilket giver sig til udtryk i de forholdsvis store forskelle.

I Figur 91 er påvirkningen for forskellige livscyklusfaser præsenteret. Her set det, at mere materiale genanvendes for originale tonerkassetter end for Svanemærkede tonerkassetter, hvilket skyldes forskellen i mængden af materialer der anvendes. Yderligere ses den ekstra transport for Svanemærkede tonerkassetter ikke at påvirke resultatet i væsentlig grad. Transporten antages at være højt sat (1000 km i lastbil per genopfyldning), men selv den dobbelte afstand ville ikke rykke på de overordnede konklusioner. Det skal dog bemærkes at transporten ikke er uvæsentlig, og hvis andre mindre effektive transportformer bruges, så vil det kunne påvirke resultatet.

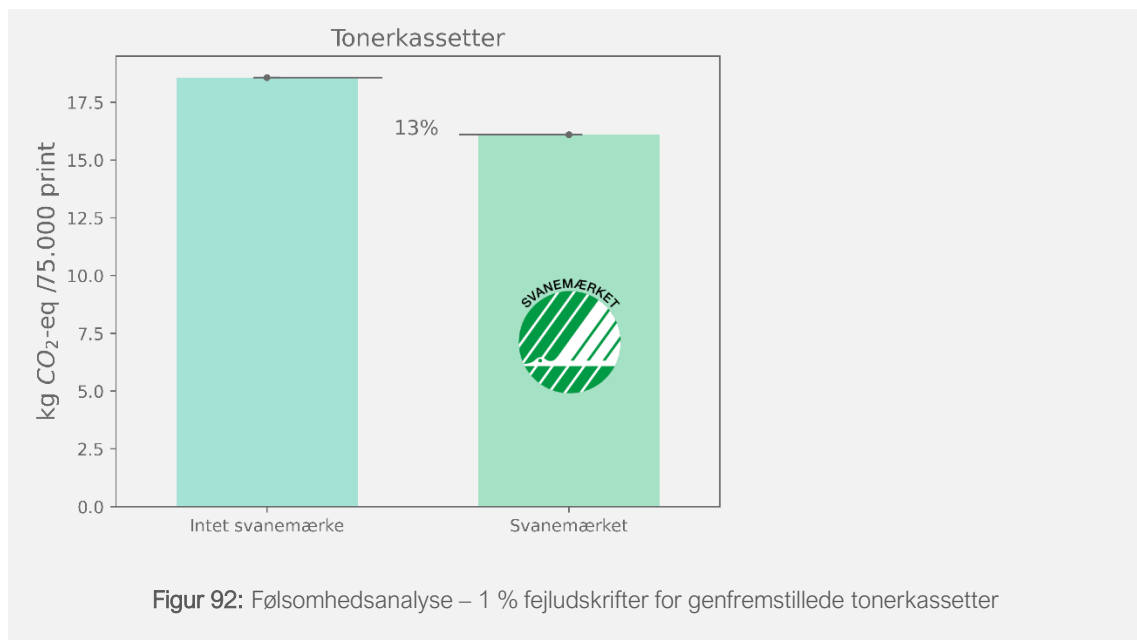


Figur 91 Fordeling af den totale klimapåvirkning [kg CO₂-eq./rengøring af 1000 m²] fra forskellige livscyklusfaser, når brugsfasen ikke inkluderes i beregningerne, for tonerkassetter

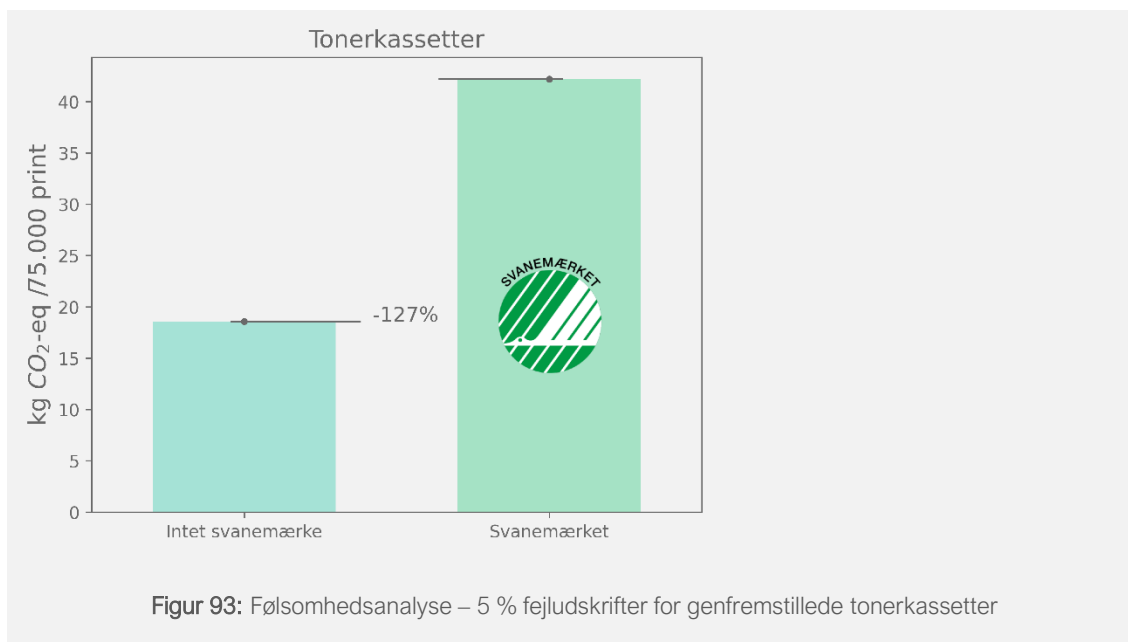
8.2.5.1.1 Følsomhedsanalyse

Da en række OEM-producenter har fået udført en række test af BLI²⁸⁷ som viser at udskriftskvaliteten af genfremstillede tonerkassetter kan være lavere, vil det alt afhængig af formålet med udskriften (fx kladde eller ekstern rapport) have betydning for, om man vælger at kassere printet og lave et nyt udprint. Der er derfor lavet to scenarier med fejlprint, hvor man indregner et øget papir og materialeforbrug, når henholdsvis 1 og 5% af de print man udskriver skal kasseres og derfor skal printes igen.

I Figur 92 er det antaget at 1% af udskrifterne skal kasseres og udskrives igen, mens det i Figur 93 er antaget 5 %



²⁸⁷ BLI "Buyers Laboratory LLC" er en uafhængig virksomhed, der specialiserer sig i at teste og evaluere forskellige typer teknologiprodukter, herunder printere og kopimaskiner. BLI udfører omfattende test og vurderinger af disse enheder for at give forbrugerne og virksomhederne en objektiv vurdering af deres ydeevne, pålidelighed og funktionalitet. BLI's vurderinger omfatter typisk ting som udskriftskvalitet, hastighed, driftsomkostninger, holdbarhed og brugervenlighed.



Som vist i Figur 92 og Figur 93 har udskriftskvaliteten en betydelig indflydelse på klimapåvirkningen. Dette skyldes, at det antages, at hver tonerkassette kan udskrive 7.500 sider (ca. 600 kg papir), hvilket betyder, at selv små procentvise afvigelser i udskriftskvaliteten kan have en markant effekt på det samlede miljøaftryk.

Følsomhedsanalyserne viser, at hvis fejlprocenten stiger til blot 1 %, reduceres klimafordelelsen ved at vælge Svanemærkede tonerkassetter til 13 %. Ved en fejlprocent på 5 % vil gennemsnitlige tonerkassetter endda have en 127 % lavere klimabelastning end Svanemærkede tonerkassetter.

Dette understreger vigtigheden af at vælge genfremstillede tonerkassetter af høj kvalitet for at opnå den største miljøgevinst. Svanemærkede tonerkassetter opfylder strenge kvalitetskrav, hvilket sikrer en stabil og høj udskriftskvalitet. Resultaterne indikerer derfor, at genfremstillede tonerkassetter af lav kvalitet kan have en større miljøpåvirkning end nye tonerkassetter, hvilket gør det afgørende at vælge genfremstillede tonerkassetter i høj kvalitet som fx Svanemærkede tonerkassette eller andre genfremstillede tonerkassetter i høj kvalitet, for at opnå en reduceret klimabelastning.

8.2.5.2 Cirkulær økonomi – Genbrug

Svanemærkede tonerkassetter bidrager markant til cirkulær økonomi, da 85 % af materialerne genfremstilles, hvilket er langt højere end for gennemsnitlige tonerkassetter, hvor kun 15 % af materialerne genfremstilles. Producenter af Svanemærkede tonerkassetter bidrager derfor til den cirkulære økonomi ved blandt andet at sikre:

- Ressourcebevarelse: Recirkulering af tonerkassetter reducerer behovet for at udvinde nye råmaterialer, da de eksisterende materialer genanvendes og genbruges. Dette bidrager til at bevare ressourcer og mindske belastningen på miljøet. Jf. afsnit 8.2.4.4 så bruger Svanemærkede tonerkassetter ca. 60% færre materialer til at levere 75.000 udskrifter i farver end gennemsnitlige tonerkassetter.



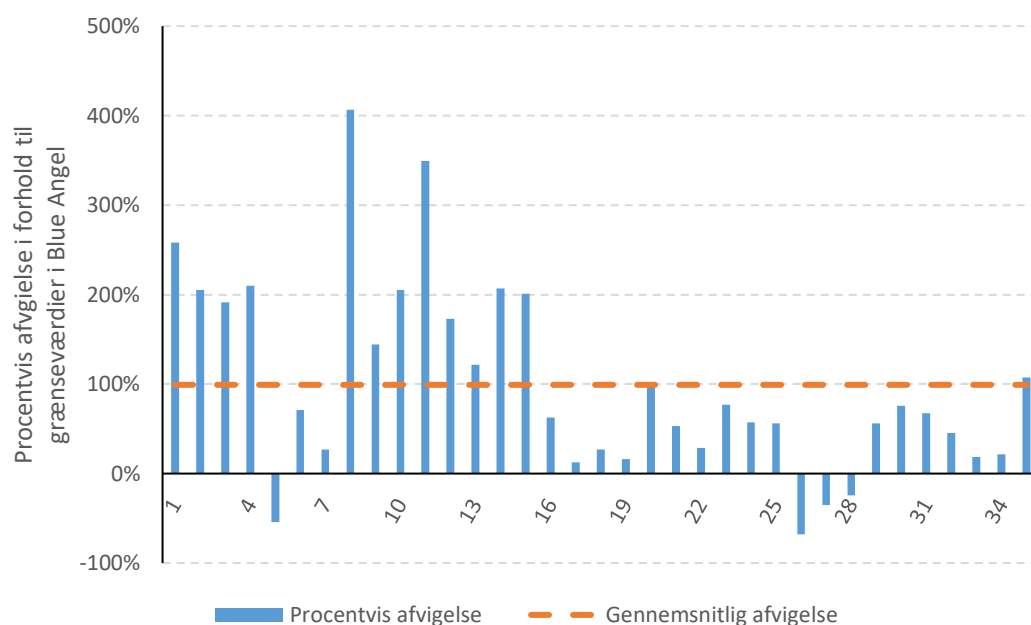
- Affaldsreduktion: Ved særligt at genfremstille tonerkassetter mindskes mængden af affald, der ellers ville ende på lossepladser eller blive brændt, hvilket reducerer miljøpåvirkningen.
- Energi- og CO₂-besparelser: Genbrug og genanvendelse af tonerkassetter kræver generelt mindre energi sammenlignet med fremstilling af nye tonerkassetter. Dette resulterer i lavere CO₂-udledning. Se evt. forrige afsnit

8.2.5.3 Uønsket kemi

I studiet fra Fraunhofer²⁸⁸, hvor der blev udført en emissionstest for henholdsvis en række originale HP tonerkassetter, kompatible tonerkassetter samt genfremstillede tonerkassetter sammen med henholdsvis en farveprinter og sort/hvid printer fra HP. I studiet blev disse printere testet med 35 forskellige tonerkassetter (8 genfremstillede samt 27 kompatible)²⁸⁹ og sammenlignet med kravene i Blue Angel DE-UZ 219 (Kriteriedokument for printere og multifunktionsmaskiner). I Figur 94 er resultatet af emissionstesten for de genfremstillede tonerkassetter samt de kompatible tonerkassetter.

²⁸⁸ <https://h20195.www2.hp.com/v2/GetDocument.aspx?docname=c08126273>

²⁸⁹ Bemærk at der er også blevet testet en række OEM tonerkassetter, som alle overholdte kravene.



Figur 94: Visuel repræsentation af resultaterne fra Fraunhofer test af emissioner fra genfremstillede og kompatible tonerkassetter

Som det fremgår af figuren, så er der kun fire af de testede tonerkassetter der overholder kravene til emission af TVOC i Blue Angel DE-UZ 219. I den offentliggjorte emissionstest er det ikke muligt at se hvilke fire tonerkassetter der klarede testen. Det vides derfor ikke hvordan de genfremstillede tonerkassetter klarede sig generelt, men der var en gennemsnitlig overskridelse af grænseværdierne på ca. 100%. Emissionstesten viser at nogle genfremstillede tonerkassetter samt nogle kompatible tonerkassetter har væsentlig højere udledning af TVOC end grænseværdierne i Blue Angel DE-UZ 219. Svanemærket stiller lignende krav til TVOC, men i stedet for emissionstest, så stilles kravet som en grænseværdi i forhold til indholdet af TVOC i tonerkassetter.

8.3 Engangsbleer til børn

Dette kapitel omhandler produktgruppen engangsbleer til børn, med udgangspunkt i kriteriedokument for svanemærkede hygiejneprodukter.

Da der ikke umiddelbart findes markante ikke-indfrie potentialer i forhold materialesammensætning af bleer og da offentlig tilgængelig viden om kemiindhold i ikke-svanemærkede bleer på det danske marked er meget begrænset, vurderes miljøpåvirkningen fra svanemærkede- og ikke svanemærkede engangsbleer udelukkende kvalitativt. I dette kapitel beskrives baggrunden for produktgruppen og den kvalitative vurdering, og resultaterne af vurderingen præsenteres.

8.3.1 Baggrund

8.3.1.1 Relevans og markedsstørrelse

Det anslås, at børn i gennemsnit bruger ble i de første 2,5 år af deres liv²⁹⁰ og bleen udgør dermed et essentielt produkt for mange danske børnefamilier samt dag- og døgninstitutioner for småbørn. I januar 2024 boede der i Danmark lige knap 250.000 børn i alderen 0-3 år²⁹¹, hvor størstedelen forventes at bruge ble. Indenfor dette aldersspænd forventes et barn i gennemsnit at bruge 7 bleer i døgnet lige efter fødslen, med et fald til i gennemsnit 5 bleer i døgnet, når de er 2,5 år²⁹⁰.

I Danmark findes der både stofbleer, der genbruges og vaskes mellem brug, og engangsbleer, hvor der bruges en ny ble hver gang. Af disse forventes engangsbleerne at udgøre langt størstedelen af markedet, da mere end 90% af alle familier i Europa har brugt engangsbleer siden 1990'erne²⁹². Salget af engangsbleer til børn anslås at ligge på omkring 50 mio € i Danmark i 2020, hvilket svarer til et forbrug på omkring 350 mio. bleer om året²⁹³. Samtidig forventes det, at vækstraten for det europæiske salg af engangsbleer til børn vil ligge på lige over 6% i perioden 2020-2025²⁹³. Til sammenligning er det uvist, hvor stort forbruget af genbrugelige bleer er i Europa, da databaserne til monitorering af salg ikke monitorerer genbrugelige hygiejneprodukter (bleer, bind, vatpinde, osv.), eftersom de forventes at udgøre mindre end 1% af markedet²⁹³. Fælles for begge slags bleer er dog, at forbruget i Europa forventes at stige over de kommende år²⁹³.

8.3.1.2 Opbygning og materialesammensætning

En engangsble er et komplekst designet produkt, der skal opfylde mange funktioner, såsom at absorbere og opbevare urin og fæces over mange timer, uden at lække væske, samtidig med at barnet holdes tørt. For at kunne opfylde dette, består en engangsble af

²⁹⁰ Holdway & Dowling (2023). Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Nappies in the UK 2023. Defra project reference: EV0493. <https://randd.defra.gov.uk/ProjectDetails?ProjectId=20622>

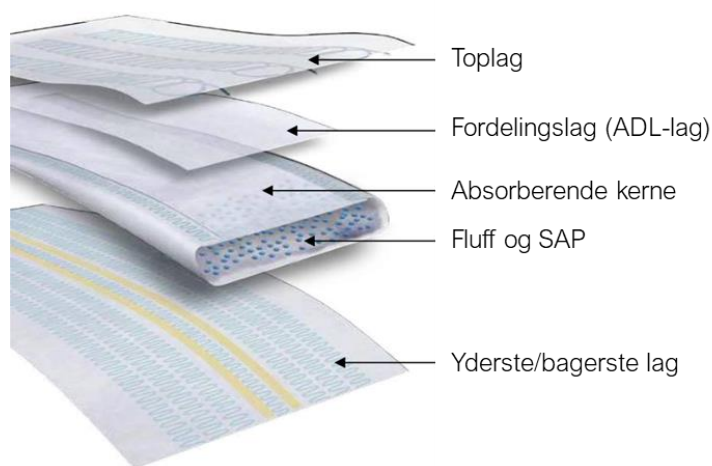
²⁹¹ Danmarks Statistik (2024). Tal fra tabel FOLK1AM.

²⁹² ANSES (2021). BACKGROUND DOCUMENT to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on The following substances in single-use baby diapers. [Registry of restriction intentions until outcome - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions-until-outcome)

²⁹³ Pérez-Camacho et al. (2023). Revision of EU Ecolabel criteria for Absorbent Hygiene Products and Reusable Menstrual Cups (previously Absorbent Hygiene Products). Joint research centre. www.doi.org/10.2760/467041

flere lag med forskellige funktioner og/eller materialer. Et eksempel på lag er givet i Figur 95 og forklaret i det følgende.

Toplaget er ofte lavet af plastik og er det lag, der ligger ind mod barnets hud. Formålet er at lade urin løbe igennem, uden at urinen senere kan løbe tilbage. *Fordelingslaget (ADL-lag)* har til formål at fordele urinen fra toplaget jævnt ud over den underliggende absorberende kerne. Fordelingslaget er ofte lavet af nonwoven plastikpolymerer, hvis struktur gør fordelingen af urin mulig. Den *absorberende kerne* skal kunne absorbere og opbevare urin, indtil bleen skiftes, hvilket kan være mange timer, fx om natten. Her bruges ofte en blanding af superabsorberende polymerer (SAP), som svulmer og bliver til gele når de op-suger urin, samt fluff pulp, som kommer fra cellulose. Det *yderste/bagerste lag* er lavet af plastik, og dets formål er at tilbageholde fæces.



Figur 95 Eksempel på lag i en engangsble til børn fra Ali et al. (2017)²⁹⁴

Grundet engangsbleens komplicerede design og mange ønskede funktioner, er engangsbleen et produkt der har været i løbende udvikling, siden de første engangsbleer kom på markedet i 1950'erne²⁹⁵. Blot indenfor de seneste 10-15 år, er engangsbleen blevet optimeret væsentligt, både i forhold til materialesammensætningen og den samlede vægt. Et britisk studie anslår, at en ble i gennemsnit er gået fra at veje 44,64 g i 2001-2002 til blot 33,82 g i 2021, svarende til en vægtreduktion på 24%²⁹⁶.

²⁹⁴ Ali et al. (2017). ISSUES AND MANAGEMENT FOR USED DISPOSABLE DIAPERS IN SOLID WASTE IN THE CITY OF KUALA LUMPUR. PERINTIS eJournal, Vol. 7, No. 1, pp. 43-58.

²⁹⁵ Frellsen (2023). Bleer og barsel. Ingeniøren. <https://ing.dk/holdning/bleer-og-barsel>

²⁹⁶ Holdway & Dowling (2023). Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Nappies in the UK 2023. Defra project reference: EV0493. <https://randd.defra.gov.uk/ProjectDetails?ProjectId=20622>

Tabel 77 Materialesammensætning af en gennemsnitlig engangsble (vægtet gennemsnit af bleer i forskellige størrelser op til 2,5 år) i 2021 sammenlignet med 2001-2002²⁹⁶.

Materiale/funktion	2021	2001-2002
Fluff pulp	24,66%	42,8%
Superabsorberende polymere (SAP)	39,09%	27,63%
PP	22,15%	15,25%
PE	3,43%	0%
LDPE	1,14%	7,74%
PET og polyester	0,98%	0%
Elastik	3,34%	0,53%
Lim	3,49%	2,99%
Calcium karbonat	0,55%	0%
Tape	1,08%	0%
Lotion	0,02%	0%
Andet	0,05%	3,09%
Total	100%	100%

Samtidig viste studiet, at materialesammensætningen også har ændret sig væsentligt fra 2001 til 2021, som præsenteret i Tabel 77. Fra tabellen er det tydeligt, at andelen af fluff pulp er reduceret til fordel for andelen af superabsorberende polymere, der til gengæld er steget. Ligeledes kan det ses, at designet af bleen i det hele taget er blevet mere kompleks, og indeholder flere materialer i 2021, såsom PET, polyester, tape, lotion og calcium karbonat.

8.3.1.3 Indhold af kemi og lovgivning

Som det kan ses i Tabel 77 forventes en gennemsnitlig engangsble på det britiske marked at indeholde lotion, og det er ikke usædvanligt at der anvendes lotion i bleer på det europæiske marked²⁹⁷. Lotion tilføjes, for at mindske risikoen for bleudslæt, hvilket lotion er blevet klinisk bevist til at kunne²⁹⁷. Der kan dog forekomme allergener og karcinogener i lotion, og tilføjelse af lotion i bleer introducerer derfor samtidig en risiko for, at barnet langvarigt udsættes for problematisk kemi.

På europæisk niveau gælder, at engangsbleer til børn skal overholde krav til generel sikkerhed defineret i den europæiske lovgivning for forbrugsvarer. Der er ikke nogen specifik lovgivning rettet mod bleer til børn.

Flere nationale organer i Europæiske lande har fået udarbejdet undersøgelser, der har analyseret indholdet af potentiel problematisk kemi i engangsbleer til børn. Studierne identificerede en lang række kemikalier i bleerne, såsom dioxiner, furaner og PAH'er (Polycykliske aromatiske hydrocarboner)²⁹⁸. Fælles for studierne er dog, at de enten ikke har kvanti-

²⁹⁷ Pérez-Camacho et al. (2023). Revision of EU Ecolabel criteria for Absorbent Hygiene Products and Reusable Menstrual Cups (previously Absorbent Hygiene Products). Joint research centre. www.doi.org/10.2760/467041

²⁹⁸ ANSES (2021). BACKGROUND DOCUMENT to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on The following substances in single-use baby diapers. [Registry of restriction intentions until outcome - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions-until-outcome)

ficeret mængderne, eller kun har fundet kemikalierne i meget små mængder, samt at resultaterne oftest ikke er suppleret af en risikoanalyse, hvorved det ikke kan konkluderes, om de identificerede stoffer reelt set udgør en risiko for barnet.

I 2019 udgav det franske agentur for fødevarer, miljø og arbejdsmiljø & sikkerhed (ANSES) en rapport, på baggrund af hvilken de foreslog at begrænse indholdet af formaldehyd, PAH'er, dioxiner, furaner og PCB'er (polyklorerede bisphenoler) i børnebleer på det europæiske marked. Formaldehyd er klassificeret som kræftfremkaldende, mutagen og hudsensibiliserende og er begrænset i fx legetøj. PAH'er er mistænkt for at være kræftfremkaldende, og dioxiner og furaner er mistænkt for at have effekt på flere forskellige sundhedsaspekter (fertilitet, dermal, osv.)²⁹⁸.

I ANSES's studie blev 23 bleer på det franske marked testet på forskellige måder. Migrationstest med en urinsimulant viste migration af PAH'er, dioxiner, furaner, formaldehyd og dioxinlignende PCB'er, og denne test blev vurderet til at være den, der i størst grad repræsenterede reelle brugsforhold. En risikoanalyse, baseret på migrationstestresultaterne, viste, at migrationen overskred de estimerede sundhedsgrenseværdier for flere af stofferne. Derudover, er der en risiko for, at barnet også kommer i kontakt med kemikalierne i andre sammenhænge, da kemikalierne fx kan optræde i fødevarer og mælk, hvilket vil øge risikoen yderligere. Studiet konkluderede på den baggrund, at brug af PAH'er, dioxiner, furaner og PCB'er i engangsbleer til børn, ikke er tilstrækkeligt reguleret i EU.²⁹⁹

På trods af dette, vurderede ECHAs komité for risikoanalyse (RAC) i 2021, at der ikke var tilstrækkelig videnskabeligt bevis på, at de nævnte stoffer udgør en risiko i engangsbleer til børn, da de blandt andet konkluderede, at migrationstestene fra det franske studie, ikke i tilstrækkelig grad repræsenterede de faktiske brugssituationer³⁰⁰.

8.3.2 Baggrund for kvalitativ miljøvurdering

Børnebleer, der købes i offentlige danske institutioner, forventes på nuværende tidspunkt i overvejende grad at være svanemærkede. Dette bygger på to ting. Både, at det samlede udvalg af børnebleer i SKI's (staten og kommunernes indkøbsservice) indkøbskatalog er svanemærkede³⁰¹, og, at en simpel online screening af det danske marked for børnebleer, til både forbrugere og professionelle, viste, at størstedelen af de identificerede bleer er svanemærkede.

De fleste børnebleer i det offentlige antages dermed allerede at leve op til kravene i kriterierne for svanemærkede hygiejneprodukter. Den online markedsscreening viste dog stadig, at omkring 13% af de identificerede børnebleer ikke var svanemærkede, og der er dermed muligvis et lille potentiale for forbedring af miljøpåvirkningen fra børnebleer indkøbt i det offentlige. Da potentialet for forbedring eksisterer, men er småt, foretages der udelukkende en kvalitativ vurdering af miljøpåvirkningen af svanemærkede og ikke-svanemærkede børnebleer, samt de mulige forskelle.

²⁹⁹ ANSES (2021). BACKGROUND DOCUMENT to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on The following substances in single-use baby diapers. [Registry of restriction intentions until outcome - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/da/-/risks-from-chemicals-in-baby-diapers-not-demonstrated)

³⁰⁰ ECHA (2021). <https://echa.europa.eu/da/-/risks-from-chemicals-in-baby-diapers-not-demonstrated>

³⁰¹ SKI-kataloget under rammeaftalerne 50.96.03-06, <https://skikataloget.ski.dk/ski-kataloget/>

8.3.3 Resultater af kvalitativ miljøvurdering

Analyserne af engangsbleer til børn tager udelukkende udgangspunkt i en kvalitativ vurdering af, hvordan svanemærkets krav har indflydelse på, og forholder sig til, problematikker omkring uønsket kemi, klima og cirkulær økonomi. Udover brug af parfume og lotion har det dog ikke været muligt at opnå information om kemikalier anvendt i ikke-svanemærkede bleer.

Den kvalitative vurdering viste, at de krav, der forventes at skabe, og allerede have skabt, den største miljøeffekt, er krav til kemiforbrug. Hovedpointerne fra den kvalitative vurdering er opsummeret nedenfor.



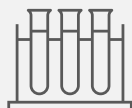
KLIMA

For Svanemærkede engangsbleer var der ikke tilstrækkelige data, til påvise en forskel mellem Svanemærkede og ikke-svanemærkede engangsbleer.



CIRKULÆR
ØKONOMI

Svanemærkede engangsbleer forventes ikke at være mere cirkulære end ikke-svanemærkede engangsbleer, da alle engangsbleer på nuværende tidspunkt smides ud med restaffaldet og forbrændes.



UØNSKET
KEMI

Svanemærkets forbud mod lotion og parfume i bleer kan have været en vigtig grund til, at bleer på det danske marked generelt set ikke indeholder lotion eller parfume, hvilket ellers er en tendens der i stigende grad observeres i mange dele af Europa.

Analysen er udelukkende baseret på kvalitative vurderinger, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at vælge svanemærkede engangsbleer versus ikke-svanemærkede engangsbleer.

8.3.3.1 Uønsket kemi

Det primære sundhedsrelevante hotspot i forbindelse med engangsbleer til børn, er det potentielle indhold af uønsket og problematisk kemi. Dette skyldes flere ting, som alt sammen bidrager til, at indholdet af kemi i børnebleer bør have et særligt fokus:

- Engangsbleer har direkte kontakt med barnets hud
- Engangsbleer bruges lige fra barnet er helt nyfødt og typisk indtil det er 2,5 år gammel, hvor det bærer ble i mere eller mindre hele denne årrække
- Den enkelte ble kan sidde på i mange timer ad gangen, helt op til 10 timer om natten

- Spædbørn, særligt mellem 0 og 6 måneder, kan være ekstra sensitive overfor eksponering af kemikalier³⁰²

Flere europæiske studier viser, at det ikke er ualmindeligt, at bleer indeholder lotion^{303,305}. Lotion tilføjes til bleerne, for at udvide funktionaliteten af bleerne, da det kan modvirke bleudslæt. Lotion kan dog i værste fald også indeholde allergener og karcinogener. Samtidig viser et britisk studie, at den gennemsnitlige ble på det britiske marked, på 20 år er gået fra ikke at indeholde lotion, til at indeholde lotion³⁰³, hvilket stemmer overens med den generelle tendens, der går mod større kompleksitet af produktdesignet. Det er på den baggrund ikke urimeligt at antage, at udviklingen indenfor engangsbleer i Europa generelt går mod at tilføje lotion til bleerne.

I kriterierne for svanemærkede hygiejneprodukter er der dog krav til, at bleer ikke må indeholde hverken parfume, lotion eller lugtkontrollerende stoffer. Da svanemærket er meget udbredt indenfor børnebleer i Danmark, er det ikke almindeligt at finde engangsbleer til børn, der indeholder lotion. Dermed kan svanemærket have bidraget til at modvirke de tendenser der ellers er i Europa, ift. lotion i bleer.

En online screening af bleer på det danske marked viser dog stadig, at trods svanemærkets udbredelse, findes der stadig et mindre udvalg af børnebleer på det danske marked, særligt natbleer, buksebleer og svømmebleer, som ikke er svanemærkede og som dermed potentielt kan indeholde lotion.

Udover lotion, der potentielt kan indeholde skadelige kemikalier med direkte kontakt til barnets hud, så findes der potentielt også andre kemikalier i bleerne, der i værste fald kan migrere ud og få kontakt til barnets hud. Dette er fx PAH'er, dioxiner, furaner, formaldehyd og dioxinlignende PCB'er³⁰⁴. Der er ikke enighed om, hvorvidt dette udgør en reel risiko for barnet, og de videnskabelige beviser blev vurderet til at være utilstrækkelige, ift. at begrænse brugen af disse kemikalier i børnebleer i europæisk lovgivning. Trods dette, er der ingen garanti for, at kemikalierne ikke udgør en risiko, særligt hvis eksponering fra andre kilder også tages med i betragtning.

Svanemærket sætter generelle krav til indholdsstofferne i bleer, som fx forbyder brug af CMR klassificerede stoffer, som indbefatter formaldehyd og mange PAH'er. Disse krav kan ikke fuldstændig garantere, at stofferne ikke kan migrere i små mængder fra svanemærkede bleer, da stofferne muligvis kan opstå som urenheder fra fx fluff-pulpproduktionen. Kravene forventes dog at medføre en reduktion i migrationen af fx formaldehyd og PAH'er fra svanemærkede bleer, sammenlignet med ikke-svanemærkede bleer, da stofferne ikke bevist må tilføjes svanemærkede bleer.

Afslutningsvis medfører den øgede kompleksitet af engangsbleer mere komplicerede leverandørkæder, som gør det svære at holde styr på, samt at kontrollere, indholdsstoffer i de

³⁰² Scheuplein et al. (2002). Differential Sensitivity of Children and Adults to Chemical Toxicity. www.doi.org/10.1006/rtp.2002.1558

³⁰³ Holdway & Dowling (2023). Life Cycle Assessment of Disposable and Reusable Nappies in the UK 2023. Defra project reference: EV0493. <https://randd.defra.gov.uk/ProjectDetails?ProjectId=20622>

³⁰⁴ ANSES (2021). BACKGROUND DOCUMENT to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on The following substances in single-use baby diapers. [Registry of restriction intentions until outcome - ECHA \(europa.eu\)](https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions-until-outcome)

anvendte materialer i engangsbleen. Noget der er krav til i svanemærkede bleer. Valg af svanemærkede engangsbleer til børn forventes dermed at mindske risikoen for, at barnet eksponeres for potentielt problematiske kemikalier, både fra lotion og fra selve bleen.

8.3.3.2 Klimapåvirkning

To nyere LCA-studier viser, at 63%-76% af klimapåvirkningen fra en engangsble kommer fra materialeudvinding og produktion^{303,305}, og at det primært er produktion af superabsorberende polymerer (SAP) og PP-plast, der bidrager til klimapåvirkningen. Også produktion af fluff pulp bidrager til klimapåvirkningen, dog kun 6% af den totale klimapåvirkning, mod hhv. 35% og 13% for SAP og PP-produktionen³⁰⁵. Dette understøtter, at materialesammensætningen af en ble er essentiel for klimapåvirkningen.

Også den totale vægt af bleen er afgørende. Her viser et britisk studie, at den samlede klimapåvirkning fra engangsbleer i 2021 er reduceret med ca. 28%, sammenlignet med engangsbleer fra 2005, grundet en væsentligt lavere vægt³⁰³. Ressourceoptimering af bleen er dermed ligeledes vigtig for den samlede klimapåvirkning. Industrien fortæller dog, at det er svært at optimere yderligere på både vægten og materialesammensætningen af en engangsble, uden at det kommer til at gå ud over basale funktioner, såsom absorberingsevnen, grundet de foregående mange års optimering af designet. På den baggrund er der ikke stillet krav til optimering af vægt eller materialesammensætning i kriterierne for svanemærkede bleer, og der forventes derfor ikke en forskel på vægten eller materialesammensætningen i svanemærkede og ikke-svanemærkede børnebleer.

Der stilles krav til energiforbruget i produktionen af fluff pulp, som bruges i svanemærkede engangsbleer. Disse krav er magen til dem for produktion af papirmasser i andre fiberbaserede svanemærkede produkter, og kravene kan forventes at reducere klimapåvirkningen fra fluff pulp produktionen. Valg af svanemærkede bleer forventes på den baggrund som minimum at have en tilsvarende klimapåvirkning, sammenlignet med ikke-svanemærkede alternativer, og i bedste fald at resulterer i en mindre klimabesparelse, grundet lavere energiforbrug i produktionen af fluff pulp.

8.3.3.3 Cirkulær økonomi

Det dominerende fokus i kriterierne for svanemærkede hygiejneprodukter er relateret til kemien brugt i produkterne, samt brug af råmaterialer. Enkelte krav motiverer brug af genanvendt materiale, enten i selve produktet eller i primæremballagen. Disse optræder dog i krav, hvor forskellige krav-løsninger kan vælges, og kravene garanterer dermed ikke et bestemt indhold af genanvendt materiale.

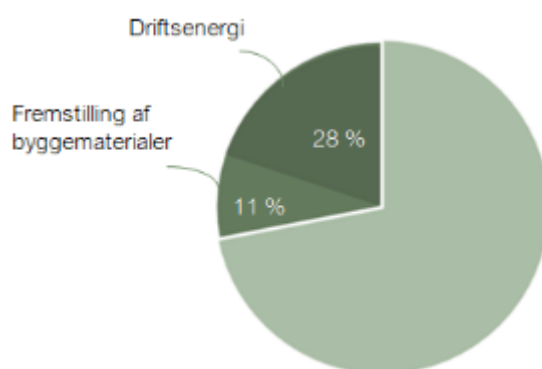
Derudover forventes affaldshåndteringsfasen af en engangsble at være uafhængig af, om bleen har eller ikke har et svanemærke, da der på nuværende tidspunkt ikke er nogen sorteringsmuligheder for bleer i Danmark. På den baggrund forventes alle engangsbleer i Danmark at gå til forbrænding gennem restaffaldet. Der forventes derfor ikke at være nogen forskel på recirkuleringspotentialet for en svanemærket og en ikke-svanemærket engangsble.

³⁰⁵ Pérez-Camacho et al. (2023). Revision of EU Ecolabel criteria for Absorbent Hygiene Products and Reusable Menstrual Cups (previously Absorbent Hygiene Products). Joint research centre. www.doi.org/10.2760/467041

8.4 Nye bygninger (089)

8.4.1 Baggrund

Byggeriets sektor bidrager betydeligt til klimaforandringer, ressourceforbrug og anvendelse af skadelige kemikalier. Globalt og nationalt er byggeriet en af de største enkeltkilder til drivhusgasudledninger. På verdensplan står opførelse og drift af bygninger for ca. 39 % af de samlede klimapåvirkninger, hvoraf 28 % kan henføres til energiforbrug til opvarmning, nedkøling og belysning, mens de resterende 11 % stammer fra produktion og transport af byggematerialer som beton, stål og cement m.v. (se Figur 96)³⁰⁶. I Danmark tegner bygninger sig for omtrent 40 % af det samlede energiforbrug og en betydelig del af landets drivhusgasudledninger. Dette understreger behovet for bæredygtige og Energieffektive løsninger i byggebranchen.



Figur 96 Bidrag fra byggeri til verdens samlede klimabelastning (World Green Building Council, 2019)

Fra produktionen af byggematerialer til energiforbruget under bygningens levetid, bidrager hver fase til CO₂-udledninger og dermed til klimaforandringerne. Valget af materialer, byggeteknikker og energikilder kan have en stor indflydelse på en bygnings samlede CO₂-udledning. For at reducere miljøpåvirkningen er det afgørende fx at sikre bygningerne er energieffektive, bygget med lavest mulig påvirkning, og at man evt. sikre en energiproduktion lokalt³⁰⁷. Danmark har en række initiativer og strategier for at fremme energieffektivitet i bygninger, herunder energimærkning af bygninger.

Energiforbruget i bygningers brugsfase har længe været i fokus som en nøgelfaktor for at reducere klimaafttrykket. Introduktionen af energimærkningsordningen i 1997 markerede et vigtigt skridt i denne retning. Energimærket, som klassificerer bygninger fra A2020 (mest energieffektive) til G (mindst energieffektive), skaber incitament for energiforbedringer og bidrager til lavere CO₂-udledninger og bedre komfort for brugerne. Udover energimærkningsordningen er bæredygtighedscertificeringer som Svanemærket og DGNB blevet vigtige redskaber til at fremme helhedsorienteret bæredygtighed i byggebranchen.

³⁰⁶ World Green Building Council, 2019

³⁰⁷ Hvorvidt lokal energiproduktion er fordelagtigt for samfundet, bliver debatteret. Se fx her: https://atv.dk/nyheder/nyhed/du-maa-alt-verden-ikke-putte-solcelle-paa-taget?utm_source=chat-gpt.com

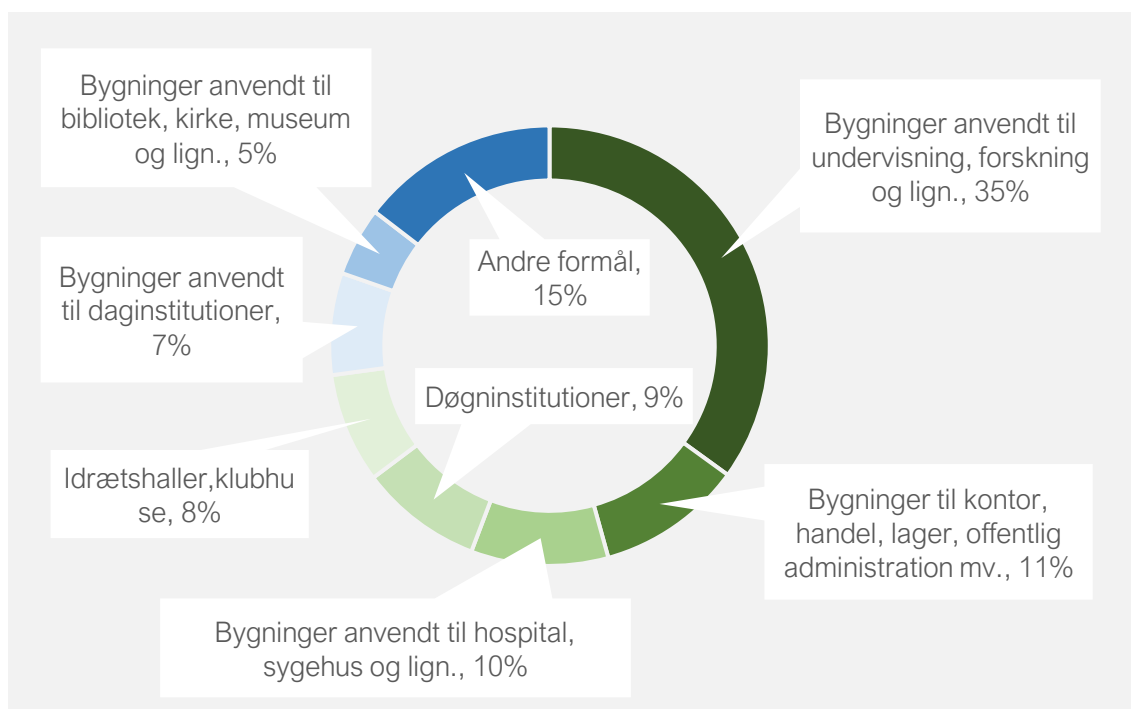
Historisk set har fokus i byggebranchen været på at reducere bygningers energiforbrug i driftsfasen, hvilket har resulteret i betydelige energieffektiviseringer gennem bedre isolering og energieffektive installationer. Men efterhånden som energiforbruget til drift reduceres, og vores energiforsyning bliver grønnere med vedvarende energi, stiger betydningen af de materialer, der bruges til at opføre bygninger. Materialernes miljøpåvirkning, fra produktion til affaldshåndtering, spiller en stadig større rolle for bygningers samlede klimaaftryk. Dette skift gør det nødvendigt at fokusere på holdbarhed, genanvendelighed og de kemikalier, der indgår i byggematerialerne. Affaldshåndtering og bygningers end-of-life-fase spiller en afgørende rolle i deres samlede klimafodaftryk. Nedrivning genererer store mængder byggeaffald, som repræsenterer en betydelig udfordring og mulighed. Genbrug og genanvendelse af materialer som stål, aluminium og træ kan reducere ressourceforbruget og drivhusgasudledningerne markant. Her er Svanemærkets krav til cirkularitet centrale, da de fremmer designløsninger, der understøtter lettere demontering og materiale-genbrug.

I Bygningsreglementet er der indført krav til bygningers CO₂-udledning, som fra 1. juli 2023 gælder for nybyggeri over 1.000 m². Dette krav fastsætter en grænseværdi på 12 kg CO₂/m²/år, men allerede fra 1. juli 2025 vil grænsen blive strammet til 7,1 kg CO₂/m²/år. Desuden vil klimapåvirkningen fra selve byggeprocessen, herunder transport af materialer og energiforbrug på byggepladsen, også blive omfattet af reglerne med en særskilt grænseværdi på 1,5 kg CO₂/m²/år. Social- og Boligstyrelsen arbejder på en grundlæggende revision af Bygningsreglementet, som forventes at blive gennemført trinvist frem mod 2028. Denne revision skal understøtte byggebranchens grønne omstilling og vil omfatte strammere krav til både klimapåvirkning og bygningsdrift. Da disse krav allerede er under revision, vil de ikke blive behandlet yderligere i denne rapport.

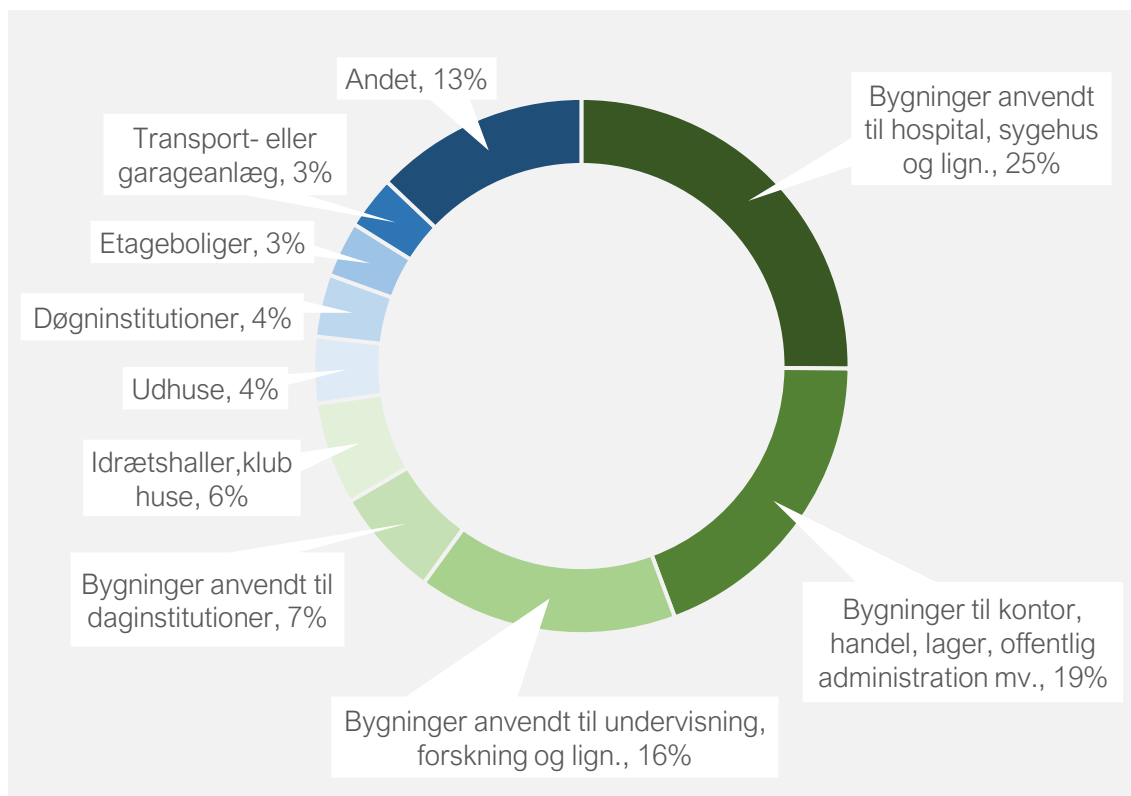
Et godt indeklima er afgørende for sundhed og trivsel i bygninger. Teknologisk Instituts rapport "Stigende behov for dokumentation af indeklima" fremhæver, at 55 % af virksomhederne i byggebranchen mener, at der mangler viden om luftkvalitet. Samtidig viser erfaringer fra NO-Tech huset, at selv nøje udvalgte byggematerialer kan afgasse mere end forventet. Kombinationseffekter mellem materialer kan skabe uforudsigelige kemiske reaktioner, som påvirker indeklimaet negativt. Eksempelvis blev der i forsøg observeret øgede afgasninger af aldehyder og VOC'er, når ellers lavemitterende naturmaterialer blev kombineret. Disse resultater viser, at det ikke kun er enkeltmaterialer, men også deres samspil, der påvirker indeklimaet.

Rapporten konkluderer også, at selv små mængder emissioner kan akkumulere i lavventilerede bygninger, hvilket forværrer deres påvirkning af luftkvaliteten. For at modvirke disse udfordringer anbefales det at vælge materialer med veldokumenterede lave emissioner og sikre tilstrækkelig ventilation, især i nybyggeri. Test i kontrollerede miljøer og brug af indeklimasimuleringer nævnes som vigtige værktøjer til at identificere risikoområder og finde løsninger. På trods af de nævnte tiltag understreger rapporten, at indeklima er et komplekst emne, der kræver yderligere forskning, standardisering og forbedret kommunikation mellem aktører i byggebranchen. I denne rapport behandles indeklima alene kvalitativt, da der er tale om et område med betydelig kompleksitet, som kræver yderligere datagrundlag for at kunne kvantificeres tilstrækkeligt.

Dette afsnit fokuserer på offentlige bygninger som udgør en stor andel af den danske bygningsmasse og spænder over mange forskellige anvendelsesområder, såsom undervisning, hospitaler, idrætshaller og kontorbygninger. Figur 137 og 138 illustrerer fordelingen af offentlige bygninger i Danmark, hvor bygninger anvendt til undervisning og forskning udgør en betydelig del, efterfulgt af hospitaler og kontorer.



Figur 97 Fordeling af bygningskvadratmeter eget af en offentlig myndighed i 2022, på bygningsanvendelse. Kvadratmeterne er estimeret baseret på data fra Danmarks Statistik (Danmarks Statistik, 2022a) og medregner kun bygninger større end 500 kvadratmeter.



Figur 98 Fordeling af kvadratmeter af nye byggerier i Danmark i 2022 med en offentlig bygherre (Danmarks Statistik, 2022b).

Blandt de offentlige bygninger, der bliver svanemærket, er daginstitutioner og børnehuse de mest typiske. Disse bygninger har særligt fokus på at sikre et sundt indeklima for børn og ansatte gennem krav om lave emissioner fra byggematerialer, effektiv ventilation og brug af miljøvenlige materialer.

For både private og det offentlige kan det have stor miljømæssig betydning, hvorvidt man vælger at renovere eller bygge nyt. Denne rapport vurderer ikke, om det er bedst at bygge nyt eller renovere, men undersøger i stedet, hvordan man kan sammenligne svanemærkede byggerier i det offentlige med konventionelle byggerier.

8.4.2 Livscyklusfaser og miljørelevante hotspots

De relevante livscyklusfaser relateret til opførelse og drift af bygninger er:

1. Råvarefasen
2. Materialeproduktion
3. Transportfasen
4. Opførelsesfasen
5. Driftsfasen
6. Affalds- og genanvendelsesfasen

Når man vurderer klimabelastningen for byggeri, så har tidsperspektivet stor betydning, da materialefaseren har en større relativ betydning for klimapåvirkningen, når man ser på en kort tidshorisont, da produktionen af byggematerialer medfører store CO₂-udledninger i

starten af bygningens livscyklus. Omvendt bliver driftsfasen dominerende på længere sigt, især for bygninger med højt energiforbrug. Ifølge studier anvendes forskellige levetidsperspektiver, som har stor indflydelse på resultaterne. For eksempel antager nogle analyser en levetid på 40 år, mens andre arbejder med 50 eller 80 år. Denne variation i levetid påvirker fordelingen af klimapåvirkningen markant, da længere levetid typisk øger betydningen af brugsfasen, mens materialefasen dominerer i scenarier med kortere tidsperspektiv. Dette understreger vigtigheden af at tilpasse analyserne til bygningens forventede levetid for at få et retvisende billede af dens samlede miljøpåvirkning^{308, 309,310}

I råvarefasen er udvindingen af materialer som kalksten, sand, jernmalm og træ afgørende. Cement- og stålproduktion, der er vigtige bestanddele i mange byggerier, kræver store mængder energi og resulterer i betydelige drivhusgasudledninger. Studier viser, at cementproduktionen alene kan bidrage med op til 7-8 % af de globale CO₂-udledninger³¹⁰. Genanvendte materialer, såsom flyveaske i cement eller genbrugt stål, har potentiale til at reducere miljøpåvirkningen markant. Anvendelsen af træ i byggeriet bliver i stigende grad debatteret som en løsning til at nedbringe byggeriets CO₂-aftryk. Træ har potentiale som en lavemissionsressource, men en øget brug af træ rummer også stor kompleksitet, især i forhold til arealanvendelse, skovenes kulstoflagringsevne og biodiversitet. Studier understreger behovet for at sikre, at træ, der anvendes i byggeriet, er bæredygtigt, samt at der tages højde for de indirekte konsekvenser af øget træforbrug, såsom ændringer i landbrugsarealer og skovrejsning³¹¹.

Materialeproduktionsfasen er en af de mest energitunge faser. Produktionen af byggematerialer som beton, stål og glas kræver høje temperaturer og betydelige mængder fossile brændstoffer. For eksempel kan fremstillingen af stål generere store mængder kuldioxid, men nyere teknologier som anvendelsen af brint som reduktionsmiddel tilbyder muligheder for væsentlige reduktioner i klimaaftrykket. Studier viser, at skift til grøn energi i produktionsanlæg kan reducere emissionerne fra stål og cementproduktion med op til 30 %³¹². Produktionsprocesser som varmegenvinding og elektrificering af ovne bidrager yderligere til at mindske den samlede miljøpåvirkning. Samtidig bruges der mange kemikalier under materialeproduktionen, såsom opløsningsmidler og tungmetaller i maling og overfladebehandling. Disse kemikalier kan være skadelige for både miljø og sundhed, hvis ikke de håndteres korrekt. Flygtige organiske forbindelser (VOC) er et særligt problem i produktionen af maling, lak og lim. VOC'er kan frigives til luften og bidrage til dannelsen af ozon i troposfæren, hvilket påvirker luftkvaliteten negativt. For mennesker kan eksponering for VOC'er medføre irritation af øjne, næse og hals, hovedpine samt i nogle tilfælde langvarige helbredsskader³¹³.

Transportfasen omfatter forsendelse af materialer fra produktionssteder til byggepladser. Selvom transporten generelt udgør en mindre del af den samlede miljøpåvirkning, kan den

³⁰⁸ Nemry et al. (2008)

³⁰⁹ Minter (2014)

³¹⁰ Zimmermann et al. (2020)

³¹¹ Concito Fremsynsnotatet (2021)

³¹² World Green Building Council (2019)

³¹³ Miljøstyrelsen (<https://mst.dk>)

være betydelig, når materialer importeres over lange afstande. Studier fremhæver vigtigheden af lokal sourcing, især for tunge materialer som beton og mursten, da transportemissionerne ellers hurtigt kan overstige gevinster fra bæredygtig materialeproduktion³¹⁴.

Tabel 103 viser hotspots i opførelsesfasen, herunder vigtige bygningselementer som fundament, tag og ydervægge samt materialer som cement, stål og aluminium. Som det kan ses fra tabellen, udgør de væsentligste hotspots især de bærende elementer, som består af tag, ydervægge og fundament, samt lofter og gulve. I forhold til bygningsmaterialerne, ses de væsentligste hotspots i cement/beton, stål og aluminium – disse tre udgør knap 90% af bygningselementernes klimapåvirkning³¹⁴.

Tabel 78 Hotspots i konstruktionsfasen inddelt i bygningselementer og -materialer, grupperet efter bygningstype. De væsentligste hotspots er markeret med **fed skrift**.

Bygningstype	Reference	Bygningselementer	Bygningsmaterialer
Hus	(Nemry et al., 2008)	- Gulv/loft - Ydervægge - Kælder/fundament	<i>ikke beskrevet.</i>
	(Minter, 2014)	- Ydervægge - Tag - Terrændæk	- Cementbaserede materialer - Isoleringsmaterialer - Glas
	(Zimmermann et al., 2020)	- Tag - Terrændæk - Ydervægge	<i>ikke beskrevet.</i>
Lejlighedsbygning	Nemry et al. (2008)	- Gulv/loft - Ydervægge - Indervægge	<i>ikke beskrevet.</i>
	(Zimmermann et al., 2020)	- Dæk - Ydervægge - Indervægge - Tag	<i>ikke beskrevet.</i>
Højhus	(Nemry et al., 2008)	- Gulv/loft - Ydervægge - Indervægge	<i>ikke beskrevet.</i>
Kontorbygning	(Minter, 2014)	- Fundament og dæk - Bærende elementer - Gulv/loft - Facade	- Cementbaserede materialer - Stål - Aluminium

Opførelsesfasen indebærer også aktiviteter på byggepladsen såsom brug af maskiner, energi til opførelse og generering af byggeaffald. Denne fase kan optimeres gennem brug af præfabrikerede elementer og digital planlægning, som reducerer materialespild og forbedrer effektiviteten. Ifølge studier kan opførelsesfasen også være en mulighed for at integrere cirkulære principper, hvor overskudsmaterialer kan genbruges i nye projekter³¹⁵.

³¹⁴ Minter (2014)

³¹⁵ SBST, Analyse af dokumentationsprocesser (<https://www.sbst.dk>)

Ved brug af modulbyggeri kan byggeaffald reduceres med op til 80 %, mens energiforbruget på byggepladsen kan halveres gennem anvendelse af elektriske maskiner og optimeret logistik. Desuden anvendes der ofte en række kemikalier under byggeprocessen, såsom klæbemidler, maling og imprægneringsmidler.

Driftsfasen er den længste og kan være den mest miljøbelastende fase afhængigt af bygningens levetid. Energiforbruget til opvarmning, køling, belysning og drift af bygningens tekniske systemer bidrager væsentligt til bygningens samlede miljøaftryk. Studier fremhæver, at energieffektiviseringer og overgangen til vedvarende energikilder kan reducere driftsfasens klimaaftryk med op til 60 % i forhold til konventionelle bygninger³¹⁶. VOC'er fra maling, gulvbelægning og møbler kan desuden påvirke indeklimaet negativt i driftsfasen. Langvarig eksponering kan føre til sundhedsproblemer som allergi, astma og nedsat lungefunktion.

Affalds- og genanvendelsesfasen markerer slutningen af bygningens livscyklus. Nedrivning genererer store mængder affald, som ofte er komplekst og kræver avancerede teknologier for at blive genanvendt. Studier viser, at beton og mursten blandt de materialer med størst genanvendelsespotentiale, men deres genbrug kræver omhyggelig sortering og bearbejdning³¹⁷. Nye initiativer som design for adskillelse fremmer lettere demontering og genbrug, hvilket reducerer affaldsmængden betydeligt. Derudover kan anvendelse af certificerede genanvendelsesmaterialer integreres direkte i nye bygninger, hvilket fremmer cirkularitet. Affaldshåndteringen skal også tage højde for rester af kemikalier i byggematerialer, som kan udgøre en risiko for miljø og sundhed, hvis de ikke bortskaffes korrekt.

8.4.3 Udvalgelse af krav

Krav til produktgruppen er blevet stillet efter et holistisk perspektiv, hvor hele livscyklussen for bygninger tages i betragtning. Herunder råvareudvinding, produktion af materialer, konstruktionsprocessen på byggepladsen, brugsfasen og til sidst affaldshåndtering og recirkulationspotentiale. Det holistiske perspektiv er sammenholdt med hvor de største miljøpotentiale findes samt styrbarheden i forhold til at opnå effekt. Udover fokuset på bygningens påvirkning på miljøet og klimaet, så stiller kriteriedokumentet også krav til bygningens påvirkning på de mennesker der vil opholde sig i bygningen. Dette ses f.eks. ved krav O39 til indendørs luftkvalitet ift. fugt.

Kriteriedokumentet skelner imellem forskellige typer af bygninger der som helhed kan blive certificeret og få et svanemærke, herunder:

- Bygninger klassificeret til beboelse (også boliger til studerende, ældre og personer med handicap)
- Uddannelsesbygninger (inkluderer daginstitutioner, skoler, universiteter og andre skoler for højere uddannelse)
- Kontorbygninger

³¹⁶ Zimmermann et al. (2020)

³¹⁷ https://vcob.dk/vcob/nedrivning/hvad-er-byggeaffald/materialer-til-genbrug-og-genanvendelse/overblik-over-byggematerialer/?utm_source=chatgpt.com

- Midlertidige konstruktioner (inkluderer moduler, pavilloner, annekser, hvis de er klassificeret som beboelsesbygninger, kontorer eller uddannelsesbygninger)

Svanemærkets kriteriedokument for "089 Nye bygninger", består af 42 obligatoriske kriterier, der stiller en række forskellige krav med faste niveauer som skal opfyldes. Og nedenfor er et kort overblik over typen af krav:

- Energi og klima:
 - Lavt energibehov (mindst 10 % bedre end NZEB-standarder).
 - Fremme af vedvarende energikilder og energieffektiv teknologi.
 - Strenge krav til brændstoffbegrænsning og maskiner på byggepladsen.
- Ressourceeffektivitet og cirkulær økonomi:
 - Fokus på genbrug og genanvendelse af materialer.
 - Design for adskillelse og fleksibilitet i bygningens konstruktion.
 - Begrænsning af byggeaffald gennem optimering og reduktion.
- Kemikalier og materialer:
 - Strenge begrænsninger for miljø- og sundhedsskadelige stoffer.
 - Sporbarhed via materialelogbøger og krav til miljømærkede produkter.
- Indeklima:
 - Fokus på akustik, dagslys, luftkvalitet og fugtkontrol.
 - Solafskærmning og energieffektive køleteknologier.
 - Begrænsning af VOC'er og andre skadelige emissioner.
- Biodiversitet:
 - Krav om bevarelse og forbedring af biodiversitet på byggegrunden.
 - Brug af certificeret træråvarer fra ansvarligt forvaltede kilder.
- Innovation og grønne initiativer:
 - Pointkrav for nye løsninger og teknologier, der fremmer bæredygtighed

Som for de andre produktgrupper, så er det ikke muligt at vurdere samtlige krav kvantitativt, og særligt for bygninger er dette en svær opgave grundet bygningernes omfattende kompleksitet. Derfor er det for bygninger valgt at der fokuserer på energiforbruget O3, hvor kravet er at energiforbruget skal være 10 % bedre end BR18, da man i årevis har udført energimærkning af bygninger, og at disse energimærkninger forefindes i en database, hvor det er muligt udtrække data. Energiforbruget er samtidig en relevant og kvantitativ miljøparameter for byggeriet. Således kan man få et unikt indblik i de bygninger der er blevet opført de seneste mange år, og dermed vurdere hvorvidt svanemærket byggeri bruger mindre energi i brugsfasen.

På sigt bliver det muligt at også at få et indblik i klimabelastningen for materialerne der bruges i forbindelse med opførelse af svanemærket byggeri i forhold til konventionelt byggeri, men dette må afvente at der kommer bedre data i forbindelse med energimærket.

I forhold til cirkulær økonomi, bliver der her foretaget en kvalitativ vurdering, i forhold til, hvor der ifølge licenshavere, ofte er behov for de skal ændre deres praksis, for at leve op til kravene. Kravene til cirkulær økonomi i Svanemærket nybyggeri som vurderes kvalitativt, er O10 "Håndtering af byggeaffald" som sikrer, at mindst 70 % af ikke-farligt byggeaffald fra byggepladsen sorteres til genbrug, genanvendelse eller anden materialenyttiggørelse.

- O12 Farlige stoffer i genbrugte byggevarer og materialer

I forhold til kemikalier foretages der også en kvalitativ vurdering af kemikalier i nybyggeri, hvor der er fokus på at påpege kendte udfordringer med indeklima i nybyggeri samt data for indeklimamålinger for Svanemærket byggeri. De krav i Svanemærket der skal sikre et sundt indeklima, er blandt andet:

- O14 – Klassificering af kemiske produkter: Kemiske produkter må ikke indgå med farlige klassifikationer (jf. CLP-forordningen 1272/2008) – eksempelvis toksicitet, fare for vandmiljø eller ozonlaget – med specifikke undtagelser (f.eks. visse ankre og træprimere).
- O15 – CMR-stoffer: Produkter må ikke indeholde indgående stoffer, der er klassificeret som kræftfremkaldende, mutagene eller reproduktionstoksiske (CMR), med enkelte undtagelser, der skal dokumenteres af producenten.
- O16 – Konserveringsmidler i indendørs maling og lak: Begrænser mængden af konserveringsmidler i indendørs produkter. For eksempel må almindelig maling og lak ikke indeholde mere end 900 ppm konserveringsmidler (og 1600 ppm i vådrumsmaling) samt specifikke grænseværdier for isothiazolinonforbindelser.
- O17 – Konserveringsmidler i andre kemiske produkter til indendørs brug: Stiller tilsvarende begrænsninger for konserveringsmidler i øvrige kemiske produkter, med præcise koncentrationsgrænser (f.eks. 600 ppm for isothiazolinoner) for at minimere risikoen for skadelig afgasning.
- O18 – Forbudte stoffer: Det er forbudt at anvende indgående stoffer, der er særligt problematiske – herunder stoffer på EU's kandidatliste (SVHC), PBT/vPvB-stoffer samt hormonforstyrrende stoffer. Derudover forbydes specifikke stoffer såsom kortkædede chlorparaffiner, PFAS, alkylphenoler, bromerede flammehæmmere, phthalater, bisphenoler og tungmetaller, med enkelte dokumenterede undtagelser.
- O19 – Nanopartikler: Kemiske produkter må ikke indeholde eller tilsættes nanomaterialer eller -partikler, med undtagelser for visse pigmenter, naturligt forekommende uorganiske fyldstoffer, umodificeret syntetisk amorf silica og polymerdispersioner, forudsat at de opfylder de specificerede betingelser.

8.4.3.1 Datagrundlaget

I forhold til de øvrige beregninger i rapporten, hvor klimabelastningen vurderes ud fra livscyklusvurdering, er der for bygninger valgt en anden tilgang baseret på energimærkningsdata. Energimærkningen giver en mere direkte vurdering af bygningers energiforbrug ved drift og er særligt relevant, da den bygger på standardiserede beregningsmetoder og registrerede data fra faktiske bygninger. Ved at benytte specifikke energimærkningsdata i stedet for generiske LCA-databaser opnås en mere præcis og kontekstafhængig vurdering af bygningernes energiforbrug.

For at sikre en pålidelig og systematisk tilgang til dataindsamlingen er oplysningerne hentet fra EMOData-service³¹⁸, som er Energistyrelsens officielle database over energimærkningsdata for bygninger i Danmark. EMOData-service gør det muligt at tilgå strukturerede

³¹⁸ <https://emoweb.dk/emodata/test/>

oplysninger om energiforholdene i både offentlige og private bygninger, hvor energimærkning er lovpligtigt.

Energimærkningssystemet fungerer som en vurdering af bygningens energimæssige ydeevne og inkluderer både faktiske målinger og standardiserede beregninger. Dataene bliver indsamlet af certificerede energikonsulenter og kvalitetssikret af Energistyrelsen. Ved at benytte denne kilde sikres et datagrundlag, der er sammenligneligt på tværs af bygninger og baseret på en ensartet metodik.

De data, der er blevet udtrukket³¹⁹ til denne analyse, er specifikt relateret til bygningernes energiforbrug og klimabelastning og inkludere energimærkede offentlige bygninger, opført efter 2017 og frem til juli 2024. Udtrækket inkluderer:

- **Bygningsoplysninger:**
Adresse, postnummer og kommune
Opførelsesår
Bygningens anvendelseskategori (fx undervisning, sundhedsvæsen, kontor)
- **Energimærkningsoplysninger:**
Energimærkningsdato
Energiklasse (fx A2020, B, C osv.)
- **Arealoplysninger:**
Opvarmet areal (m²)
- **Energiforbrug og beregnede energirammer:**
Energi ramme BR2015 uden tillæg (kWh/m²/år)
Energi ramme BR2018 uden tillæg (kWh/m²/år)
Eventuelle tillæg til energirammen
Beregnet energibehov i henhold til BR2015 og BR2018
- **Ejerforhold:**
Bygningens ejerkategori (stat, kommune, region, privat)

Disse data giver et omfattende billede af bygningernes energiforbrug samt grundlaget for energimærkningsvurderingerne.

For at sikre datasættets validitet er de udtrukne oplysninger valideret op mod registrerede bygningsdata i BBR (Bygnings- og Boligregistret) samt gennem Energistyrelsens kontrolprocedurer. Valideringen sikrer, at de anvendte oplysninger er korrekte og konsistente.

Nedenstående tabel giver en oversigt over, hvordan forskellige datafelter er valideret:

³¹⁹ Udført af Uffe Groes fra Energieffektive Bygninger - <http://energieffektivebygninger.dk/>

Overskrifter	Validering
BBR oplysninger	Oplysningerne er valideret op mod BBR ved indberetning. Undtaget er bygningens opførelsesår der er energikonsulentens indtastning
Energimærknings dato	Angives automatisk af Energistyrelsen ved indberetning fra energikonsulenten
Opvarmet areal	Bygningens m ² er opmålt af energikonsulenten iht. håndbog for energikonsulenteres regler
Ejerforhold	Er indtastet af energikonsulenten
Beregnete data	Er beregnet med SBI's beregningskerne fra Be18 (eller den udgave der var gældende på energimærkningstidspunktet), på baggrund af energikonsulentens registrering af bygningens klimaskærm og tekniske anlæg.
Ny bygning	Er bygninger der er energimærket som ny bygning
Energimærknings nummer	Er energimærkningsrapportens nummer, tildelt af Energistyrelsen

Udover den automatiske validering kan der dog stadig opstå fejl i registreringen, særligt ved manuel indtastning af data. Eksempelvis kan en bygning fejlagtigt være registreret som ejet af en kommune, selvom den reelt er privat, eller der kan være unøjagtigheder i bygningens klassificering.

For at sikre, at analysen omfatter de korrekte bygninger, er datasættet blevet manuel gennemgået med fokus på at identificere offentlige bygninger. I de fleste tilfælde har dette været en relativt ligetil proces, men i enkelte tilfælde har det været vanskeligt at afgøre, hvorvidt en bygning reelt er offentlig. Når der har været tvivl, er der foretaget en ekstra vurdering baseret på offentligt tilgængelige oplysninger om bygningens anvendelse og ejerforhold. I disse få tilfælde er det nødvendigt at anvende et skøn baseret på de tilgængelige data.

Denne ekstra validering sikrer, at datasættet primært omfatter relevante offentlige bygninger og dermed danner et solidt grundlag for de videre analyser.

8.4.4 Resultater og konklusioner

Analysen af klimabelastningen tager udgangspunkt i de energimæssige krav, herunder kravet om, at energiforbruget i svanemærket nybyggeri skal være mindst 10 % bedre end BR18-standarderne. Datagrundlaget er hentet fra Energistyrelsens officielle database, EMOData-service, som giver adgang til strukturerede oplysninger om bygningers energiforhold. Klimabelastningen for nybyggeri baseres derfor på energimærkningsrapporter frem for en fuld livscyklusvurdering. Dette valg er truffet, da energimærkningen giver en mere direkte vurdering af bygningers energiforbrug i brugsfasen og bygger på standardiserede beregningsmetoder samt registrerede data fra faktiske bygninger.

I forhold til cirkulær økonomi foretages en kvalitativ vurdering af de krav, som licenshavere ofte skal tilpasse sig for at leve op til Svanemærkets standarder. I denne sammenhæng vurderes specifikke krav, herunder O10 "Håndtering af byggeaffald", der sikrer, at mindst 70 % af ikke-farligt byggeaffald sorteres til genbrug, genanvendelse eller anden materiale-nyttiggørelse.

For kemikalier i nybyggeri vurderes de samlede krav, der skal sikre et sundt indeklima, herunder begrænsninger for farlige stoffer, konserveringsmidler i maling og lak samt problematiske kemikalier som stoffer på EU's kandidatliste og visse nanopartikler. Denne vurdering foretages kvalitativt og suppleres med målinger af indeklimaet for at belyse eventuelle påvirkninger.



Svanemærkede daginstitutioner er mere energieffektive end konventionelle daginstitutioner uden svanemærke. Dette ses ved, at svanemærkede institutioner i gennemsnit bruger kun 67 % af energirammen, sammenlignet med 86,3 % for offentlige institutioner generelt. Hvis kravene til svanemærket blev udbredt til alle bygninger, ville energieffektiviteten for hele bygningsmassen forbedres markant.



Svanemærkede bygninger forventes at være mere cirkulære end ikke-svanemærkede bygninger, da svanemærkede stiller en række relevante og ambitiøse krav, inden for nogle velkendte problemområder for nybyggeri. Effekten afhænger af det specifikke byggeri.



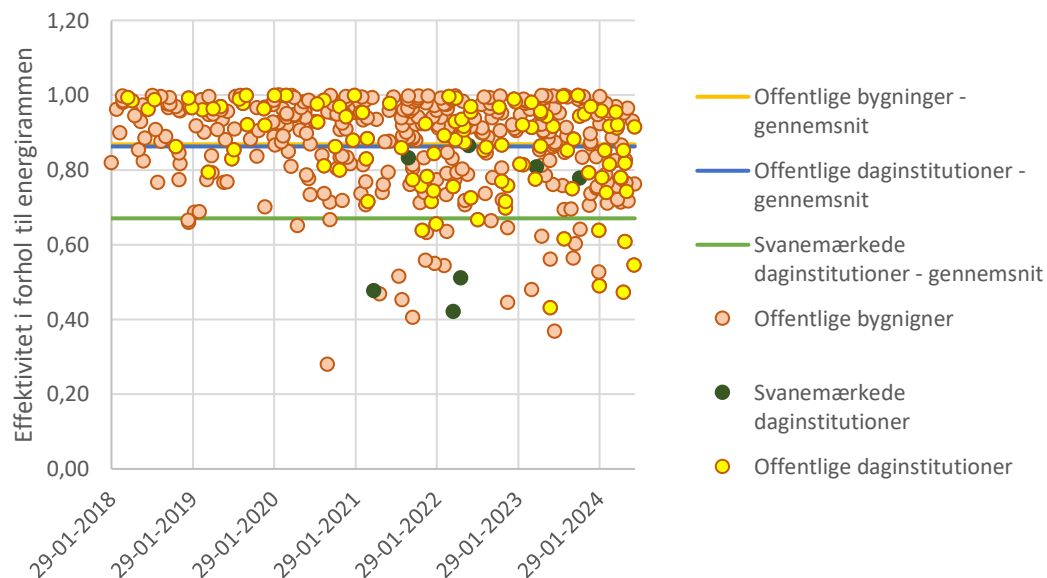
Her er omfattende krav, der går længere end lovkrav. Samtidig viste målinger udført af Eurofins for to svanemærkede bygninger, at niveauerne af TVOC (Total Volatile Organic Compounds) og formaldehyd er markant lavere end de vejledende grænseværdier i den frivillige bæredygtighedsklasse. Derudover viste testene fravær af klorparaffiner, bisphenol A og F samt ftalater i de undersøgte svanemærkede bygninger.

Analysen er udelukkende baseret på energimærkningsdata og kvalitative vurderinger, og man kan derfor ikke konkludere på den samlede miljø- og klimaeffekt ved at svanemærket byggeri frem for konventionelt byggeri.

8.4.4.1 Klimapåvirkning

Dette afsnit præsenterer data om energieffektivitet for forskellige typer bygninger. Det er vigtigt at bemærke, at afsnittet ikke er baseret på en livscyklusanalyse og ikke inkluderer klimaberegninger. Dette skyldes blandt andet, at bygningerne kan have forskellig opvarmingsform, hvilket gør det mere hensigtsmæssigt at præsentere resultaterne direkte fra energimærkningsrapporterne. Dette giver en direkte og sammenlignelig måling af energieffektivitet baseret på de tilgængelige data.

Figur 99 illustrerer energiforbrug som en procentdel af energirammen, hvor lavere værdier angiver højere energieffektivitet.



Figur 99: Energieffektivitet i forhold til energirammen: Figuren viser energiforbrug som en procentdel af energirammen, hvor energirammen (100 %) repræsenterer de krav, der er fastsat i bygningsreglementet. En lavere procentværdi angiver et lavere energiforbrug i forhold til den tilladte ramme og dermed et mere energieffektivt byggeri.

Figuren viser følgende resultater:

- Svanemærkede institutioner skiller sig positivt ud med et gennemsnitligt energiforbrug på 67% af energirammen, hvilket indikerer høj energieffektivitet og ambitioner inden for bæredygtigt byggeri.
- Offentlige institutioner ligger gennemsnitligt på 86,3% af energirammen, hvilket viser en god, men ikke helt optimal energieffektivitet sammenlignet med svanemærkede bygninger.
- Offentlige bygninger generelt ligger tæt på offentlige institutioner med 86,9% af energirammen, hvilket gør dem marginalt mindre energieffektive.

Det er værd at bemærke, at der på nuværende tidspunkt med 7 Svanemærkede institutioner, ikke er et stort datagrundlag for svanemærkede daginstitutioner i den undersøgte periode. Denne mangel på data kan begrænse muligheden for at drage endegyldige konklusioner, men det vurderes, at de aktører, der vælger at få deres byggeri svanemærket, ofte går ambitiøst til værks i forhold til energirammen. Dette understøttes af de lavere energiforbrugstal for svanemærkede institutioner i undersøgelsen.

Hvis alle offentlige bygninger var blevet bygget efter kravene til svanemærkning, ville de mindst energieffektive bygninger blive betydeligt forbedret. Dette ville samlet set reducere det gennemsnitlige energiforbrug pr. kvadratmeter i bygningsmassen og dermed bidrage til en mere energieffektiv offentlig sektor. Ved at hæve de mindst energieffektive bygninger til et niveau, der ligger 10% under energirammen (Svanemærkets krav), kan den samlede bygningsmasses energiforbrug forbedres markant.

For at vurdere effekten af et sådant krav blev data fra offentlige bygninger analyseret. Hvis man indførte et krav om, at alle bygninger skal være mindst 10% under energirammen, ville gennemsnittet for offentlige bygninger falde fra 86,9% til 83,7% af energirammen. Dette viser, at et sådant krav kunne have en positiv effekt på energieffektiviteten i byggeriet, idet det ville løfte bundniveauet og give en mere energieffektiv samlet bygningsmasse.

8.4.4.2 Cirkulær økonomi og genanvendelse

Cirkulær økonomi i byggeriet handler om at reducere ressourceforbrug, minimere affald og forlænge materials levetid. Byggebranchen står over for betydelige udfordringer i forhold til bæredygtighed. Ifølge Miljøministeriet står byggeriet for over 40 % af den samlede affaldsmængde i Danmark³²⁰. Desuden oplever branchen, at eksisterende bygningsreglementer ikke altid understøtter bæredygtige initiativer, hvilket kan hæmme udviklingen af cirkulære løsninger³²¹. I denne kontekst gør svanemærket byggeri en væsentlig forskel ved at adressere disse udfordringer gennem en helhedsorienteret tilgang til bæredygtighed.

Design for adskillelse og fleksibilitet: Svanemærket stiller krav til, at bygninger designs med henblik på fremtidig demontering og genbrug af materialer. Dette indebærer:

- Brug af sammenføjningsteknikker, der muliggør adskillelse uden beskadigelse af materialer.
- Modulsystemer, der letter udskiftning og tilpasning af bygningselementer over tid.
- Planlægning for fleksibel anvendelse af bygningen, så den kan ombygges frem for at blive revet ned.

Konventionelt byggeri er ofte designet til én funktion og indebærer omfattende nedrivning og spild af materialer ved ændringer³²². Dette reducerer genbrug og genanvendelsesmuligheder og forværrer branchens affaldsproblem.

Materialevalg og kemikaliekontrol: For blandt andet at sikre, at byggematerialer kan genbruges eller genanvendes uden miljø- og sundhedsrisici, har svanemærket:

- Strengt begrænsninger for skadelige kemikalier, såsom VOC'er, tungmetaller og hormonforstyrrende stoffer.
- Krav til materialedokumentation gennem materialelogbøger, der letter fremtidig genbrug.
- Fokus på miljømærkede produkter med yderligere krav om lav miljø- og sundhedspåvirkning.

³²⁰ Svanemærket – en guide til mere cirkulært byggeri. Tilgængelig på: [Svanemarket.dk](https://svanemarket.dk)

³²¹ Cirkulær økonomi i byggeriet. CONCITO. Tilgængelig på: [Concito.dk](https://concito.dk)

³²² <https://sciencereport.dk/sustain/svanemarket-strammer-kravene-til-byggeri/>

I konventionelt byggeri er der ofte færre restriktioner på kemikalieindhold, hvilket kan komplicere genanvendelse og øge risikoen for sundhedsskadelige stoffer i affaldsfasen³²³

Øget brug af genanvendte materialer: Svanemærket byggeri fremmer cirkulær økonomi ved at:

- Øge brugen af genanvendte materialer såsom beton, stål og træ³²⁴.
- Kræve, at visse materialer indeholder en andel af genanvendte råvarer.

Konventionelt byggeri benytter i højere grad primære råmaterialer, hvilket medfører en højere miljøpåvirkning fra udvinding og produktion.

8.4.4.3 Uønsket kemi

Byggematerialer og kemiske produkter anvendt i nybyggeri kan indeholde stoffer, der er skadelige for menneskers sundhed og miljøet. Svanemærket stiller strenge krav til kemikalieindhold i byggematerialer for at minimere eksponeringen for sundhedsskadelige og miljøfarlige stoffer. Gennem systematiske test og dokumentation sikres det, at skadelige kemikalier udelukkes eller begrænses i svanemærkede bygninger.

Svanemærket arbejder aktivt med at fjerne eller begrænse anvendelsen af problematiske kemikalier i byggematerialer omfatter blandt andet³²⁵:

- Forbud mod CMR-stoffer (kræftfremkaldende, mutagene og reproduktionstoksiske stoffer) i byggematerialer og kemiske produkter.
- Restriktioner for konserveringsmidler i maling og byggematerialer, herunder begrænsninger for isothiazolinoner.
- Udelukkelse af stoffer på EUs kandidatliste over særligt problematiske stoffer (SVHC-stoffer).
- Forbud mod hormonforstyrrende stoffer og persistente, bioakkumulerbare og toksiske (PBT) forbindelser.
- Strenge grænseværdier for emissioner fra byggematerialer, særligt formaldehyd. I Svanemærket maling, lak og kemiske byggeprodukter stilles der ligeledes krav til VOC'er (flygtige organiske forbindelser) og kræftfremkaldende stoffer. Disse materialer anvendes i stort omfang i Svanemærkede byggerier.

For at sikre et sundt indeklima og fremme genanvendelse af byggematerialer, stiller Svanemærket også krav til konkrete materialer og produkter. Eksempler på begrænsninger inkluderer:

- PVC-gulve må kun anvendes i områder med særlige krav til skridsikkerhed og er endvidere underlagt krav om indhold af ftalater og tungmetaller.
- Installationskabler skal være halogenfri og må ikke indeholde eks. ftalater
- Trykimprægneret træ med tungmetaller og biocider må kun anvendes i meget begrænsede tilfælde.

³²³ <https://sciencereport.dk/sustain/svanemaerket-strammer-kravene-til-byggeri/>

³²⁴ <https://www.bonava.dk/hvem-er-vi/baredygtigt-byggeri/svanemarket-byggeri>

³²⁵ Baggrunddokumentation for nybyggeri -Svanemærket

I praksis betyder dette eksempelvis, at man i Svanemærkede byggerier må vælge fuger og membraner uden ftalater, finde byggeskum uden isocyanater, vælge isolering som ikke er brandimprægneret med borsyre, finde alternativer til epoxy gulve etc.

Ifølge testresultater udført af Eurofins for Miljømærkning Danmark viser luftmålinger i to svanemærkede bygninger markant lavere niveauer af skadelige kemikalier sammenlignet med konventionelt byggeri, hvor:

- Målinger af TVOC (Total Volatile Organic Compounds) og formaldehyd bekræfter, at niveauerne er markant lavere end de vejledende grænseværdier i den frivillige bæredygtighedsklasse (FBK). Ifølge FBK må formaldehydindholdet i indeluften ikke overstige $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og TVOC-niveauet må ikke overstige $1.500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ved ibrugtagning af bygningen. De faktiske målinger viser betydeligt lavere niveauer, med formaldehyd mellem <4 og $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ samt TVOC mellem 26 og $330 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- At der var fravær af klorparaffiner, bisphenol A og F samt ftalater i svanemærkede bygninger

Disse målinger er foretaget på færdigbyggede nybyggerier jf. DS/EN ISO 16000-serien³²⁶, hvilket giver en reel indikation af indeklimaets kvalitet. Dog kan denne type testning være problematisk, da måleresultaterne kan være påvirket af, hvor meget der har været luftet ud i bygningen inden målingen eller hvornår det afsluttende arbejde er udført ift. målingen. Derfor er det mere effektivt at sikre, at skadelige kemikalier slet ikke anvendes i byggematerialer fra starten, frem for alene at stole på efterfølgende luftmålinger. Alligevel udføres denne type tests ofte i byggebranchen som en metode til at dokumentere luftkvaliteten i nye bygninger. Svanemærket anser det for mest sikkert at stille strenge kemikaliekrav til produkterne samt supplere dette med emissionstest af selve materialerne, som der stilles krav til i Svanemærket maling og kemiske byggeprodukter.

³²⁶ Samt Eurofins egne målemetoder

9 Produktgrupper uden tilstrækkeligt datagrundlag

I denne rapport har vi bevidst valgt at udelade visse produktgrupper, herunder papirprodukter (toiletpapir, fedttætpapir og kopipapir), trykkerier og tryksager samt batterier (både genopladelige og engangsbatterier), fra analyserne. Dette skyldes en række metodiske og datamæssige udfordringer, der samlet set forhindrer en robust og repræsentativ miljøvurdering. Nedenfor er de væsentligste udfordringer liste:

- **Manglende gennemsigthed i data:** For flere af de udeladte produktgrupper – særligt papirprodukter, findes der CO₂-data, men med begrænset sporbarhed og dokumentation for hvad disse CO₂ tal dækker over. Ofte mangler detaljer om de underliggende beregningsmetoder og antagelser, hvilket gør det umuligt at vurdere, om data repræsenterer et markedsgennemsnit eller blot enkelte producenter. Denne mangel på transparens skaber en betydelig usikkerhed, der undergraver validiteten af en LCA-baseret miljøvurdering.
- **Begrænset repræsentativitet og datamæssig heterogenitet:** Mange af de tilgængelige data for disse produktgrupper stammer fra snævre case-studier eller enkelt-virksomheder. For papirprodukter og tryksager er data eksempelvis ofte indsamlet fra få producenter, hvilket gør det vanskeligt at fastslå et pålideligt gennemsnit for hele markedet. Ligeledes varierer oplysningerne om batterier betydeligt, hvor forbrugertests kun dækker en del af produktets miljøprofil, mens kritiske aspekter som indholdskemi og produktionsmetoder ofte mangler. Denne heterogenitet betyder, at de tilgængelige data ikke nødvendigvis afspejler generelle markedstendenser og kan give et skævt billede af miljøpåvirkningen.
- **Inkonsistente beregningsmetoder og usikre antagelser:** LCA-resultater er følsomme over for de anvendte metoder og antagelser. For papirprodukter findes der mange forskellige CO₂-data, men beregningsmetoderne varierer markant, ofte uden angivelse af de præcise systemgrænser. For batterier er der stor usikkerhed omkring kvantificeringen af livscyklusfaser som råvareudvinding, produktion, brug og bortskaffelse. Uden en standardiseret tilgang er det ikke muligt at sammenligne resultaterne på tværs af produktgrupper på en meningsfuld måde.
- **Manglende data om produktionsprocesser og indholdskomponenter:** For nogle produktgrupper – særligt batterier – findes der ikke detaljerede data om produktionsprocesser og kemisk sammensætning. Mens forbrugertests giver visse oplysninger, belyser de ikke de specifikke materialer og processer, der anvendes i fremstillingen. Da disse parametre er afgørende for en præcis miljøvurdering, medfører den manglende information en høj grad af usikkerhed.
- **Afvejning mellem fortsat dataindsamling og bredden af analyserede cases:** De udeladte produktgrupper er blevet undersøgt grundigt, men en væsentlig afvejning har været, hvor længe dataindsamlingen skulle fortsætte. Yderligere søgen efter bedre datagrundlag kunne have styrket analysen, men ville samtidig have reduceret antallet af inkluderede produktgrupper. For at sikre en bred dækning af cases med et solidt datagrundlag blev det prioriteret at anvende ressourcerne på de om-



råder, hvor tilstrækkelige og sporbare data var tilgængelige. Denne tilgang har sikret, at rapporten hviler på et metodisk robust og repræsentativt grundlag inden for projektets rammer.

Dog kan fremtidige udviklinger, eksempelvis standardiseringer under PEFCR og Ecodesign herunder det digitale produktpas, potentielt forbedre datakvaliteten for de udeladte produktgrupper. Dette kan på sigt muliggøre en mere omfattende kvantitativ analyse. Indtil da er det nødvendigt at opretholde en metodisk stringent tilgang, hvor vi kun inkluderer produktgrupper med et tilstrækkeligt datagrundlag for at sikre valide konklusioner.

10 Refleksion, Læring og Fremtids- perspektiver

Projektet har givet et dybdegående indblik i, hvordan miljømærkede produkter og services, selv med de uundgåelige metodiske og datamæssige usikkerheder, kan demonstrere en lavere miljøpåvirkning end deres konventionelle modparter. Ved at anvende livscyklusvurderinger som primært analysemiddel er projektet lykkedes med at kvantificere effekterne af specifikke miljøkrav, selvom det er vigtigt at understrege, at LCA som metode indebærer en række udfordringer. Blandt disse er de varierende datagrundlag, antagelser om brugradfærd og variationer i produktlevetid og håndtering af emballage, alle faktorer, som kan påvirke den endelige vurdering. Derfor skal resultaterne ses som værdifulde indikatorer snarere end absolutte måledata, og de skal altid fortolkes med en vis grad af forsigtighed.

En af de centrale læringer i projektet er netop, hvordan de metodiske usikkerheder i LCA (her anvendt for klimadimensionen) skal håndteres, når man sammenligner produkter på tværs af livscyklusser. Det er en stor udfordring at udlede entydige konklusioner, når de data, der anvendes, ofte er forbundet med en vis usikkerhed og en række antagelser. Denne kompleksitet betyder, at beslutningstagere bør benytte LCA-resultater som et supplement til andre kvalitative og kvantitative vurderinger, og ikke som den eneste afgørende faktor i valget af produkter til grønne offentlige indkøb. Her kan type I miljømærker noget unikt i forhold til at kravene stilles lige netop der i livscyklus, hvor der er mulighed for at gøre tiltag for at skruer ned for belastningen og det er disse tiltag, som skal dokumenteres med primærdata.

Det er vigtigt at understrege, at de største klimareduktioner ikke opnås alene ved at vælge miljømærkede produkter. Miljømærkede produkter kan imidlertid bidrage til at reducere det samlede forbrug, da de ofte muliggør, at man køber færre produkter af bedre kvalitet og længere holdbarhed. Det er netop i forbindelse med færre indkøb, at de største klimabesparelser ligger gemt. Svanemærket er derfor et godt udgangspunkt for reduceret klimabelastning, samtidig med at man får produkter med mindre problematisk kemi og produkter, der ofte er mere cirkulære.

Et væsentligt aspekt i projektet er det potentiale, som de opnåede data besidder, når de på sigt kan integreres i databaser som Exiobase. Med en mere detaljeret og systematisk dataintegration åbnes der op for en række muligheder for at forbedre monitoreringen af miljøpåvirkningerne ved offentlige indkøb. Exiobase kan ved at inkorporere disse data fungere som et vigtigt redskab for det offentlige, idet det muliggør en løbende evaluering af, hvordan grønne indkøb påvirker klimaaftrykket. Dette kan ikke alene bidrage til en bedre forståelse af de kortsigtede effekter, men også til at estimere de langsigtede resultater af regeringens strategier for grønne indkøb.

Dataene fra LCA'erne kan dermed blive en central del af den fremtidige beslutningsproces, hvor konkrete målinger af miljøpåvirkning kombineres med økonomiske og strategiske analyser. Dette vil kunne understøtte en mere dynamisk justering af strategierne for grønne indkøb, således at de løbende kan tilpasses den faktiske udvikling i markedet og de teknologiske fremskridt inden for miljøvurdering.

Samtidig peger projektet på vigtigheden af at kombinere både kvantitative data og kvalitative overvejelser. Det er tydeligt, at selvom LCA giver et solidt grundlag for at måle miljøpåvirkninger, er det ofte nødvendigt at supplere med anden form for indsigt, eksempelvis i forhold til, hvordan brugernes faktiske adfærd påvirker resultaterne, eller hvordan produktets design og funktion kan variere fra det teoretiske ideal. Denne holistiske tilgang sikrer, at man ikke udelukkende stoler på de beregnede tal, men også inddrager den komplekse virkelighed, som produkter og systemer opererer i.

På baggrund af de indsamlede data og de identificerede metodiske begrænsninger åbner projektet op for en række interessante forsknings- og udviklingsmuligheder. Eksempelvis kan den nuværende metode videreudvikles til at håndtere flere miljøparametre og integrere yderligere aspekter af produktets livscyklus, herunder også de elementer, som traditionelt set er sværere at kvantificere, såsom påvirkningen af uønsket kemi. En sådan videreudvikling vil kunne bidrage til at gøre analyserne endnu mere robuste og anvendelige i praktiske sammenhænge.

Sammenfattende giver projektet et bredt fundament af læring og indsigt, der spænder over både metodiske udfordringer, dataanvendelse og strategiske perspektiver. Det understreger vigtigheden af en nuanceret tilgang til miljøvurdering og fremhæver, at integrationen af avancerede databaser som Exiobase kan bane vejen for en fremtid, hvor offentlige indkøb bliver endnu grønnere og mere effektive. Med en fortsat udvikling og finjustering af metoderne kan de opnåede resultater blive en central brik i realiseringen af både nationale og europæiske strategier for en bæredygtig fremtid – hvor grønne indkøb ikke blot er et mål, men en dynamisk proces, der kontinuerligt optimeres på baggrund af de nyeste data og metoder.